

GUÍA DE ANÁLISIS DE RIESGOS PARA LA SALUD HUMANA Y LOS ECOSISTEMAS

PLAN REGIONAL DE ACTUACIONES EN MATERIA
DE SUELOS CONTAMINADOS DE LA COMUNIDAD DE MADRID

2001-2006

GUÍA DE ANÁLISIS DE RIESGOS PARA LA SALUD HUMANA Y LOS ECOSISTEMAS

GUÍA DE
ANÁLISIS DE RIESGOS
PARA LA SALUD HUMANA
Y LOS ECOSISTEMAS

PLAN REGIONAL DE ACTUACIONES EN MATERIA
DE SUELOS CONTAMINADOS DE LA COMUNIDAD DE MADRID

2001-2006



GUÍA DE ANÁLISIS DE RIESGOS PARA LA SALUD HUMANA Y LOS ECOSISTEMAS

PLAN REGIONAL DE ACTUACIONES EN MATERIA
DE SUELOS CONTAMINADOS DE LA COMUNIDAD DE MADRID

2001-2006

©  Cofinanciación de 46.030,04 € de una inversión total de 54.142,94 €. Instrumento Financiero del Espacio Económico Europeo.

©  CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE
Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO
Comunidad de Madrid

Edita: Dirección General de Promoción y Disciplina Ambiental

Depósito legal: M-46688-2004

Diseño: nea comunicación

Imprime: COIMOFF, S.A.

Tirada: 1.000

Fecha de edición: 2004

 Impreso en papel ecológico TCF

Impreso en España/Printed in Spain


Comunidad de Madrid
CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE
Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO

AUTORES

- M^ª Jesús Kaifer Brasero ⁽¹⁾
- Alfonso Aguilar Peña ⁽¹⁾
- Encarnación Arana Jiménez ⁽¹⁾
- Gaspar Baleriola Sánchez ⁽¹⁾
- Elena Castillo de Casas ⁽¹⁾
- Irene Torá Mouvet ⁽¹⁾
- Ana de la Torre Reoyo ⁽²⁾
- M^ª Jesús Muñoz Reoyo ⁽²⁾
- Matilde Carballo Santaolalla ⁽²⁾
- Jaime Roset Álvarez ⁽³⁾
- Sonia Aguayo Balsas ⁽³⁾
- Bente Grønlund ⁽⁴⁾
- Emma Peace ⁽⁵⁾
- Daniela Lud ⁽⁶⁾

⁽¹⁾ - U.T.E. TPA-Covitecma

⁽²⁾ - INIA

⁽³⁾ - UCM

⁽⁴⁾ - COWI

⁽⁵⁾ - ENVIROS

⁽⁶⁾ - TAUW

GUÍA de análisis de riesgos para la salud humana y los ecosistemas / M. J. Kaifer, A. Aguilar, E. Arana, G. Baleriola, I. Torá, E. Castillo, A. de la Torre, M. J. Muñoz, M. Carballo, J. Roset, S. Aguayo, B. Grønlund, E. Peace, D. Lud, aut; Madrid: Comunidad de Madrid, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. 2004.

Contaminación de suelos. Análisis de riesgos. Toxicología. Ecotoxicología.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	15
2. ANTECEDENTES	19
2.1. La protección del suelo en el ámbito internacional	19
2.2. La gestión de la contaminación del suelo en la Comunidad de Madrid	20
3. PROCESO DE GESTIÓN DE LOS SUELOS CONTAMINADOS EN LA COMUNIDAD DE MADRID	23
4. OBJETIVOS DE LA GUÍA	29
5. GLOSARIO	33
6. CONCEPTOS GENERALES	43
7. METODOLOGÍA GENERAL DEL ANÁLISIS DE RIESGOS	47
7.1. Elaboración del modelo conceptual	48
7.1.1. Caracterización de focos de riesgo	51
7.1.2. Identificación de peligros	51
7.1.3. Caracterización de los medios	53
7.1.4. Identificación de las rutas de exposición relevantes	53
7.1.5. Identificación de los receptores	56
7.1.6. Definición de escenarios de análisis	58
7.2. Análisis de la toxicidad	59
7.3. Análisis de la exposición	61
7.3.1. Concentraciones en los puntos de exposición	62
7.3.2. Cuantificación de la exposición	64
7.4. Caracterización del riesgo	66
7.4.1. Exposición a mezclas de contaminantes	66
7.4.2. Análisis de sensibilidad y análisis probabilístico	71
7.5. Análisis de incertidumbres	72
7.5.1. Incertidumbres asociadas al modelo conceptual	72

7.5.2. Incertidumbres asociadas a la caracterización del emplazamiento	73	8.3.3. Evaluación del riesgo	96
7.5.3. Incertidumbres sobre los efectos de los contaminantes	74	8.4. Modelos de exposición	99
7.5.4. Incertidumbres relativas al análisis de la exposición	75	9. ANÁLISIS DE RIESGOS PARA LOS ECOSISTEMAS	101
7.6. Conclusiones del análisis de riesgos	76	9.1. Análisis simplificado de riesgos	102
8. ANÁLISIS DE RIESGOS PARA LA SALUD HUMANA	79	9.1.1. Análisis de la toxicidad	102
8.1. Análisis de la toxicidad	79	9.1.1.1. Caracterización toxicológica de los contaminantes	102
8.1.1. Efectos de los contaminantes en el organismo humano	79	9.1.1.2. Cálculo de concentraciones sin efecto	105
8.1.2. Evaluación de relaciones dosis-respuesta	80	9.1.2. Análisis de la exposición	108
8.1.3. Caracterización toxicológica de los contaminantes	82	9.1.2.1. Concentración de exposición en suelos	109
8.2. Análisis de la exposición	84	9.1.2.2. Concentración de exposición en aguas superficiales	109
8.2.1. Ingestión de suelo	86	9.1.2.3. Concentración de exposición por ingesta de alimento	109
8.2.2. Ingestión de alimentos	87	9.1.3. Caracterización del riesgo	111
8.2.3. Ingestión de agua	88	9.2. Análisis de riesgos detallado	111
8.2.4. Inhalación de partículas	88	10. GESTIÓN DE RIESGOS	115
8.2.5. Inhalación de vapores o gases	89	11. BIBLIOGRAFÍA	119
8.2.6. Contacto dérmico con suelo	89		
8.2.7. Contacto dérmico con agua	90		
8.3. Caracterización del riesgo	91		
8.3.1. Cálculo del índice de riesgo asociado a cada contaminante y vía	93		
8.3.2. Cálculo de los índices de riesgo integrado	93		
8.3.2.1. Riesgo integrado para contaminantes cancerígenos	94		
8.3.2.2. Riesgo integrado para contaminantes sistémicos	95		
8.3.2.3. Combinación de escenarios de análisis	96		

TABLAS

Tabla 7.1:	Ejemplo de definición básica de escenarios de análisis en un análisis de riesgos para la salud humana.	60
Tabla 7.2.	Fraccionamiento y compuestos de referencia en el método MADEP.	69
Tabla 7.3.	Fraccionamiento y disponibilidad de referencias toxicológicas en el método TPHCWG.	70
Tabla 8.1.	Clasificaciones de compuestos cancerígenos.	81
Tabla 8.2.	Valores del periodo de exposición (PE).	85
Tabla 8.3.	Factores de adherencia suelo-piel.	90
Tabla 8.4.	Cuantificación del riesgo (contaminantes cancerígenos).	94
Tabla 8.5.	Cuantificación del riesgo (contaminantes sistémicos).	95
Tabla 8.6.	Escenarios de riesgo agrupados (contaminantes sistémicos crónicos).	97
Tabla 9.1.	Vías de exposición relevantes por grupos de organismos representativos.	103
Tabla 9.2.	Ensayos ecotoxicológicos.	104
Tabla 9.3.	PECs disponibles para grupos de receptores y sus vías de exposición.	108
Tabla 9.4.	Aproximación de especies alóctonas y autóctonas por cada grupo de receptores.	110

CUADROS

Cuadro 7.1.	Información relevante para la selección de contaminantes significativos.	51
Cuadro 7.2.	Información relevante para la caracterización de los medios.	53
Cuadro 8.1.	Principales fuentes de información toxicológica en análisis de riesgos para la salud humana.	83
Cuadro 8.2.	Cálculo de ingesta media diaria.	84
Cuadro 8.3.	Conversión de dosis administrada a dosis absorbida.	92

Cuadro 8.4.	Conversión de concentración de referencia a dosis administrada.	92
Cuadro 8.5.	Criterios de aceptabilidad del riesgo.	98
Cuadro 9.1.	Información relevante para la selección de especies para bioensayos.	104
Cuadro 9.2.	Principales fuentes de información ecotoxicológica en análisis de riesgos para los ecosistemas	106
Cuadro 9.3.	Principios generales para derivar datos de PNEC.	107
Cuadro 9.4.	Parámetros necesarios para derivar los valores de PEC.	108
Cuadro 9.5.	Criterios de aceptabilidad del riesgo para los ecosistemas.	111

FIGURAS

Figura 3.1.	Esquema general de gestión de los suelos contaminados en la Comunidad de Madrid.	24
Figura 7.1.	Ejemplo gráfico de esquema conceptual (foco, rutas y receptores).	49
Figura 7.2.	Esquema genérico y conceptual de rutas de exposición.	50
Figura 7.3.	Vías de exposición asociadas a medios de contacto.	54
Figura 7.4.	Diagrama conceptual para la definición de escenarios de riesgo.	59

ANEXOS

Anexo 1:	Aplicación de la metodología de análisis de riesgos en la Unión Europea.	125
Anexo 2:	Modelos de migración de contaminantes.	145
Anexo 3:	Parámetros de exposición en análisis de riesgos para la salud humana.	159
Anexo 4:	Parámetros de exposición en análisis de riesgos para ecosistemas.	165

ABREVIATURAS

ACGIH	American Conference of Governmental Industrial Hygienists (Conferencia Norteamericana de Higienistas Industriales Gubernamentales, EE.UU.).	PNUMA	Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
AEMA	Agencia Europea de Medio Ambiente.	RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Instituto Nacional para la Salud Pública y el Medio Ambiente, Holanda).
ANPA	Agenzia Nazionale per la Protezione dell' Ambiente (Agencia Nacional para la Protección del Medio Ambiente, Italia).	SFT	Statens Forurensningstilsyn (Autoridad para el Control de la Contaminación, Noruega).
ANZECC	Australia and New Zealand Environment and Conservation Council (Consejo para la Conservación y el Medio Ambiente de Australia y Nueva Zelanda).	UBA	Umweltbundesamt (Agencia Federal de Medio Ambiente, Alemania).
ASTM	American Society for Testing and Materials (Sociedad Norteamericana de Ensayos y Materiales, EE.UU.).	UE	Unión Europea.
CARACAS	Concerted Action on Risk Assessment for Contaminated Sites in the European Union (Acción Concertada para el Análisis de Riesgos en emplazamientos contaminados de la Unión Europea).	USEPA	United States Environmental Protection Agency (Agencia para la Protección del Medio Ambiente, EE.UU.).
CCME	Canadian Council of Ministers of the Environment (Consejo Canadiense de Ministros de Medio Ambiente, Canadá.).		
CONCAWE	The oil companies' European organisation for environment, health and safety (Organización Europea de Empresas Petroquímicas para el Medio Ambiente, la Salud y la Seguridad).		
DEFRA	United Kingdom Department of The Environment, Food And Rural Affairs (Departamento de Medio Ambiente, Alimentación y Medio Rural, Reino Unido).		
DEPA	Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen (Ministerio de Medio Ambiente y Energía, Dinamarca).		
EA	United Kingdom Environment Agency (Agencia de Medio Ambiente, Reino Unido).		
ECB	European Chemicals Bureau (Oficina Europea para Productos Químicos).		
ECETOC	European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals (Centro Europeo de Ecotoxicología y Toxicología de Sustancias Químicas).		
FAO	United Nations Food and Agriculture Organization (Organización para la Agricultura y la Alimentación de las Naciones Unidas).		
IARC	International Agency for Research on Cancer (Agencia Internacional de Investigación del Cáncer de las Naciones Unidas).		
IGME	Instituto Geológico y Minero de España.		
IHOBE	Ingurumen Jarduketarako Sozietate Publikoa (Sociedad Pública de Gestión Ambiental de la Comunidad Autónoma del País Vasco).		
INSHT	Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo.		
ISO	International Organization for Standardization (Organización Internacional para la Normalización).		
MADEP	Massachusetts Department of Environmental Protection (Departamento para la Protección del Medio Ambiente del Estado de Massachusetts, EE.UU.).		
OCDE	Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico.		
OMS	Organización Mundial de la Salud.		
ORNL	Oak Ridge National Laboratory (Laboratorio Nacional de Oak Ridge, EE.UU.).		
PECC	Programa Europeo sobre el Cambio Climático.		

El suelo, considerado desde la perspectiva de las actividades humanas dirigidas al aprovechamiento de su potencial productivo (agricultura, ganadería, explotación forestal), se ha definido tradicionalmente como “el conjunto de unidades naturales que ocupan las partes de la superficie terrestre que soportan las plantas, y cuyas propiedades se deben a los efectos combinados del clima y de la materia viva sobre la roca madre, en un periodo de tiempo y en un relieve determinado” (Soil Survey Staff, 1951).

Por otro lado, el suelo, como soporte de actividades de carácter urbano, se interpreta más en función de las características y propiedades que condicionan dichas actividades: capacidad portante, erosionabilidad, estabilidad, permeabilidad, facilidad de drenaje, etc. En este caso, el alcance del concepto suelo es más amplio, no limitándose al espesor afectado por las raíces de las plantas, sino incluyendo además todos los materiales no consolidados, meteorizados o alterados de su condición original y situados sobre un lecho rocoso, duro y consolidado.

En el presente documento se entiende por suelo la capa superior de la corteza terrestre, situada entre el lecho rocoso y la superficie, compuesta de partículas minerales, materia orgánica, agua, aire y organismos vivos. Constituye la interfaz entre la tierra, el aire y el agua, lo que le confiere la capacidad de desempeñar tanto funciones naturales como de uso.

La importancia del suelo radica en las numerosas funciones que desempeña, tanto ambientales como económicas, sociales y culturales. De acuerdo con el documento de la Comisión de la Unión Europea “Hacia una estrategia temática para la protección del suelo” (COM (2002), 179), las principales funciones del mismo son las siguientes:

- El suelo es fuente de alimentos y producción de biomasa. La agricultura y la selvicultura dependen del suelo como soporte físico, así como para el suministro de agua y nutrientes.
- Constituye uno de los principales factores para la protección del agua y de intercambio de gases con la atmósfera, debido a su capacidad de almacenamiento, filtración, amortiguación y transformación de elementos minerales, agua, materia orgánica y sustancias químicas.
- Constituye el hábitat de numerosos organismos que viven tanto en el suelo como sobre él, desempeñando funciones ecológicas esenciales.
- Como entorno físico, el suelo sirve de base a las actividades humanas y constituye un elemento del paisaje y del patrimonio cultural de la humanidad.
- Es fuente de materias primas.

Algunas de las características que diferencian el suelo de otros recursos son las siguientes:

- El suelo es un recurso prácticamente no renovable, con una cinética de degradación rela-

tivamente rápida y, por el contrario, tasas de formación y regeneración extremadamente lentas.

- El suelo tiene una gran capacidad de almacenaje y amortiguación, debida en gran parte a su contenido en materia orgánica. Dicha capacidad está relacionada tanto con el agua, los minerales y los gases como con un gran número de sustancias químicas que pueden acumularse en el suelo. Cuando se superan los umbrales de irreversibilidad de almacenaje y amortiguación de estas sustancias en el suelo, se produce la liberación y distribución de las mismas en otros medios.
- El suelo es un medio vivo con gran biodiversidad. La actividad biológica contribuye a determinar la estructura y fertilidad del suelo y resulta fundamental para que pueda realizar algunas de sus funciones.
- A diferencia del aire y el agua, el suelo es un recurso que está generalmente sujeto a derechos de propiedad.

En el ámbito de la Unión Europea, la degradación del suelo (entendida como la pérdida de la capacidad de realizar las funciones que le son propias) tiene actualmente las siguientes causas principales:

- La erosión: es un fenómeno geológico natural que consiste en el desprendimiento de partículas de suelo por la acción del agua o del viento. Ciertas actividades humanas pueden acelerar las tasas de erosión. Las consecuencias de la erosión son la pérdida de la capacidad del suelo para realizar sus funciones y en último caso su desaparición. La erosión tiene efectos negativos sobre los cursos de agua y sobre los ecosistemas marinos y fluviales.
- La pérdida de materia orgánica: la materia orgánica, producida por la acción lenta de los microorganismos del suelo es de vital importancia para que pueda mantener sus funciones y resulta un factor determinante de resistencia a la erosión y de fertilidad de los suelos. Las actividades agrícolas y forestales tienen una gran incidencia en la pérdida de materia orgánica del suelo, especialmente las explotaciones de carácter intensivo. La disminución de la materia orgánica es especialmente preocupante en las regiones mediterráneas.
- La contaminación: la introducción de agentes contaminantes en el suelo por encima de determinados niveles puede originar consecuencias negativas en la cadena alimentaria y por tanto en la salud humana, los ecosistemas y los recursos naturales. La evaluación de sus efectos requiere considerar no sólo su concentración, sino también su comportamiento ambiental y los mecanismos de exposición. Generalmente se distingue entre la contaminación procedente de fuentes puntuales y la causada por fuentes difusas.

La contaminación puntual proviene de fuentes delimitadas como la minería, las instalaciones industriales, los vertederos y otras instalaciones, tanto en funcionamiento como tras su cierre.

La contaminación difusa está relacionada principalmente con la deposición atmosférica, determinadas prácticas agrícolas y el tratamiento inadecuado de lodos de depuradora y aguas residuales.

- El sellado: la cubrición del suelo para la construcción de edificios, carreteras u otros fines reduce la superficie disponible para realizar sus funciones como la absorción de agua de lluvia para su infiltración, modifica los flujos de agua y contribuye a agravar la fragmentación de la biodiversidad. El sellado del suelo es prácticamente irreversible y está muy relacionado con las estrategias de ordenación del territorio.
- La compactación: se produce por la presión mecánica ejercida sobre el suelo como consecuencia del uso de maquinaria pesada y del pastoreo excesivo. La compactación redu-

ce la porosidad del suelo por lo que pierde parcial o totalmente su capacidad de absorción, deteriora la estructura edáfica del mismo, limita el crecimiento de las raíces, la fertilidad, la actividad biológica y la estabilidad. En consecuencia se incrementa el volumen de aguas de escorrentía superficial y por tanto el riesgo de erosión.

- La reducción de la biodiversidad: el suelo es el hábitat de numerosos organismos vivos y, a su vez, constituye la base sobre la que se desarrollan los ecosistemas terrestres. Los microorganismos que habitan el suelo desempeñan un papel fundamental en el mantenimiento de su fertilidad ya que garantizan sus propiedades físicas, químicas y biológicas. La pérdida de biodiversidad del suelo lo hace más vulnerable a la erosión y a otros procesos de degradación.
- La salinización: consiste en la acumulación de sodio, magnesio y calcio en los suelos, provocando una reducción importante de su fertilidad. Suele estar vinculada a los terrenos de regadío, principalmente en zonas de escasas precipitaciones y elevados niveles de evapotranspiración. En las zonas costeras, la salinización puede estar también vinculada a la sobreexplotación de las aguas subterráneas.
- Ciertas catástrofes naturales: las inundaciones y los deslizamientos de tierras están estrechamente relacionados con la gestión de suelos. A gran escala provocan fenómenos de erosión, de contaminación y de pérdida de recursos del suelo, causando daños a infraestructuras y la pérdida de tierras de cultivo. Este tipo de catástrofes naturales se producen con mayor frecuencia en zonas de suelos erosionables, fuertes pendientes e intensas precipitaciones.

Dado que muchas de estas causas se dan simultáneamente en numerosos suelos, la consecución de una política en pro de la sostenibilidad del suelo exige la adopción de una estrategia integrada para su protección. No obstante, para la perspectiva del presente documento resulta de particular interés la contaminación del suelo y, en especial, la contaminación local o puntual.

La incorporación al suelo de agentes contaminantes por encima de su capacidad de amortiguación supone la contaminación del mismo y la posible contaminación de las aguas subterráneas, lo cual puede dar lugar a una limitación de algunas de las funciones de aquél (en particular, su uso).

La presencia en el suelo de elementos tóxicos para la salud humana y/o los ecosistemas supone un riesgo que, de ser inaceptable, exige la implantación de medidas correctoras acordes con las características del caso. La acumulación de sustancias tóxicas en el suelo tiene con frecuencia un origen antrópico, pero también puede ocurrir de manera natural.

CAPÍTULO 2

2.1. La protección del suelo en el ámbito internacional

2.2. La gestión de la contaminación del suelo en la Comunidad de Madrid

ANTECEDENTES

2.1. La protección del suelo en el ámbito internacional

Como ya se ha indicado, el suelo constituye un recurso de primer orden que ha de ser protegido puesto que supone el sostén de la actividad humana y de la vida en el planeta. La preocupación explícita por su degradación y conservación por parte de organismos internacionales se remonta a unos 30 años atrás.

La Carta Europea de los Suelos, aprobada por el Consejo de Europa en 1972, y la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Humano (1ª Conferencia del PNUMA, Estocolmo 1972) empiezan a poner de manifiesto la preocupación por la degradación y contaminación del suelo como consecuencia del desarrollo humano.

La Carta Mundial de los Suelos de la FAO (1981) y la Política Mundial del Suelo del PNUMA (1982) persiguen el fomento de la cooperación internacional para el uso racional del recurso suelo y reflejan la preocupación por su degradación. En ellas se establecen los principios de actuación para la explotación de los suelos de forma sostenible y las directrices para la formulación de políticas nacionales.

Por otro lado, la Cumbre de Río de Janeiro de 1992 ha marcado un hito histórico en cuanto al compromiso internacional en el ámbito de la protección del medio ambiente. En el marco de la misma se desarrolló el Convenio sobre la Diversidad Biológica, estableciendo un compromiso de conservación de la diversidad biológica y de la utilización sostenible de sus componentes (entre los que se encuentra el suelo) y de los recursos genéticos.

La importancia de los ecosistemas terrestres queda recogida en la Convención Marco sobre el Cambio Climático de 1992, en la que se reconoce su papel como sumideros de gases de efecto invernadero y se señala que la degradación del suelo y sus cambios de uso inciden negativamente en el aumento global de las emisiones de gases de efecto invernadero. En esa misma línea, el Protocolo de Kioto (1997) promueve el desarrollo sostenible e invita a todas las partes a aplicar políticas y medidas de protección y aumento de los sumideros de gases de efecto invernadero.

En cuanto a la problemáticas específicas de la erosión de los suelos y de la pérdida de suelo agrícola a nivel mundial, la Convención de Lucha contra la Desertificación y la Sequía (1994) marcó como objetivo prevenir y reducir la degradación del suelo, rehabilitar las zonas que están parcialmente degradadas y recuperar las que se hayan desertificado.

La conciencia de la comunidad internacional respecto a la necesidad de proteger el suelo es cada vez más evidente, como lo ponen de manifiesto las recientes iniciativas y compromisos políticos y legales para la protección de los recursos y del medio ambiente (Nairobi 1997, Malmö 2000, Johannesburgo 2002).

En el ámbito de la Unión Europea (UE), aunque muchas de sus políticas afectan al suelo y algunas de ellas velan por su protección (aún no siendo éste su objetivo principal), todavía no exis-

te legislación europea específica para la protección del mismo. A este respecto las políticas más importantes son, entre otras, las de medio ambiente, agricultura, desarrollo regional, transporte, investigación y desarrollo. Por su relevancia cabe mencionar las Comunicaciones de la Comisión COM (1998) 42, sobre una estrategia comunitaria en materia de biodiversidad, y COM (2002) 88, sobre políticas y medidas de la UE para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero: hacia un Programa Europeo sobre el Cambio Climático (PECC).

También cabe resaltar que el Sexto Programa de Acción Comunitario en Materia de Medio Ambiente (Decisión 1600/2002/CEE) incluye una estrategia temática para la protección del suelo, la cual hace especial hincapié en prevenir la contaminación, la erosión, la desertización, la degradación del suelo, la ocupación de terrenos y los riesgos hidrogeológicos.

La Comunicación de la Comisión Europea COM (2002) 179, "Hacia una estrategia temática para la protección del suelo", es la primera que aborda de forma específica esta cuestión. Trata, entre otros temas, de la erosión, la pérdida de materia orgánica del suelo y la prevención de la contaminación. Con objeto de garantizar su adecuada protección, la Comisión de la Unión Europea va a proponer a partir de 2002 una serie de medidas dirigidas a evitar la contaminación del suelo y procurará integrar la protección del suelo en las principales políticas de la UE. Por otra parte, la Comisión llevará a cabo los preparativos para una propuesta legislativa sobre la vigilancia del suelo.

2.2. La gestión de la contaminación del suelo en la Comunidad de Madrid

Ciñéndose a la problemática específica de la contaminación del suelo, la Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos, introduce en el ordenamiento jurídico español el concepto de suelo contaminado, atribuyendo a las Comunidades Autónomas la competencia para declarar, delimitar y hacer un inventario de suelos contaminados.

En el ámbito de la Comunidad de Madrid, la Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Regional elaboró en 1997 el Inventario de Suelos Potencialmente Contaminados de la Comunidad de Madrid, pretendiendo dotarse de un instrumento de uso interno que permitiese conocer el alcance de la problemática de dichos suelos. Este Inventario constituyó el documento base para desarrollar las necesidades derivadas de la Ley de Residuos.

Además, de conformidad con lo dispuesto en la Ley de Residuos, y en virtud de las competencias asumidas en el Estatuto de Autonomía de la Comunidad de Madrid, el Gobierno de la misma aprobó el Decreto 326/1999, de 18 de noviembre, que regula el régimen jurídico de los suelos contaminados en la Comunidad de Madrid, encomendando a la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio el ejercicio de las competencias en esta materia.

Entre otras cuestiones, este Decreto establece el procedimiento para la declaración de los suelos como contaminados y los efectos derivados de la misma, así como la creación del Inventario Regional de Suelos Contaminados con la categoría de registro público de carácter administrativo.

La actual política de la Comunidad de Madrid en materia de contaminación del suelo ha quedado plasmada en el Plan Regional de Actuaciones en materia de Suelos Contaminados de la Comunidad de Madrid (2001-2006), aprobado por el Consejo de Gobierno el 25 de octubre de 2001.

El Plan Regional establece que la política de suelos contaminados de la Comunidad de Madrid tiene dos objetivos principales: la protección de la salud humana y de los ecosistemas y la protección de los recursos (desarrollo sostenible).

El Plan Regional se apoya en los siguientes principios básicos de gestión de los suelos contaminados:

- La multifuncionalidad o protección del suelo de modo que pueda desempeñar todas sus posibles funciones y usos. Este principio se configura como global, si bien su aplicación será gradual y la consecución total del mismo sólo se conseguirá a largo plazo.
- La funcionalidad o protección del suelo de modo que pueda desempeñar las funciones correspondientes a su uso actual o previsto en el futuro. Este principio se configura como particular de cada caso, considerándose viable su aplicación a corto y medio plazo.
- La concienciación, formación e información pública.

Los principales objetivos del Plan Regional son los siguientes:

- El establecimiento y aplicación de una política preventiva basada en el criterio de multifuncionalidad y plasmada en el fomento de mejoras orientadas a la prevención de la contaminación del suelo.
- El establecimiento y aplicación de una política correctiva basada en el criterio de funcionalidad a corto y medio plazo y en el de multifuncionalidad a largo plazo. La acción correctiva se dirigirá tanto hacia los casos heredados del pasado como hacia los nuevos que inevitablemente surjan.
- La propuesta y desarrollo de los instrumentos legales, administrativos y económicos que permitan la puesta en práctica del Plan.
- El desarrollo del marco técnico necesario para la puesta en práctica del Plan.
- La sensibilización y concienciación social sobre la problemática de los suelos contaminados y su resolución.

Además de las medidas preventivas contempladas en el propio Plan Regional (obligación de informar en la transmisión de terrenos que han soportado actividades potencialmente contaminantes del suelo, obligación de llevar a cabo un control periódico de la calidad del suelo en los terrenos ocupados por dichas actividades, etc.), la aplicación de la Ley 16/2002, de 1 de julio, de prevención y control integrados de la contaminación, supone la puesta en práctica de mecanismos adicionales preventivos de la contaminación del suelo. Así, dicha Ley permite, entre otras cuestiones, establecer para las instalaciones objeto de la misma valores límite de emisión de ciertas sustancias contaminantes, fijar prescripciones que garanticen la protección del suelo y de las aguas subterráneas y acreditar la calidad del suelo previa a la concesión de la Autorización Ambiental Integrada (AAI).

Por su parte, la aplicación de la Ley 2/2002, de 19 de junio, de Evaluación Ambiental de la Comunidad de Madrid, también está permitiendo ejercer una acción preventiva en los terrenos sometidos al procedimiento de Análisis Ambiental (en especial, el análisis del planeamiento urbanístico general, incluidas sus revisiones y modificaciones). Dicha acción se plasma en la inclusión de informes de caracterización del suelo en los Estudios de Incidencia Ambiental con la doble finalidad de identificar indicios de contaminación del mismo y establecer el denominado Blanco Ambiental de la Situación Preoperacional.

Por último, la Ley 5/2003, de 20 de marzo, de Residuos de la Comunidad de Madrid incluye varias determinaciones sobre los suelos contaminados, a los cuales dedica su Título VII. Dichas determinaciones se refieren a diversos aspectos de la Declaración de un suelo como contaminado, las operaciones de descontaminación, los informes de situación de las fincas en las que se haya realizado alguna actividad potencialmente contaminante del suelo, la tramitación de planes urbanísticos, la ejecución de desarrollos urbanísticos y la formalización de acuerdos voluntarios y convenios de colaboración para realizar operaciones de recuperación de suelos contaminados.

PROCESO DE GESTIÓN DE LOS SUELOS CONTAMINADOS EN LA COMUNIDAD DE MADRID

Teniendo en cuenta los objetivos del Plan Regional y la experiencia acumulada en los últimos años, la gestión de los suelos que pueden albergar algún problema de contaminación en la Comunidad de Madrid se está abordando de acuerdo con un proceso que consta de varias etapas.

La estructuración del proceso de gestión en etapas pretende, por una parte, optimizar los recursos asignados a la obtención de los datos que soportan las decisiones en cada caso y, por otra parte, flexibilizar el proceso para adaptarlo a la variada casuística que obliga a investigar y diagnosticar la contaminación del suelo. De este modo, los resultados de cada una de las etapas determinan la necesidad o no de pasar a la siguiente y, en caso necesario, la orientación de los trabajos a realizar. En cualquier caso, las decisiones deben estar justificadas técnica, económica y ambientalmente a lo largo de todo el proceso.

El esquema adjunto sintetiza la secuencia que, en un caso genérico, sigue la gestión de un suelo en el que existen posibilidades de contaminación.

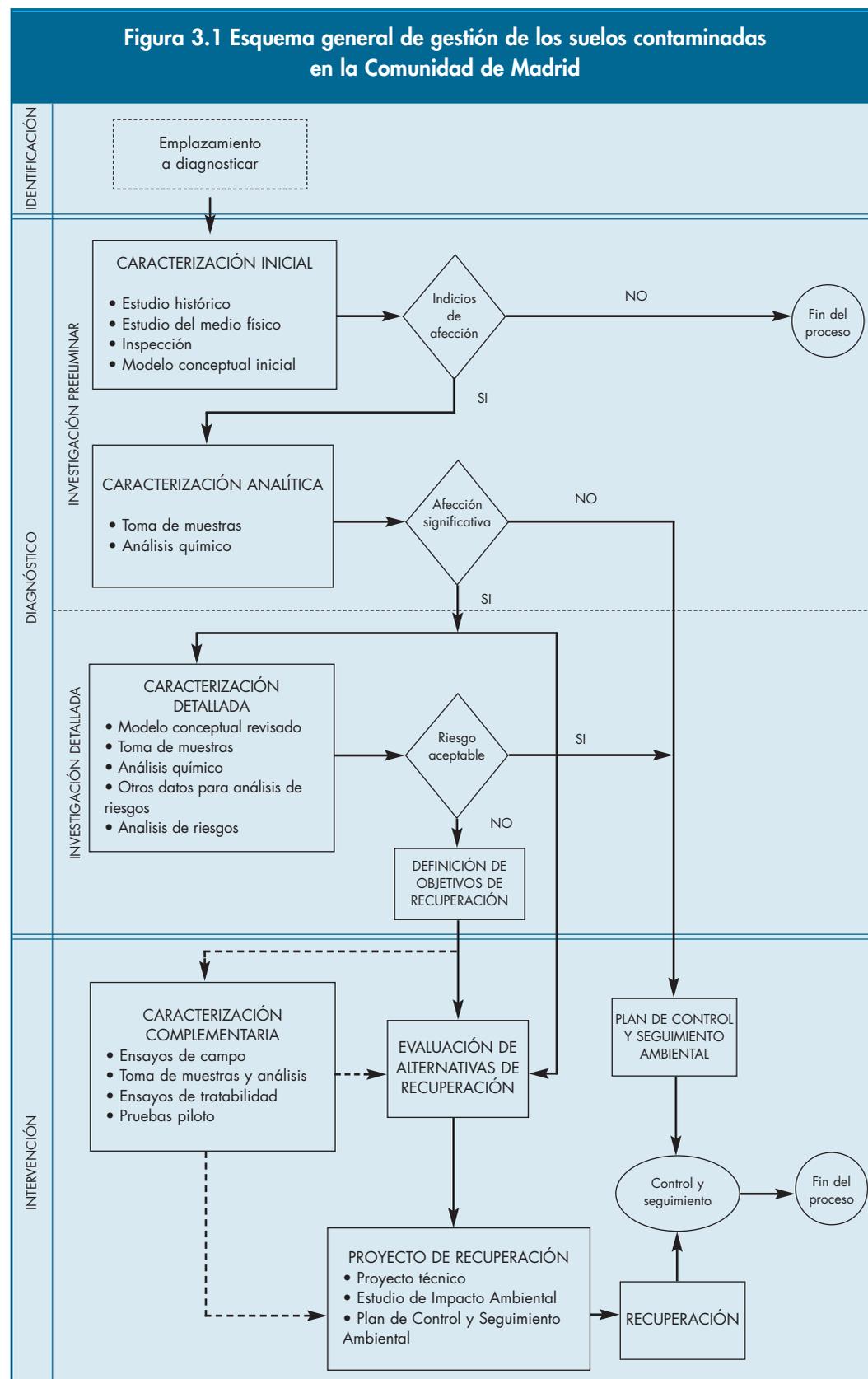
El conjunto del proceso consta de tres grandes etapas:

- **Identificación:** en esta etapa se incluyen todos los trabajos que dan lugar a la identificación de un emplazamiento como merecedor de ser diagnosticado en lo relativo a la presencia de contaminación en su suelo.
- **Diagnóstico:** esta etapa se inicia cuando se toma la decisión de analizar la problemática de un emplazamiento previamente identificado. En ella se pretende obtener los datos necesarios para decidir si es o no preciso llevar a cabo alguna actuación en el emplazamiento y, en caso afirmativo, el tipo de actuación.
- **Intervención:** esta etapa se inicia cuando, a la vista de los resultados del diagnóstico, se concluye que es necesario poner en práctica actuaciones de recuperación y/o control y seguimiento de un emplazamiento. En ella se procede, en primer lugar, a definir en detalle las actuaciones y seguidamente a ponerlas en práctica.

A continuación se describen las principales tareas a ejecutar en cada una de las etapas antes mencionadas y los criterios a aplicar para la toma de decisiones.

La casuística que puede dar lugar al inicio del proceso de gestión de un emplazamiento por razones de una posible contaminación de su suelo es diversa. Desde el punto de vista de las posibilidades de intervención del Órgano Ambiental de la Comunidad de Madrid (Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio), cabe diferenciar dos tipos de situaciones:

- Emplazamientos o terrenos en los que existe una intervención de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio al hilo de alguno de los procedimientos contemplados en la legislación vigente. En la actualidad, los emplazamientos encuadrados en esta categoría son los siguientes:



- Emplazamientos incluidos en el Inventario de Suelos Potencialmente Contaminados de la Comunidad de Madrid.

- Emplazamientos que han soportado en el pasado y/o soportan en el presente actividades potencialmente contaminantes del suelo, de acuerdo con el desarrollo reglamentario de la Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos.

- Emplazamientos que soportan o van a soportar actividades sometidas al procedimiento de concesión de Autorización Ambiental Integrada (AAI), en cumplimiento de la Ley 16/2002, de 1 de julio, de prevención y control integrados de la contaminación.

- Emplazamientos afectados por accidentes en los que se ha podido producir una contaminación del suelo.

- Emplazamientos afectados por denuncias en los que exista sospecha de que se ha podido producir una contaminación del suelo.

- Terrenos sometidos al procedimiento de Análisis Ambiental, en cumplimiento de lo dispuesto en la Ley 2/2002, de 19 de junio, de Evaluación Ambiental de la Comunidad de Madrid. Dentro de este grupo, cabe destacar el análisis del planeamiento urbanístico general, incluidas sus revisiones y modificaciones.

- Emplazamientos en los que, aún no teniendo por qué existir una intervención de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, ésta puede hacerlo a petición de terceros (por ejemplo, en el marco de operaciones de transferencia de propiedad).

Independientemente de la casuística que justifique la conveniencia de llevar a cabo el diagnóstico de un emplazamiento, el desarrollo del mismo se aborda en dos fases: las denominadas Investigación Preliminar e Investigación Detallada.

La Investigación Preliminar se inicia con un conjunto de tareas agrupadas bajo la denominación de Caracterización Inicial. Esencialmente, dichas tareas son el estudio histórico del emplazamiento, el estudio básico del medio físico en el que se encuentra y la inspección del emplazamiento. La información recopilada durante estas labores debe dar lugar a la elaboración del modelo conceptual inicial, en el que se reflejan las primeras hipótesis acerca de la problemática del emplazamiento, estructuradas desde una perspectiva de análisis de riesgos, es decir, incidiendo en las causas y focos de contaminación del suelo, los contaminantes significativos, los mecanismos de migración de los mismos y los receptores que pueden estar razonablemente expuestos a la contaminación a través de una o más vías.

La formulación del modelo conceptual inicial debe permitir responder a la pregunta de si existen o no indicios de afección de la calidad del suelo del emplazamiento. En general, cuando se considere que no existen tales indicios, se dará por finalizado el proceso, no requiriéndose actuaciones posteriores. No obstante, la ausencia de indicios de afección en terrenos sometidos al procedimiento de Análisis Ambiental del planeamiento urbanístico general no exime de llevar a cabo en los mismos una caracterización analítica durante la tramitación de los instrumentos de planeamiento de desarrollo, con el fin de establecer el denominado Blanco Ambiental de la Situación Preoperacional. Lo mismo cabe decir para aquellos emplazamientos que soportan o van a soportar actividades sometidas al procedimiento de concesión de AAI, cuyos estudios de calidad del suelo deben incluir siempre la caracterización analítica del mismo.

En los casos que lo requieran, una vez finalizada la Caracterización Inicial, se acometerán las tareas encuadradas en la denominada Caracterización Analítica. El objeto de la misma es proceder a un primer muestreo y análisis químico sistemático de los medios que, de acuerdo con el modelo conceptual inicial del emplazamiento, puedan encontrarse afectados (suelo, aguas subterráneas, aguas superficiales, etc.).

Los resultados de la Caracterización Analítica deben permitir establecer si existe o no una afección significativa de alguno de los medios implicados. A tal efecto, se considera que existe afección significativa cuando se superan los correspondientes Criterios Orientativos de Calidad del Suelo (COCS).

Cuando, habiéndose identificado una afección, se concluye que ésta no es significativa, como norma general deberán ponerse en práctica medidas de control y seguimiento del

emplazamiento, previa elaboración del correspondiente Plan de Control y Seguimiento Ambiental. No obstante, es posible que, en determinadas circunstancias, no se requiera adoptar medidas de control y seguimiento ambiental, en cuyo caso se dará por finalizado el proceso.

Si los resultados de la Investigación Preliminar indican que existe una afección significativa de la calidad del suelo del emplazamiento, existen dos posibilidades de actuación:

- a) Acometer una Investigación Detallada, cuyos resultados determinarán si es necesario poner en práctica medidas de recuperación y/o de control y seguimiento del emplazamiento.
- b) Acometer la recuperación del emplazamiento mediante la descontaminación de los medios afectados hasta concentraciones acordes con los COCS aplicables.

Cuando se decida acometer una Investigación Detallada del emplazamiento, ésta se iniciará con las tareas encuadradas en la denominada Caracterización Detallada, la primera de las cuales consiste en revisar el modelo conceptual inicial a la luz de todos los datos obtenidos durante la Investigación Preliminar. El modelo conceptual revisado debe constituir la base sobre la que diseñar el resto de los trabajos de esta fase: la toma de muestras de los medios afectados, su análisis químico y la obtención de otros datos necesarios para elaborar el análisis de riesgos (parámetros determinantes de la distribución de los contaminantes en distintos medios y de la migración de aquéllos a través de los mismos, parámetros que caracterizan la exposición de los receptores potenciales, etc.).

El análisis de riesgos constituye la herramienta clave para la toma de decisiones en esta fase. Si sus conclusiones indican que los niveles de riesgo son aceptables, no será preciso acometer actuaciones de recuperación del emplazamiento aunque sí llevar a cabo un control y seguimiento del mismo, previa elaboración del correspondiente Plan de Control y Seguimiento Ambiental. Si, por el contrario, los niveles de riesgo no son aceptables, será preciso acometer actuaciones de recuperación del emplazamiento, cuyos objetivos deben establecerse como colofón de la etapa de diagnóstico.

La definición detallada de las medidas de recuperación ha de ir precedida de una evaluación de las alternativas disponibles para alcanzar los objetivos preestablecidos. En algunos casos, la evaluación de ciertas soluciones de recuperación requiere obtener datos del emplazamiento que no eran cruciales para el diagnóstico pero sí lo son para garantizar la aplicabilidad y viabilidad de determinadas tecnologías. En tales casos, se acometerá una Caracterización Complementaria, la cual puede incluir ensayos de campo, toma de muestras y análisis, ensayos de tratabilidad en laboratorio, pruebas piloto de tratamiento, etc.

Una vez seleccionada la alternativa de recuperación que se considera óptima para las condiciones del emplazamiento y demostrada su viabilidad técnica, económica y ambiental, sus características deben documentarse en el denominado Proyecto de Recuperación. El Proyecto de Recuperación consta, como mínimo, de un Proyecto Técnico que describe las obras, instalaciones, condiciones de operación, medidas de seguridad, plazos y costes previstos para el conjunto de actuaciones de recuperación.

Por otra parte, de acuerdo con la Ley 2/2002, de 19 de junio, de Evaluación Ambiental de la Comunidad de Madrid, los proyectos de descontaminación de suelos se encuadran en las actividades a estudiar caso por caso por el órgano ambiental de la Comunidad de Madrid de cara a decidir si deben o no someterse a un procedimiento ambiental. Cuando se decida que sí deben someterse, el Proyecto de Recuperación incluirá, además del Proyecto Técnico, el preceptivo Estudio de Impacto Ambiental o Memoria Ambiental, en función de que el procedimiento aplicable sea el de Evaluación de Impacto Ambiental o el de Evaluación Ambiental de Actividades, respectivamente.

Algunas soluciones de recuperación (por ejemplo, las basadas en disminuir los niveles de exposición mediante contención de los contaminantes in situ) exigen llevar a cabo un control y seguimiento del emplazamiento una vez concluida la implantación de las mismas. En tal caso, el Proyecto de Recuperación incluirá un Plan de Control y Seguimiento Ambiental del emplazamiento.

La implantación de las medidas de recuperación proyectadas siempre debe ir acompañada de la sistemática comprobación de la efectividad de las mismas. Cuando no se precise el posterior control y seguimiento del emplazamiento, tal comprobación dará lugar a la finalización del proceso. Cuando el emplazamiento esté sometido a control y seguimiento, la comprobación de que se cumplen las condiciones establecidas a tal efecto en el Plan de Control y Seguimiento Ambiental permitirá dar por finalizado el proceso.

Aunque no tienen un reflejo explícito en el esquema, es frecuente acometer actuaciones de emergencia en un emplazamiento a lo largo de su diagnóstico, con el fin de paliar situaciones de riesgo evidente y/o inmediato (fuga de productos de sus recintos de contención, presencia de condiciones explosivas en conducciones, migración de volátiles o gases a entornos habitados, etc.). Tales actuaciones constituyen de hecho medidas de recuperación, si bien normalmente no son suficientes para resolver el problema en su totalidad, por lo que requieren complementarse con otras actuaciones diseñadas una vez finalizado el diagnóstico.

En todo caso, siempre que se lleven a cabo actuaciones de emergencia, sus efectos deben reflejarse en el modelo conceptual, con el fin de que el diagnóstico y el diseño de las actuaciones complementarias de recuperación y/o control y seguimiento se ajusten a las condiciones reales del caso.

El Plan Regional de Actuaciones en materia de Suelos Contaminados de la Comunidad de Madrid (2001-2006) incluye un Programa de Desarrollo del Marco Técnico de Gestión de los Suelos Contaminados, cuya finalidad es elaborar una serie de estudios que permitan establecer una base técnica homogénea para la correcta gestión de aquéllos en la Comunidad de Madrid.

Dentro de dicho Programa se prevé desarrollar, entre otras, varias guías temáticas que aborden aspectos de especial interés para la evaluación y corrección de la contaminación del suelo. Tras la publicación del documento "Determinación de niveles de fondo y niveles de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de la Comunidad de Madrid" (IGME, 2002), se ha abordado el desarrollo de tres guías orientadas a los siguientes aspectos:

- La investigación de la contaminación del suelo.
- El análisis de riesgos para la salud humana y los ecosistemas derivado de la contaminación del suelo.
- Las tecnologías de recuperación de los suelos contaminados.

En la medida que el análisis de riesgos se apoya en los datos obtenidos durante las fases de investigación de la contaminación del suelo, la presente guía tiene claros nexos con la Guía de Investigación de la Calidad del Suelo. De forma similar, esta guía también se encuentra vinculada con la Guía de Tecnologías de Recuperación de Suelos Contaminados.

Durante la elaboración del Inventario de Suelos Potencialmente Contaminados de la Comunidad de Madrid se desarrolló y aplicó una metodología de evaluación simplificada de riesgos para la priorización de los emplazamientos contenidos en el mismo.

En la convicción de que el análisis de riesgos constituye la herramienta clave para la toma de decisiones en la etapa de diagnóstico de un emplazamiento en el que se han constatado afecciones significativas del suelo, ahora se pretende desarrollar una metodología de análisis que permita cuantificar los niveles de riesgo y, consecuentemente, ayude a determinar el tipo de actuación oportuna y su alcance.

La presente Guía de Análisis de Riesgos para la Salud Humana y los Ecosistemas responde al objetivo señalado. Además de él, cabe citar los siguientes objetivos particulares:

- Suministrar una metodología homogénea de análisis de riesgos aplicable a todos los casos que lo requieran en el ámbito de la Comunidad de Madrid.
- Establecer el contenido mínimo de los análisis de riesgos a llevar a cabo en el marco de las investigaciones detalladas que van a ser supervisadas por la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Comunidad de Madrid.

- Definir la estrategia genérica a seguir para la gestión de los riesgos identificados en cada caso.
- Contribuir a la concienciación pública sobre la problemática de los suelos contaminados y su resolución.

Tras definir los conceptos generales del análisis de riesgos, la guía desarrolla los elementos del mismo que son comunes al análisis de riesgos para la salud humana y para los ecosistemas, presentando a continuación las particularidades de cada uno de ellos. Finalmente se exponen diversas consideraciones básicas acerca de la forma de abordar la gestión de los riesgos previamente evaluados.

De cara a facilitar la comprensión y utilización de la presente guía, a continuación se exponen las definiciones adoptadas para algunos términos que aparecen en la misma.

Acuífero: Formación o cuerpo geológico permeable capaz de almacenar y transmitir agua en cantidades aprovechables.

Afección: Cualquier alteración de la calidad natural del suelo originada por acciones antrópicas.

Afección significativa: Afección de la calidad del suelo consistente en la presencia de uno o más contaminantes en concentraciones superiores a los respectivos criterios orientativos de la calidad del suelo (COCS).

Agente tóxico: Sustancia que produce un efecto tóxico sobre un órgano o sistema de un ser vivo.

Aguas subterráneas: Todas aquellas aguas presentes en los intersticios o huecos bajo la superficie del terreno, a una presión igual o superior a la atmosférica.

Aguas superficiales: Todas aquellas aguas continentales que, independientemente de su origen, discurren o se localizan sobre la superficie terrestre.

Aire: Medio compuesto por la fracción gaseosa de la Tierra no incluida en el suelo ni en las aguas. En términos prácticos, puede asimilarse al conjunto de aire ambiente(1) y al aire interior de los edificios.

Aire intersticial del suelo: Fase gaseosa que se encuentra ocupando parte de los poros del suelo de la zona no saturada. En zonas no afectadas por la contaminación, está generalmente constituido por una mezcla de gases atmosféricos tales como el oxígeno y nitrógeno y otros, como el dióxido de carbono, producidos por actividades metabólicas de los organismos del suelo.

Análisis de incertidumbre: Etapa del análisis de riesgos cuyo objeto es identificar y evaluar los aspectos clave que afectan a la confianza y validez de los resultados obtenidos.

Análisis de la exposición: Etapa del análisis de riesgos en la que se evalúa la magnitud de las exposiciones para los distintos receptores y escenarios considerados.

Análisis de la toxicidad: Etapa del análisis de riesgos en la que se identifican los peligros que suponen cada uno de los contaminantes para las poblaciones expuestas y se establecen los valores dosis-respuesta para cada uno de los binomios agente-receptor.

Análisis de riesgos: Proceso de evaluación de la contaminación del suelo cuyo objetivo es determinar el riesgo que la misma supone para los objetos a proteger (poblaciones humanas, ecosistemas u otros recursos), de acuerdo con las características específicas del caso.

Atenuación: Reducción de la concentración de un contaminante en el medio a través de procesos biológicos, químicos y físicos.

Autorización Ambiental Integrada: Resolución del órgano competente en materia de medio ambiente por la que se permite, a los solos efectos de la protección del medio ambiente y de la salud de las personas, explotar la totalidad o parte de una instalación, bajo determinadas condiciones destinadas a garantizar que la misma cumple el objeto y las disposiciones de la Ley 16/2002, de 1 de julio, de prevención y control integrados de la contaminación.

Bioacumulación: Fenómeno por el cual organismos que viven en un medio que presenta una concentración de un compuesto químico pueden acumular en sus tejidos dicho compuesto, alcanzando concentraciones considerablemente más altas que las existentes en el medio. Las características que determinan fundamentalmente la bioacumulación de un producto químico son su persistencia y su liposolubilidad.

Biodegradación: Proceso de transformación de un compuesto químico por la acción de microorganismos o plantas.

Biodisponibilidad: Proporción de una sustancia presente en un medio de contacto que puede ser absorbida por un organismo vivo.

Biomagnificación: Conjunto de procesos que conducen a que la concentración de una sustancia en un organismo aumente respecto a la existente en organismos de los niveles tróficos inferiores que se la han aportado.

Biomarcador: Indicador que señala un acontecimiento o una situación en una muestra o sistema biológico y proporciona una medida de la exposición, el efecto o la susceptibilidad.

Biomasa: Cantidad total de material biótico, usualmente expresado por unidad de superficie o de volumen, en un medio como agua, suelo, etc. Esta medida tiene interés ecológico como expresión de la actividad o desarrollo de las comunidades, formaciones o poblaciones bióticas, así como de la producción de energía en los organismos (2).

Biota: Componente biológico del ecosistema constituido por el conjunto de seres vivos que viven en un territorio.

Biotope: Componente abiótico o físico del ecosistema constituido por el espacio en el que vive un conjunto de seres vivos (biota).

Blanco Ambiental de la Situación Preoperacional: Conjunto de parámetros medibles que definen la calidad previa del suelo en el ámbito territorial donde se quiere desarrollar un proyecto o implantar una actividad.

Calidad del suelo: Conjunto de propiedades del suelo relativas a sus procesos internos y a su estabilidad o fragilidad frente a agentes de degradación o contaminación que condicionan su uso.

Caracterización: Todo trabajo orientado a la obtención de datos relevantes para establecer el diagnóstico de la contaminación del suelo de un emplazamiento.

Caracterización del riesgo: Etapa del análisis de riesgos que tiene por objeto cuantificar los niveles de riesgo para los receptores y escenarios considerados.

CE₅₀: Concentración que muestra el efecto tomado como indicador de toxicidad en el 50% de los individuos de una especie en un ensayo de ecotoxicidad.

CI₅₀: Concentración que muestra su efecto inhibiendo alguna función vital del 50% de los individuos de una especie en un ensayo de ecotoxicidad.

CL₅₀: Concentración letal que muestra su efecto eliminando el 50% de los individuos de una especie en un ensayo de ecotoxicidad.

Coefficiente de partición carbono orgánico-agua (K_{oc}): Parámetro específico de los compuestos orgánicos, independiente de las propiedades del suelo, que mide la proporción entre la masa de una sustancia adsorbida en carbono orgánico y la disuelta en la solución acuosa circundante. Se puede estimar a partir del valor de K_{ow} .

Coefficiente de partición octanol-agua (K_{ow}): Parámetro específico de los compuestos orgánicos, independiente de las propiedades del suelo, que mide la proporción entre la concentración de una sustancia disuelta en octanol y la disuelta en la solución acuosa circundante. Se utiliza para estimar la bioacumulación de un compuesto.

Coefficiente de partición suelo-agua (K_d): Parámetro que mide la proporción entre la masa de una sustancia adsorbida en el suelo y la disuelta en la solución acuosa circundante. Para sustancias inorgánicas, su valor depende del tipo de suelo. Para sustancias orgánicas, su valor depende del contenido en carbono orgánico del suelo y del coeficiente de partición carbono orgánico-agua de la sustancia en cuestión.

Concentración de exposición: Concentración de un contaminante en el medio de contacto y punto de exposición correspondiente a un escenario dado.

Concentración máxima prevista sin efectos (PNEC): En análisis de riesgos para los ecosistemas, concentración máxima de contaminante a la que un organismo puede estar expuesto sin que se observen efectos nocivos en el mismo (Predicted No Effect Concentration).

Concentración prevista de exposición (PEC): En análisis de riesgos para los ecosistemas, concentración de contaminante a la que un ser vivo puede verse expuesto en un punto de exposición concreto (Predicted Exposure Concentration).

Conductividad hidráulica: En hidrogeología, coeficiente que define el caudal de agua que atraviesa una sección unitaria del acuífero bajo un gradiente hidráulico unitario a una temperatura dada.

Constante de Henry (H): Coeficiente que refleja la cantidad de un gas que, en condiciones de equilibrio, se disuelve en un líquido cuando ambos entran en contacto. Se utiliza para calcular la concentración de una sustancia volátil en el aire intersticial del suelo a partir de la concentración de dicha sustancia en el agua de poro.

Contacto dérmico: Vía de exposición en la que los contaminantes son absorbidos a través de la piel.

Contaminación del suelo: Introducción de contaminantes en el suelo por encima de los niveles que producen consecuencias negativas en la salud humana, los ecosistemas o los recursos naturales.

Contaminante: Materia o sustancia, sus combinaciones o compuestos, derivados químicos o biológicos que, al incorporarse y actuar en el suelo, alteran o modifican negativamente sus características, comportando un riesgo para la salud humana, los ecosistemas o los recursos naturales.

Control y seguimiento ambiental: Conjunto de actuaciones que tienen por objeto controlar los elementos determinantes de los riesgos derivados de la contaminación del suelo, sin ejercer ninguna acción correctora directa sobre los mismos.

Criterios Orientativos de la Calidad del Suelo (COCS): Niveles de referencia aplicables en la Comunidad de Madrid para evaluar de forma genérica la contaminación del suelo.

Descarga: Volumen de agua que sale de un acuífero por medios naturales durante un periodo de tiempo determinado.

Descontaminación: Actuación de recuperación orientada a disminuir las concentraciones de los contaminantes implicados hasta niveles acordes con los COCS.

Diagnóstico de la contaminación del suelo: Proceso de evaluación de la contaminación del suelo de un emplazamiento tendente a establecer el alcance de la misma y a evaluar los riesgos que comporta para la salud humana y/o los ecosistemas.

Dosis: Magnitud que cuantifica la exposición a una sustancia en términos de masa por unidad de peso corporal y tiempo.

Dosis absorbida: Dosis de una sustancia que finalmente recibe un órgano diana determinado.

Dosis de exposición: Dosis de una sustancia que entra en contacto con un receptor a través de una vía de exposición concreta.

Dosis de referencia (DR): En sustancias con efectos sistémicos, máxima dosis admisible por encima de la cual comienzan a manifestarse efectos adversos en el receptor.

Dosis-respuesta: Asociación causal entre la dosis administrada y la aparición de efectos adversos en un receptor determinado.

Duración de la exposición: Tiempo que un receptor permanece expuesto a un contaminante en cada episodio de exposición de acuerdo con su patrón de exposición.

Ecosistema: Cualquier unidad natural que incluya todos los organismos que conviven en un área determinada, los cuales interactúan con el medio abiótico que les rodea, creando un flujo de energía e información así como un ciclo de materia.

Ecotoxicidad: Capacidad de una sustancia de producir alteraciones adversas sobre los seres vivos (excluida la especie humana) y, en general, sobre los ecosistemas.

Efecto agudo: Efecto adverso sobre la salud manifestado tras un tiempo de exposición corto (horas).

Efecto cancerígeno: Efecto adverso sobre órganos o tejidos plasmado en alteraciones del material genético que originan procesos tumorales e incluso cáncer. Se considera que no existe ningún umbral de exposición por debajo del cual no se produzcan efectos cancerígenos.

Efecto crónico: Efecto adverso sobre la salud manifestado tras un tiempo de exposición extenso (años).

Efecto mutagénico: Efecto adverso plasmado en alteraciones de la estructura o número de genes o de cromosomas de un organismo transmisible por herencia.

Efecto sistémico: Cualquier tipo de efecto adverso sobre órganos o tejidos caracterizado por existir un umbral de exposición por debajo del cual se considera que no se produce ningún efecto adverso.

Efecto subcrónico: Efecto adverso sobre la salud manifestado tras un tiempo de exposición de semanas o meses.

Emisión: Conjunto de procesos que rigen la liberación de los contaminantes en el foco.

Emplazamiento: Ámbito territorial en el que se ubica uno o varios focos de contaminación del suelo. Por extensión, también se puede considerar como el ámbito territorial en el que se ha constatado la presencia de contaminación del suelo debida a una determinada causa o actividad.

Episodio de exposición: En análisis de riesgos, cada una de las situaciones en las que un receptor se encuentra expuesto a un contaminante en unas condiciones que, de acuerdo con sus patrones de actividad, se pueden considerar homogéneas.

Escenario de exposición: Esquema derivado del modelo conceptual que sintetiza los parámetros básicos que determinan la exposición de un receptor potencial a la contaminación del suelo en un análisis de riesgos. Dichos parámetros son: contaminantes significativos, medios de contacto, vías de exposición y patrón de exposición del receptor.

Escorrentía: Flujo de agua por la corteza terrestre, equivalente a la parte de las precipitaciones que no ha sufrido evapotranspiración. Se distingue escorrentía superficial (la que fluye sobre la superficie del terreno) y escorrentía subterránea (la que fluye a través del subsuelo).

Especies cosmopolitas: Especies biológicas de distribución amplia, presentes en diferentes áreas geográficas.

Exposición: Situación en la que una sustancia se encuentra disponible para su absorción por parte de un receptor a través de una o varias vías.

Factor de bioacumulación (BCF): Relación entre la concentración de una sustancia en un organismo y la concentración en un medio de contacto (suelo, agua, alimentos, etc.).

Factor pendiente (FP): Límite superior del intervalo de confianza de una estimación de la probabilidad de respuesta por unidad de exposición durante todo el periodo de vida (curva dosis-respuesta), que cuantifica el incremento de probabilidad de desarrollar cáncer como resultado de la exposición a una sustancia.

Foco: Causa original de la contaminación presente en uno o varios medios.

Frecuencia de exposición: Número de episodios de exposición por unidad de tiempo o expresión equivalente.

Gradiente hidráulico: Diferencia entre el potencial hidráulico de dos puntos separados una distancia unitaria.

Índice de riesgo: Expresión cuantitativa del riesgo asociado a un único contaminante y vía de exposición correspondiente a un escenario dado.

Índice de riesgo integrado: Expresión cuantitativa del riesgo asociado a varios contaminantes y vías de exposición correspondiente a un escenario o a una combinación de escenarios.

Ingesta: Dosis de contaminante a la que está expuesto un receptor a través de una vía de exposición concreta.

Ingesta media diaria: Dosis de contaminante a la que está expuesto un receptor a través de una vía de exposición concreta promediada sobre un periodo diario.

Ingestión: Vía de exposición en la que los contaminantes son absorbidos a través del tracto intestinal.

Inhalación: Vía de exposición en la que los contaminantes son absorbidos a través del tracto respiratorio.

Intervención: Etapa del proceso de gestión de un emplazamiento en la que, partiendo del diagnóstico de la contaminación del suelo, se definen y ponen en práctica las actuaciones oportunas de recuperación y/o control y seguimiento.

Investigación de la contaminación del suelo: Conjunto de tareas de caracterización y evaluación de datos sobre la contaminación del suelo de un emplazamiento que permiten establecer el diagnóstico de la misma.

Lixiviación: Proceso de movilización de contaminantes debido al arrastre de los mismos por el agua subterránea que circula a través de un medio contaminado.

LOAEL: Mínima concentración o dosis de una sustancia ensayada con efecto adverso observable en vertebrados (Lowest Observed Adverse Effect Level).

LOEC: Mínima concentración ensayada con efecto observable en invertebrados y plantas (Lowest Observed Effect Concentration).

Medidas correctoras: Conjunto de actividades desarrolladas con el objetivo de atenuar un efecto adverso derivado de la contaminación del suelo.

Medio: Cada uno de los sistemas naturales que conforman el medio ambiente: suelo, agua subterránea, agua superficial, aire y biota, incluyendo las relaciones que existen entre ellos (3).

Medio de contacto: En análisis de riesgos, cualquier medio afectado por la contaminación que, en un determinado escenario de exposición, se encuentra accesible para que un receptor entre en contacto con el mismo e incorpore contaminantes a su organismo a través de una o varias vías.

Migración o movilización: Conjunto de procesos que afectan a los contaminantes desde que son liberados en el foco hasta que entran en contacto con los receptores. Incluye los procesos de transporte, transferencia y transformación.

Modelo conceptual: Esquema descriptivo de las condiciones de un emplazamiento en términos de los elementos de la cadena de riesgo: focos y distribución de los contaminantes, mecanismos de emisión y movilización, vías de exposición y receptores potenciales existentes.

Multifuncionalidad: Principio que persigue la protección y conservación de todas las funciones posibles del suelo. De acuerdo con él, la forma en que se utiliza el suelo en el presente no debe afectar a su capacidad para soportar en el futuro todo tipo de usos potenciales acordes con las características naturales del suelo (4).

Nivel de fondo: Concentración de sustancias presentes de forma sistemática en un suelo que no se debe a actividades humanas localizadas sino exclusivamente a las propias características naturales del mismo.

Nivel freático: Límite superior de la zona saturada en el que el agua se encuentra a presión atmosférica.

Nivel piezométrico: Altura de la columna de agua en un punto de un acuífero que equilibra la presión del agua subterránea con la presión atmosférica.

Nivel trófico: Posición dentro de la cadena alimentaria, definida por el número de pasos de transferencia energética hasta un nivel concreto.

NOAEL: Máxima dosis o concentración de una sustancia que un vertebrado puede tolerar durante un periodo específico sin mostrar ningún efecto adverso (No Observed Adverse Effect Level).

NOEC: Máxima concentración ambiental de una sustancia que un organismo (invertebrados o plantas) puede tolerar durante un periodo específico sin mostrar ningún efecto adverso (No Observed Effect Concentration).

Objetivos de recuperación: Directrices establecidas para una actuación de recuperación de un suelo contaminado consistentes, en general, en combinar medidas de reducción de las concentraciones de contaminantes en los medios afectados y medidas de reducción de la exposición de los receptores a dichos contaminantes.

Órgano o tejido diana: Sistema biológico de un receptor afectado por un contaminante.

Patrón de exposición: En análisis de riesgos, descripción del conjunto de actividades desarrolladas por un receptor tipo, cuantificadas según su duración y frecuencia.

Periodo de exposición: Intervalo de tiempo sobre el que se promedia la exposición. Depende del tipo de efecto del contaminante (cancerígeno o sistémico) y debe coincidir con el de la referencia toxicológica empleada.

Permeabilidad: Capacidad de un medio para permitir el flujo de fluidos a su través.

Persistencia: Capacidad de una sustancia para permanecer en un medio sin degradarse.

Pluma de contaminación: Referido a aguas subterráneas, ámbito de un acuífero afectado por un fenómeno de contaminación.

Población: Conjunto de individuos de una misma especie que comparten un mismo ámbito territorial en un momento dado.

Población expuesta: Conjunto de receptores potenciales de una misma especie expuestos a la contaminación procedente de un foco a través de una o varias vías de exposición.

Porosidad eficaz: En hidrogeología, relación, expresada en porcentaje, entre el volumen del suelo ocupado por espacios vacíos interconectados y el volumen total de dicho suelo.

Punto de exposición: En análisis de riesgos, lugar representativo de la ubicación de un receptor con el que puede entrar en contacto un determinado contaminante procedente del foco.

Recarga: Volumen de agua que, por medios naturales o artificiales, entra en un acuífero durante un período de tiempo determinado.

Receptor: Individuo representativo de un grupo de población humana o de otra especie, expuesto a la contaminación procedente del foco a través de una o más vías de exposición.

Recuperación: Conjunto de actuaciones correctoras que tienen por objeto reducir hasta niveles aceptables los riesgos derivados de la contaminación del suelo.

Riesgo: Probabilidad de que un contaminante presente en el suelo entre en contacto con un receptor y produzca efectos adversos en la salud de las personas o el medio ambiente.

Ruta de exposición: Conjunto de procesos que relacionan la causa de la contaminación con los receptores finales de aquélla. Una ruta de exposición se compone, en general, de los siguientes elementos: foco, contaminante, medio, mecanismos de migración, vía de exposición y receptor.

Saneamiento: Actuación de recuperación orientada a disminuir las concentraciones de los contaminantes implicados hasta niveles acordes con los objetivos derivados del análisis de riesgos.

Solubilidad: Capacidad de una sustancia de disolverse en un líquido.

Suelo: Parte sólida de la corteza terrestre, desde la roca madre hasta la superficie, que incluye tanto su fase líquida y gaseosa como los organismos que en él habitan, y que soportan el fenómeno vital de la biosfera y, en particular, la vida de la especie humana.

Suelo contaminado: Todo aquél cuyas características físicas, químicas o biológicas han sido alteradas negativamente por la presencia de componentes de carácter peligroso de origen humano, en concentración tal que comporte un riesgo para la salud humana o el medio ambiente, de acuerdo con los criterios y estándares que se determinen reglamentariamente y así se haya declarado mediante resolución expresa (5).

En tanto no se desarrollen reglamentariamente los criterios y estándares antes mencionados, se considera como tal todo emplazamiento que reúna todas y cada una de las siguientes condiciones (6):

Haberse producido o producirse, de forma voluntaria o involuntaria, vertidos, filtraciones o incorporaciones al suelo de residuos, sustancias derivadas de los mismos, materias primas o productos, cualquiera que sea su estado físico.

Haberse producido o producirse una movilización de contaminantes a las aguas continentales, al suelo o a la atmósfera, que alteren sustancialmente las características físico-químicas de fondo existentes en el entorno natural del emplazamiento.

Conllevar un riesgo grave para la salud humana o el medio ambiente.

Tasa de contacto: Cantidad de medio contaminado que entra en contacto con el receptor en cada episodio de exposición o por unidad de tiempo.

Tiempo de exposición: Suma de las duraciones de cada uno de los episodios de exposición para una vía y escenario dados.

Toxicidad: Capacidad de una sustancia, una vez incorporada en un ser vivo, de producir un efecto adverso sobre su organismo.

Transferencia: Conjunto de procesos que determinan el traslado de un contaminante de un medio a otro (suelo-agua, suelo-aire, agua-aire, etc.).

Transformación: Conjunto de procesos que determinan la conversión de un determinado contaminante en otras especies químicas dentro de un medio.

Transporte: Conjunto de procesos que determinan el movimiento de un contaminante en un medio, excluidos los mecanismos de transferencia y transformación.

Unidad de riesgo de cáncer: Expresión cuantitativa del riesgo cancerígeno asociado a una dosis unitaria de exposición a un contaminante a través de una determinada vía.

Vía de exposición: Mecanismo de entrada o incorporación de un contaminante al receptor. Las vías de exposición genéricas son ingestión, contacto dérmico e inhalación.

Zona no saturada: Parte del suelo situada por encima de la superficie freática en la que los huecos se encuentran ocupados por líquidos (normalmente agua) o gases (normalmente aire) a presión atmosférica.

Zona saturada: Parte del suelo en la que los huecos se encuentran ocupados íntegramente por líquidos (normalmente agua) a una presión igual o superior a la atmosférica.

Fuentes:

- (1) Directiva 96/62/CE, del Consejo, de 27 de septiembre de 1996, sobre evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente. DOCE L296 de 21 de noviembre de 1996.
- (2) Porta et al. 1994. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Mundi-Prensa, Madrid.
- (3) Directiva 91/414/CEE, del Consejo, de 15 de julio de 1991, relativa a la comercialización de productos fitosanitarios. DOCE 230/L de 19 de agosto de 1991.
- (4) Acuerdo de 25 de octubre de 2001, del Consejo de Gobierno, por el que se aprueba el Plan Regional de Actuación en materia de Suelos Contaminados de la Comunidad de Madrid (2001–2006). BOCM nº 283 de 28 de noviembre de 2001.

(5) Ley 5/2003, de 20 de marzo, de Residuos de la Comunidad de Madrid. BOCM de 31 de marzo de 2003. BOCM nº 76 de 31 de marzo de 2003.

(6) Decreto 326/1999, de 18 de noviembre, por el que se regula el régimen jurídico de los suelos contaminados de la Comunidad de Madrid. BOCM nº 280 de 25 de noviembre de 1999.≤

El análisis de riesgos, entendido en sentido amplio, constituye una herramienta de evaluación de la probabilidad de aparición y magnitud de las consecuencias de un problema, que permite identificar los aspectos críticos del mismo y facilita la toma de decisiones para su resolución. Desde hace varias décadas, se han desarrollado en numerosos ámbitos metodologías de análisis de riesgos de tipo tanto cualitativo como semicuantitativo y cuantitativo.

En el ámbito de la problemática derivada de la contaminación del suelo, cada vez es más frecuente el uso del análisis de riesgos para la toma de decisiones en las distintas etapas de su gestión. Así, es habitual abordar análisis simplificados (apoyados en métodos cualitativos o semicuantitativos) para establecer prioridades de actuación sobre un conjunto de emplazamientos supuesta o realmente contaminados. La derivación de concentraciones utilizadas para la evaluación genérica de la contaminación del suelo también se apoya en el análisis de riesgos. Lo mismo cabe decir de los objetivos de recuperación para un emplazamiento contaminado, que se suelen establecer a partir de los resultados de un análisis de riesgos acometido de acuerdo con las características específicas del caso. Finalmente, otra aplicación frecuente del análisis de riesgos es la comprobación de que las actuaciones de recuperación puestas en práctica en un emplazamiento contaminado cumplen los objetivos establecidos para las mismas (análisis de los riesgos residuales).

A fin de ilustrar el creciente uso de esta herramienta en la toma de decisiones, se incluye como Anexo 1 una descripción resumida de la aplicación que en la actualidad se hace del análisis de riesgos en varios países europeos.

La actual política de la Comunidad de Madrid en materia de contaminación de suelos también hace uso del análisis de riesgos como herramienta de evaluación y toma de decisiones. Algunos ejemplos de ello son los siguientes:

- Durante la elaboración del Inventario de Suelos Potencialmente Contaminados se aplicó una metodología de evaluación simplificada de riesgos para la priorización de los emplazamientos contenidos en el mismo.
- La consideración de un suelo como contaminado contemplada en el Decreto 326/1999 pasa por constatar la existencia de un riesgo grave para la salud humana o el medio ambiente, para lo cual debe realizarse normalmente un análisis de riesgos.
- El proceso de gestión de un suelo contaminado descrito en el capítulo 3 de esta Guía incorpora explícitamente el análisis de riesgos como herramienta tanto de evaluación de la contaminación del suelo de un emplazamiento como de toma de decisiones acerca de las medidas correctoras que requiere. En este caso, el análisis de riesgos que se propugna es detallado y debe contemplar las condiciones específicas del emplazamiento. Este enfoque establece una relación estrecha entre la evaluación de riesgos y la gestión de los mismos, ya que permite identificar los aspectos críticos de cada caso y, consecuentemente, orientar la acción correctora en la dirección adecuada y dimensionarla de acuerdo con la gravedad del caso.

Aunque existen diferencias de unas fuentes de consulta a otras a la hora de denominar los riesgos a analizar en un caso de contaminación de suelos, éstos pueden agruparse atendiendo a los objetos de protección, lo cual da lugar a los siguientes tipos de riesgos:

- Riesgos para la salud humana.
- Riesgos para los ecosistemas.
- Riesgos para bienes y recursos.
- Riesgos para infraestructuras.

Los riesgos para la salud humana hacen referencia a todos aquellos efectos adversos que pueden manifestarse en un grupo de población humana expuesto a los contaminantes presentes en el suelo o en otros medios a los que hayan podido migrar desde aquél (por ejemplo, aire de ambiente exterior o interior).

En su concepción más amplia, los riesgos para los ecosistemas hacen referencia a todos aquellos efectos adversos que pueden alterar cualquier nivel de organización de un ecosistema expuesto a los contaminantes presentes en el suelo o en otros medios a los que hayan podido migrar desde aquél.

Por su parte, los riesgos para bienes y recursos se refieren a los efectos adversos que la contaminación del suelo puede causar en actividades productivas (agrícolas, forestales, industriales, etc.) y que, independientemente del impacto que tengan en la salud humana o en los ecosistemas, se traducen en una pérdida del valor económico de los bienes y recursos que explotan o utilizan.

Finalmente, los riesgos para las infraestructuras se refieren a los efectos adversos que la contaminación del suelo puede causar en la integridad de todo tipo de construcciones, independientemente del impacto que tengan en la salud humana o en los ecosistemas. Normalmente estos efectos se traducen en explosiones, ataque químico a elementos estructurales o problemas de inestabilidad geotécnica derivados de asentamientos diferenciales.

La metodología de análisis de riesgos desarrollada en esta Guía se enmarca en la fase de Investigación Detallada de un emplazamiento y pretende sentar las bases para evaluar (en lo posible de forma cuantitativa) los niveles de riesgo que el emplazamiento en cuestión presenta para la salud humana y los ecosistemas. En cuanto a los riesgos para recursos o infraestructuras, queda fuera del objetivo de la Guía establecer una metodología que permita cuantificarlos.

El alcance del análisis de riesgos a desarrollar en un caso concreto de contaminación del suelo debe decidirse a la vista de los objetos que merecen ser protegidos, de acuerdo con las circunstancias específicas del emplazamiento. Tal decisión estará suficientemente soportada y argumentada.

En general, el análisis de riesgos de un emplazamiento debe contemplar no sólo la situación actual del mismo sino también cualquier situación futura previsible que pueda diferir sensiblemente de la actual, bien por la evolución de la distribución y tipología de los contaminantes, bien por cambios en las condiciones de exposición de algunos receptores potenciales como consecuencia de cambios en los usos del suelo o de otros recursos relevantes. Aunque la consideración de escenarios futuros suele ser más difícil de abordar, por llevar implícito un ejercicio de predicción y las consiguientes incertidumbres, su incorporación sistemática al análisis y gestión de riesgos resulta imprescindible en aplicación de los principios de prevención y anticipación.

En todo caso, el análisis de riesgos tanto para la situación actual como para situaciones futuras debe abordarse (al menos en primera instancia) asumiendo que no se han implantado medidas correctoras sobre el emplazamiento. No obstante, si durante el proceso de

investigación se han puesto en práctica actuaciones de emergencia para paliar situaciones de riesgo evidente, los efectos de aquéllas deben tenerse en cuenta en el análisis.

El proceso de análisis de riesgos para la salud humana y los ecosistemas consta de las siguientes etapas metodológicas:

- Elaboración de un modelo conceptual.
- Análisis de la toxicidad.
- Análisis de la exposición.
- Caracterización del riesgo.
- Análisis de incertidumbres y conclusiones.

El punto de partida de cualquier análisis de riesgos consiste en la **elaboración de un modelo conceptual** del emplazamiento y su entorno, que esquematice la situación en términos de los factores fundamentales de la cadena de riesgo: focos de contaminación, contaminantes implicados y su distribución en los medios, mecanismos de movilización, vías de exposición y receptores potenciales.

El **análisis de la toxicidad** tiene por objeto identificar el peligro que supone cada contaminante para las poblaciones expuestas y establecer los valores dosis-respuesta para cada binomio agente-receptor.

El **análisis de la exposición** tiene por objeto evaluar la magnitud de las exposiciones a los contaminantes por parte de los receptores potenciales, en función de sus respectivos patrones de actividad, interacciones ecológicas, etc.

La **caracterización del riesgo** pretende cuantificar los niveles de riesgo a que están sometidos los receptores potenciales y establecer su alcance y significado.

Por último, el **análisis de incertidumbres** va dirigido a identificar y evaluar los aspectos que, relacionados con las hipótesis asumidas en las etapas anteriores, introducen incertidumbres en la validez de los resultados del análisis de riesgos. Las consideraciones efectuadas en el análisis de incertidumbres deben tenerse en cuenta en la formulación de las conclusiones del análisis de riesgos. En caso de identificar riesgos inaceptables, las **conclusiones** del análisis deben incluir consideraciones acerca del grado de urgencia que requiere la puesta en práctica de las actuaciones correctoras.

CAPÍTULO 7

7.1. Elaboración del modelo conceptual

7.1.1. Caracterización de focos de riesgo

7.1.2. Identificación de peligros

7.1.3. Caracterización de los medios

7.1.4. Identificación de las rutas de exposición relevantes

7.1.5. Identificación de los receptores

7.1.6. Definición de escenarios de análisis

7.2. Análisis de la toxicidad

7.3. Análisis de la exposición

7.3.2. Cuantificación de la exposición

7.4. Caracterización del riesgo

7.4.1. Exposición a mezclas de contaminantes

7.4.2. Análisis de sensibilidad y análisis probabilístico

7.5. Análisis de incertidumbres

7.5.1. Incertidumbres asociadas al modelo conceptual

7.5.2. Incertidumbres asociadas a la caracterización del emplazamiento

7.5.3. Incertidumbres sobre los efectos de los contaminantes

7.5.4. Incertidumbres relativas al análisis de la exposición

7.6. Conclusiones del análisis de riesgos

METODOLOGÍA GENERAL DEL ANÁLISIS DE RIESGOS

En el presente capítulo se desarrollan los aspectos metodológicos generales del análisis de riesgos, muchos de los cuales son comunes al análisis de riesgos para la salud humana y para los ecosistemas. Los dos capítulos siguientes se reservan al desarrollo de los aspectos específicos de uno y otro análisis.

Aunque los enfoques conceptuales de ambos análisis son similares, el análisis de riesgos para los ecosistemas presenta habitualmente una mayor complejidad derivada de diversos factores (coexistencia de especies y hábitats con estructuras cambiantes y complejas relaciones funcionales, limitada disponibilidad de información ecotoxicológica, etc.). Ello introduce en la práctica una serie de limitaciones que en muchos casos obligan a reducir el análisis de riesgos para los ecosistemas a consideraciones de tipo cualitativo o a valoraciones cuantitativas conservadoras referidas a la protección del funcionamiento global del ecosistema (estableciendo objetivos de protección en términos de, por ejemplo, no afección de un determinado porcentaje de especies) o a la protección de amplios grupos de organismos (organismos del suelo, plantas, aves, mamíferos, etc.).

Uno de los principales aspectos que determina las diferencias metodológicas entre el análisis de riesgos para la salud humana y para los ecosistemas es la concreción de los objetivos de protección en uno y otro caso. Mientras que en el análisis de riesgos para la salud humana el objetivo se materializa en la protección de los individuos que pueden estar expuestos a los contaminantes (distinguiendo habitualmente grupos de población dentro de la especie humana), los objetivos en el análisis de riesgos para los ecosistemas pueden formularse a distintos niveles.

Si bien la protección del funcionamiento global de los ecosistemas constituye un objetivo genérico, en la medida de lo posible interesa formular los objetivos en términos más concretos y específicos del emplazamiento objeto de análisis; ello se traducirá en la protección de determinados componentes estructurales o funcionales de los ecosistemas implicados. La selección de los parámetros de evaluación y de medida del riesgo ecológico (y, consecuentemente, la concreción de los receptores de los efectos de los contaminantes sobre los que centrar el análisis) depende estrechamente de los objetivos formulados.

La adecuada selección de los parámetros antes mencionados requiere disponer de un conocimiento de las características del ecosistema del que a menudo se carece y que, además, es costoso de obtener, tanto en tiempo como en recursos implicados.

Por estas razones, y en sintonía con los protocolos y recomendaciones desarrolladas en la materia, esta Guía propone abordar el análisis de riesgos para los ecosistemas de forma secuencial, diferenciando al menos dos fases: un primer análisis simplificado y otro posterior más detallado, que se apoya en los resultados del primero (ver capítulo 9).

En todo caso, el contenido del capítulo se estructura de acuerdo con las etapas metodológicas del análisis de riesgos ya citadas:

- Elaboración del modelo conceptual.
- Análisis de la toxicidad.
- Análisis de la exposición.
- Caracterización del riesgo.
- Análisis de incertidumbres.
- Conclusiones.

7.1. Elaboración del modelo conceptual

Cualquier análisis de riesgos se desarrolla sobre un conjunto de escenarios, cada uno de los cuales está referido a una situación temporal (la situación actual o situaciones futuras previsibles). La definición básica de dichos escenarios es uno de los objetivos de la elaboración del modelo conceptual, que se puede definir como un esquema descriptivo de las condiciones del emplazamiento en términos de los elementos que constituyen la cadena de riesgo.

Las tareas de caracterización e investigación de la contaminación que se hayan acometido en el emplazamiento representan la principal fuente de información para confeccionar el modelo conceptual, aunque no la única. La Guía de Investigación de la Calidad del Suelo describe las tareas previas al inicio del proceso de análisis de riesgos.

En principio, la definición del modelo conceptual debe referirse a la situación del emplazamiento (actual o futura) previa a la puesta en práctica de cualquier medida correctora. No obstante, si durante la investigación se han acometido actuaciones de emergencia para paliar situaciones de riesgo evidente, los efectos de aquéllas deben tenerse en cuenta en la elaboración del modelo conceptual.

En síntesis, toda evaluación de riesgos responde al esquema tradicional de análisis de los elementos constitutivos del riesgo: causa (foco), rutas de exposición y receptores. Para que pueda hablarse de existencia de riesgos, es preciso que se den simultáneamente los tres elementos anteriores:

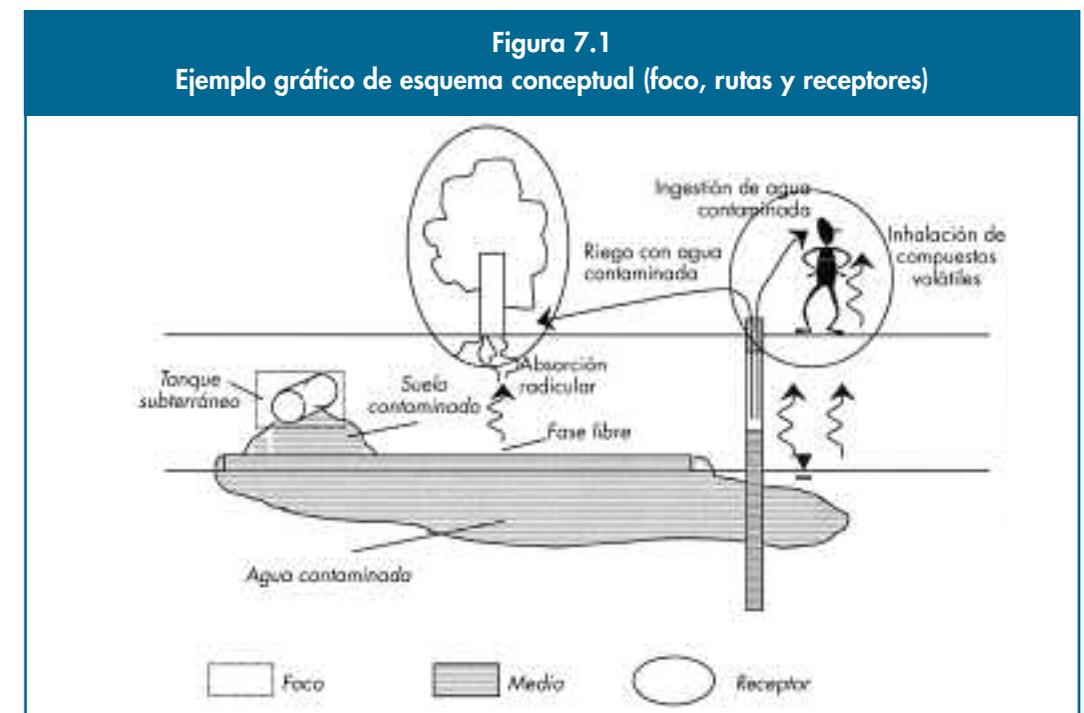
- **Foco:** causa original de la contaminación del suelo referida a una instalación o actividad localizada.
- **Rutas de exposición:** relacionan el foco de la contaminación con los receptores finales de aquélla. Una ruta de exposición se compone, en general, de los elementos siguientes: foco, contaminante, medio, mecanismos de migración, vía de exposición y receptor.
- **Receptores:** individuos representativos de grupos de población expuestos a la contaminación procedente del foco a través de una o más rutas de exposición.

La figura 7.1. muestra un ejemplo de los elementos de la cadena de riesgo en un caso de contaminación provocada por una fuga de producto contenido en un tanque subterráneo.

El modelo conceptual debe ser, por tanto, la mejor representación esquemática del problema que pueda confeccionarse a partir de los datos disponibles, considerando las limitaciones e incertidumbres inherentes a tales datos. Se requiere especial atención en su elaboración, ya que la fiabilidad de las conclusiones que se obtengan del análisis de riesgos está supeditada a la bondad del modelo conceptual.

De acuerdo con el esquema foco-ruta-receptor expuesto anteriormente, la concreción del modelo conceptual se puede abordar a través del análisis de los siguientes aspectos:

- **Caracterización de focos de riesgo:** su principal objetivo es la identificación y caracterización de la contaminación como causa primera de riesgo para los receptores.



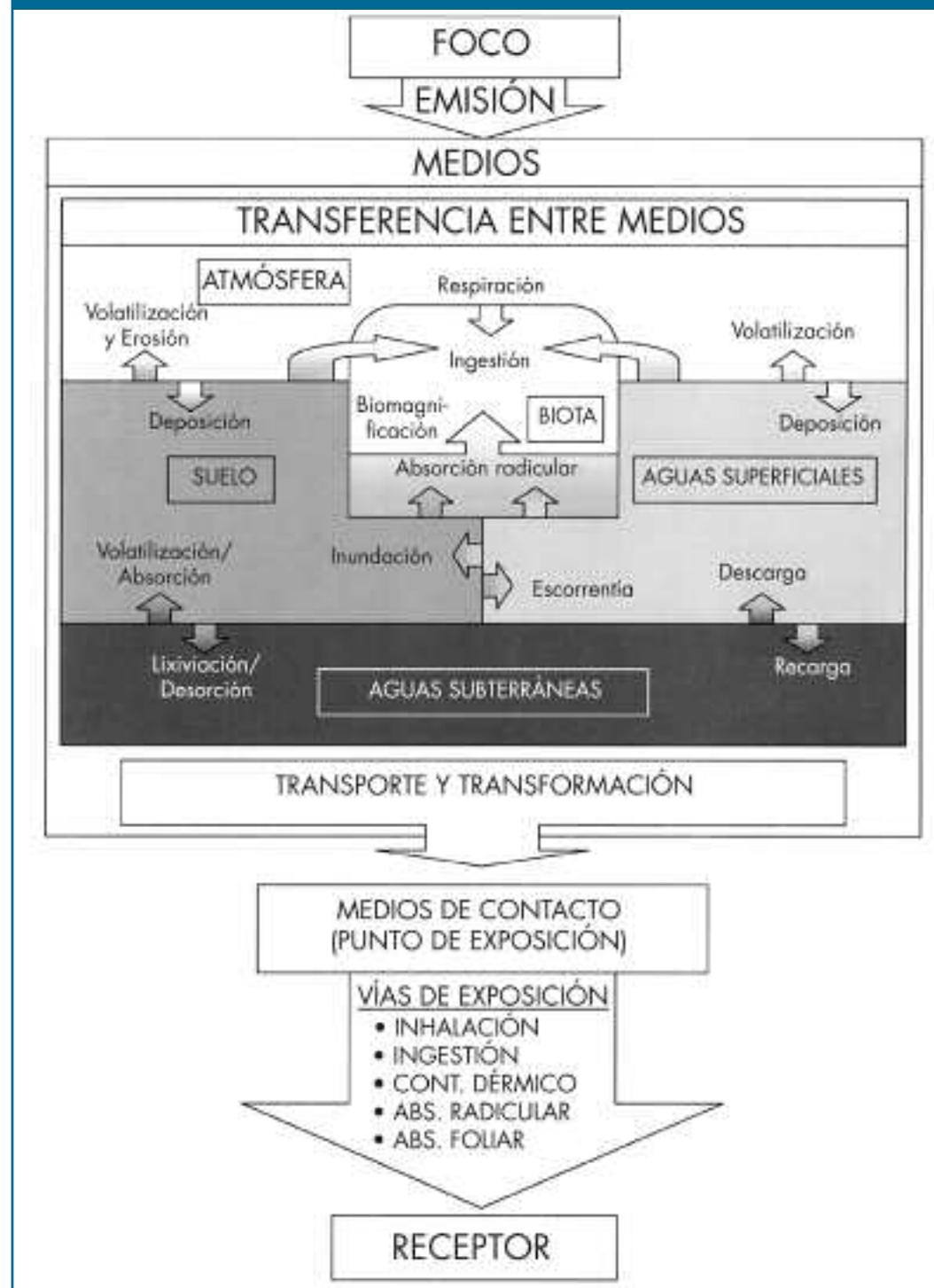
- **Identificación de peligros:** pretende determinar los contaminantes que, atendiendo a sus propiedades intrínsecas, pueden suponer un riesgo para los receptores.
- **Caracterización de los medios:** se traduce en una evaluación de las propiedades de los diferentes medios que condicionan la migración (transporte, transferencia y transformación) de los contaminantes relevantes.
- **Identificación de las rutas de exposición relevantes:** su objetivo es establecer los mecanismos por los cuales los contaminantes pueden llegar a alcanzar a los receptores en los puntos de exposición.
- **Identificación de los receptores:** pretende evaluar los diferentes grupos de receptores potenciales a fin de valorar en qué medida están expuestos a los contaminantes. En la práctica, la identificación de las rutas y de los receptores se aborda simultáneamente.
- **Definición de escenarios de análisis:** el modelo conceptual se traduce en diferentes escenarios resultantes de la combinación de los elementos analizados anteriormente.

El modelo conceptual debe explicitar claramente las relaciones entre sus elementos, para lo cual se aconseja incluir un esquema gráfico que los represente. Es importante poner de manifiesto las hipótesis de partida, así como las limitaciones e incertidumbres asumidas, con una valoración preliminar de las mismas. A este respecto la clave no es la cuantificación sino la identificación de las variables e hipótesis que contribuyen mayoritariamente a las incertidumbres.

La figura 7.2. presenta un esquema genérico y conceptual de rutas de exposición. Los contaminantes que se emiten desde el foco alcanzan a uno o varios medios. En el caso más general, todos los medios pueden estar incluidos en alguna ruta de exposición.

Los medios (atmósfera, suelo, aguas superficiales, aguas subterráneas y biota) se representan en el centro de la figura. En ellos y entre ellos tiene lugar la migración de los contaminantes, que incluye los procesos de transporte, transformación y transferencia. Estos últimos se representan mediante flechas, indicándose los principales mecanismos que intervienen en el intercambio de contaminantes entre medios. Además de los procesos de transferencia habituales entre suelo, aguas y atmósfera, se incluyen aquellos que suponen intercambio de contaminantes con la biota, como pueden ser la absorción y bioacumulación, biomagnificación a través de la cadena trófica, ingestión o respiración. Los elementos de la

Figura 7.2
Esquema genérico y conceptual de rutas de exposición



biota pueden actuar al mismo tiempo como medio de contacto (cuando se trata de alimentos para los receptores humanos o de eslabones intermedios de la cadena trófica para receptores ecológicos superiores) y como receptores de la contaminación (cuando suponen en sí mismos objetos a proteger).

En la parte inferior de la figura se muestran los receptores potenciales, que pueden estar expuestos a los contaminantes a través de una o varias vías de exposición y medios de contacto, en función de los patrones de actividad/comportamiento y de la accesibilidad a los medios de contacto en los diferentes puntos de exposición.

7.1.1. Caracterización de focos de riesgo

Aquí se pretende establecer las propiedades básicas de los focos de la contaminación a partir de los resultados de la investigación y caracterización previas. A este respecto, los aspectos más relevantes son los siguientes:

- Distribución espacial de la contaminación: dimensiones horizontal y vertical de la afectación origen del riesgo.
- Medios afectados: suelo, aguas subterráneas, aguas superficiales, atmósfera, biota.
- Contaminantes presentes: identificación de sustancias contaminantes y concentraciones en cada medio.
- Identificación de otros peligros: inestabilidad geotécnica, riesgo de incendio o explosión, etc.
- Evolución temporal de la contaminación: actividades actuales y anteriores, remodelaciones, trabajos de investigación o recuperación efectuados, etc.
- Medidas de protección existentes en el emplazamiento: cerramiento perimetral, redes de recogida de aguas superficiales o lixiviados, sistemas de detección de fugas, sistemas de control y seguimiento de la contaminación, sistemas de lucha contra incendios, etc.

Las tareas de investigación y caracterización son objeto de la Guía de Investigación de la Calidad del Suelo. La calidad y fiabilidad de los resultados del análisis de riesgos dependen en buena medida de las conclusiones de los trabajos de investigación y caracterización. Estas consideraciones se tratan en mayor detalle en el epígrafe 7.5 (análisis de incertidumbres).

7.1.2. Identificación de peligros

Un emplazamiento contaminado puede contener un elevado número de sustancias con diferentes efectos para la salud humana y los ecosistemas. Durante la elaboración del modelo conceptual es conveniente hacer una distinción preliminar entre los contaminantes que van a ser objeto de análisis cuantitativo de riesgos y aquellos que sólo se van a considerar en términos cualitativos.

Los primeros, que aquí se denominan **contaminantes significativos**, se seleccionarán a partir de la información disponible sobre los aspectos que recoge el cuadro 7.1.

Cuadro 7.1
Información relevante para la selección de contaminantes significativos

- Concentraciones de los contaminantes en cada medio afectado y distribución espacial, niveles de detección de los métodos analíticos utilizados y niveles de fondo en la zona.
- Frecuencia de detección.
- Información toxicológica y ecotoxicológica disponible:
 - Efectos agudos, subcrónicos y crónicos.
 - Efectos cancerígenos, mutagénicos, teratogénicos, neurotóxicos, disrupción endocrina, etc.
 - Dosis/concentraciones de referencia y factores pendiente.
 - Bioensayos de ecotoxicidad.
 - Concentraciones previstas sin efecto (PNEC) en cada medio.
- Potencial de bioacumulación y biomagnificación.
- Movilidad en cada medio considerado, teniendo en cuenta las propiedades físico-químicas relevantes.
- Persistencia en cada medio considerado (tiempos de residencia).
- Potencial de inflamabilidad y explosividad.

Los principales criterios de selección de los contaminantes significativos son los siguientes:

- Se incluirán todos los contaminantes identificados que excedan los Criterios Orientativos de la Calidad del Suelo (COCS).
- Se incluirán todos los contaminantes para los que no haya establecidos umbrales de calidad (COCS), independientemente de la concentración que presenten. En tanto no se establezcan COCS para metales pesados y otros elementos traza, se incluirán los contaminantes que excedan los valores de referencia VR90 correspondientes a la Unidad Tipo en que se sitúe el emplazamiento, según se determinan en el documento de Miguel et al., 2002.
- No se incluirán los contaminantes cuyas concentraciones se encuentren por debajo del límite de detección de los métodos y técnicas analíticas utilizadas, siempre y cuando tales límites sean consistentes con los COCS aplicables.
- Se incluirán todos los contaminantes bioacumulativos, tóxicos y persistentes que hayan sido identificados, independientemente de la concentración que presenten.
- Se incluirán todos los contaminantes cancerígenos o probablemente cancerígenos para la especie humana que hayan sido identificados, independientemente de la concentración que presenten.
- Se evaluará la conveniencia de incluir aquellos compuestos que puedan ser fruto de la degradación o transformación de los contaminantes considerados como significativos. Los compuestos de degradación que sean tóxicos se considerarán sistemáticamente como significativos.
- La consideración como significativos de contaminantes que se han detectado con escasa frecuencia (es decir, en un porcentaje reducido de muestras), que no presentan concentraciones elevadas y que no están relacionados con las actividades contaminantes desarrolladas en el emplazamiento, se someterá a discusión caso por caso.
- La consideración como significativos de contaminantes de reducida movilidad se evaluará en el modelo conceptual a la hora de valorar la probabilidad de exposición de receptores potenciales situados a distancias considerables de la zona afectada.
- La consideración como significativos de contaminantes de reducida persistencia o potencial de bioacumulación se evaluará en el modelo conceptual a la hora de valorar la probabilidad de exposición de determinados receptores potenciales en escenarios futuros.
- Es relativamente habitual que no exista suficiente información toxicológica de todos los contaminantes seleccionados como significativos siguiendo los criterios anteriores. En tal caso, es admisible relegar a un análisis cualitativo aquellos contaminantes o vías de exposición para los que no se disponga de datos suficientemente contrastados.

En ocasiones, una forma de paliar este problema es agrupar varios contaminantes individuales en una misma clase de características similares (por ejemplo, PCBs), sumando las concentraciones de cada uno de los compuestos incluidos en la misma clase y asignando un único valor para la referencia toxicológica representativa de la clase. En todo caso, este procedimiento debe realizarse con especial precaución, considerando todas las evidencias y datos disponibles sobre los efectos interactivos de las sustancias consideradas.

Por otra parte, aquellos compuestos considerados como nutrientes (oligoelementos), que se hayan caracterizado en concentraciones similares a los valores de fondo y sean tóxicos sólo a dosis muy altas pueden ser obviados del análisis cuantitativo.

La selección de contaminantes significativos en el análisis de riesgos debe justificarse de acuerdo con la información disponible, valorando además el margen de incertidumbre que se asume. Todas las consideraciones efectuadas a este respecto deben quedar reflejadas en el documento del análisis de riesgos.

7.1.3. Caracterización de los medios

El modelo conceptual debe incluir una evaluación del medio físico en el que se ubica el emplazamiento, tendente a valorar sobre todo los procesos que afectan a la movilización de los contaminantes desde los focos a los receptores, desde una perspectiva tanto espacial como temporal, incidiendo en los mecanismos de transporte, transferencia entre medios y transformación de los contaminantes.

De nuevo, la principal fuente de información será la investigación llevada a cabo con anterioridad, complementada con los datos bibliográficos oportunos (ver Guía de Investigación de la Calidad del Suelo).

Genéricamente, los medios a considerar son el suelo, las aguas superficiales y subterráneas, el aire y los ecosistemas (biota). La biota actúa en el caso más general como medio y como receptor simultáneamente, ya que los receptores ecológicos situados en los niveles superiores de la cadena trófica pueden estar expuestos a los contaminantes a través de sus presas (elementos inferiores de la cadena).

Los aspectos que, como mínimo, deben analizarse en la caracterización de los medios se presentan en el cuadro 7.2.

Cuadro 7.2 Información relevante para la caracterización de los medios
<ul style="list-style-type: none"> • Climatología de la zona (temperatura, precipitación, evapotranspiración, régimen de vientos). • Geología de la zona. • Hidrogeología regional y local: acuíferos de interés regional o local, niveles piezométricos, flujos subterráneos preferentes, parámetros hidráulicos (permeabilidad, gradiente hidráulico, etc.), porosidad, caracterización de la zona no saturada. • Hidrología superficial: cauces receptores, caudales característicos, parámetros de calidad. • Usos actuales y futuros del suelo en el emplazamiento y su entorno, incidiendo en la situación de los receptores potenciales más sensibles respecto a los focos. • Usos actuales y futuros de las aguas superficiales y subterráneas, con particular atención a identificar los puntos en los que existe (o se prevé que pueda existir) un aprovechamiento de los recursos hídricos. • Explotación de otros recursos naturales. • Datos básicos sobre los ecosistemas de la zona (inventarios de fauna y flora, distribución espacial y temporal, ciclos biológicos, pautas de comportamiento). • Relación potencial de los ecosistemas de la zona con otros sistemas adyacentes.

En algunos casos, deberán hacerse distinciones dentro de un mismo medio para evaluar adecuadamente su trascendencia en términos de riesgo. Por ejemplo, a efectos de evaluación del nivel de riesgo por inhalación de partículas de suelo contaminado, es preciso distinguir entre el horizonte superficial del suelo y el más profundo, en la medida que este último no contribuye a la movilización de partículas por vía aérea.

7.1.4. Identificación de las rutas de exposición relevantes

El conjunto de procesos que suponen la movilización de los contaminantes desde el foco hasta el punto de exposición y su posterior incorporación a los receptores (población humana y/o ecosistemas) se denomina ruta de exposición.

El modelo conceptual debe contemplar todas las rutas de exposición susceptibles de generar riesgo en algún receptor potencial, independientemente de que a posteriori se ponga de manifiesto que algunas de ellas son de escasa relevancia debido a una remota probabili-

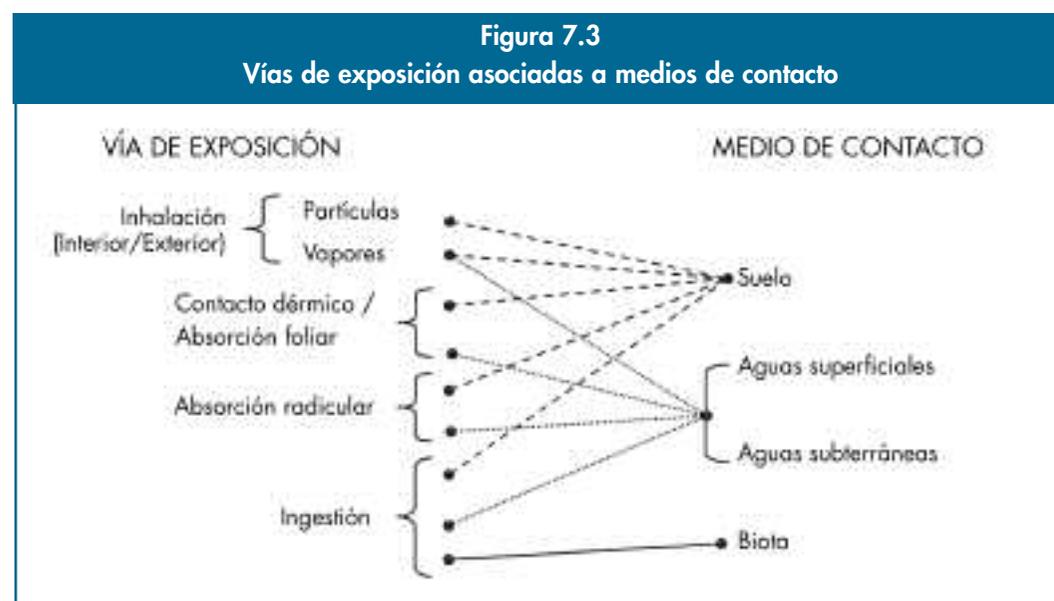
dad de que se produzca la exposición o a una contribución despreciable al nivel de riesgo total al que está sometido el receptor en cuestión.

Para poder identificar las rutas de exposición relevantes es necesario tener un conocimiento profundo de los elementos que intervienen en el proceso de movilización de los contaminantes, así como de las relaciones entre dichos elementos, que deben poner de manifiesto los mecanismos de exposición directa e indirecta. Salvo en casos muy simples, la realización de esquemas y diagramas facilita la identificación de estos elementos y sus relaciones. En general, cada ruta de exposición se compone de los siguientes elementos:

- **Foco.** Hace referencia tanto a los contaminantes originarios del problema como a los mecanismos que determinan su emisión o liberación a los medios. Es importante reflejar en el modelo conceptual si las causas de la contaminación (fugas de tanques, vertidos sólidos o líquidos, emisiones, etc.) se encuentran activas o no.
- **Medios en los que se movilizan los contaminantes.** Deben considerarse todos los medios susceptibles de recibir, directa o indirectamente, contaminantes emitidos desde el foco: suelo, aguas subterráneas, aguas superficiales, aire intersticial del suelo, aire atmosférico y biota (organismos vivos en los niveles intermedios de la cadena trófica).
- **Mecanismos de migración.** Incluyen tanto los procesos de **transporte** de contaminantes como los de **transformación** (física, química o biológica) de los mismos dentro de cada medio, así como los de **transferencia** de éstos entre diferentes medios.

En esta etapa deben considerarse todos estos mecanismos de forma cualitativa y acorde con el nivel de detalle permitido por la información disponible. En fases posteriores del análisis de riesgos deberán emplearse los recursos oportunos para cuantificar la entidad de estos procesos. El Anexo 2 incluye información relativa a la migración de contaminantes y al empleo de modelos de simulación para cuantificarla.

- **Puntos de exposición.** Son los lugares a los que son susceptibles de llegar los contaminantes y donde los receptores pueden entrar en contacto con los medios contaminados (medios de contacto) a través de alguna vía.
- **Vías de exposición.** Son las formas en las que un contaminante puede alcanzar la superficie de intercambio del receptor (piel, mucosa intestinal, alvéolo pulmonar, raíz, hoja) en un punto de exposición. La vía de exposición tiene especial importancia a la hora de determinar de qué manera afectarán los contaminantes al receptor desde un punto de vista toxicológico. La figura 7.3 presenta un esquema genérico de las posibles vías de exposición asociadas a los distintos medios de contacto.



En relación con las vías de exposición y su relevancia para el análisis de riesgos se deben tener en cuenta los siguientes criterios:

- La inhalación de partículas de suelo contaminado se considera por lo general sólo en ambiente exterior. Aunque parte de la exposición a las partículas en suspensión existentes en el aire puede ocurrir en ambientes interiores, esta vía no se suele tener en cuenta a efectos de cálculo dada la dificultad de estimar la concentración en ambientes interiores de partículas en suspensión procedentes del suelo. No obstante, cuando se considere relevante la inhalación de partículas en ambiente interior y no se disponga de concentraciones medidas, se recomienda cuantificar la exposición mediante modelos similares a los utilizados para ambiente exterior.
- Normalmente, la inhalación de volátiles en ambiente interior únicamente tiene relevancia para aquellos receptores ubicados en edificios construidos cerca del foco de contaminación o sobre zonas donde las aguas subterráneas están seriamente afectadas por estos contaminantes.
- Las vías de ingestión y contacto dérmico con suelo contaminado generalmente se activan sólo para aquellos receptores situados en ambiente exterior, en localizaciones y actividades donde es posible el contacto directo con el suelo contaminado.
- La ingestión de suelo se considera especialmente importante para contaminantes que presentan gran capacidad de absorción en el suelo (metales, PAH, etc.). Esta vía suele estar asociada sólo al suelo superficial, aunque en determinadas circunstancias (por ejemplo, trabajadores implicados en labores de excavación de suelo contaminado) puede asociarse a niveles de suelo más profundos. Para la población humana adulta, la ingestión de suelo contaminado se produce de forma involuntaria, mientras que la población infantil está sometida a esta vía tanto de forma voluntaria (pica) como involuntaria.
- La exposición de la población humana por contacto dérmico con suelo contaminado en ambiente exterior se produce tanto de forma voluntaria como involuntaria. Se deberá considerar en todos aquellos escenarios/actividades donde el contacto directo con el suelo sea probable.
- La exposición de la población humana a contaminantes presentes en las aguas (subterráneas o superficiales) como consecuencia de la contaminación del suelo puede darse en diversas situaciones e implicar varias vías (ingestión y contacto dérmico con agua de bebida, ingestión, contacto dérmico e inhalación de vapores procedentes del agua durante la ducha o el baño recreativo, etc.). Por ello, la inclusión de vías relevantes ligadas al agua como medio de contacto debe realizarse a la vista de las circunstancias de cada emplazamiento.
- La ingestión de alimentos contaminados (aparte del agua de bebida) constituye en ocasiones una vía de exposición relevante para receptores humanos. No obstante, la cuantificación fiable de la exposición a través de la misma suele ofrecer dificultades dadas las incertidumbres asociadas a varios de los parámetros que la determinan.
- La ingestión (de suelo, agua y alimentos) es la vía de exposición más relevante para los vertebrados terrestres. La inhalación y el contacto dérmico no se suelen tener en cuenta para estos receptores.
- La absorción radicular es una vía de exposición más importante que la absorción foliar para las plantas.
- El contacto y, en su caso, la ingestión de suelo contaminado son las vías más relevantes para los organismos del suelo (invertebrados y microorganismos).

- El contacto y, en su caso, la ingestión de agua contaminada son las vías más relevantes para los vertebrados e invertebrados acuáticos.

La definición de las rutas de exposición debe partir de la mayor cantidad posible de datos específicos del emplazamiento a fin de poder describir adecuadamente los diversos procesos implicados en la movilización de los contaminantes desde el foco hasta los receptores.

El modelo conceptual no sólo debe contemplar todas las rutas de exposición posibles en las circunstancias del caso sino que debe incorporar además una primera valoración de las mismas tendente a identificar cuales son las más relevantes. En esta etapa, tal valoración es necesariamente cualitativa; posteriormente se cuantificará el nivel de riesgo asociado a cada ruta y se pondrá de manifiesto cuales son las que suponen mayores riesgos para los receptores en cada escenario de análisis (rutas críticas).

La aplicación de modelos puede paliar la falta de ciertos datos a la hora de cuantificar el riesgo asociado a una ruta, pero deberán tenerse en cuenta los factores de incertidumbre inherentes a estos métodos. En aquellas rutas para las cuales no existan datos suficientes (ni siquiera para poder aplicar modelos con una mínima fiabilidad), la evaluación de la exposición deberá ser cualitativa, así como el posterior análisis de los riesgos asociados. En cualquier caso, los criterios utilizados para la identificación de las rutas relevantes deberán quedar reflejados en el documento del análisis de riesgos y serán evaluados en la fase de análisis de incertidumbres.

7.1.5. Identificación de los receptores

La identificación de los potenciales receptores de la contaminación durante la elaboración del modelo conceptual debe llevarse a cabo teniendo en cuenta que la exposición puede producirse tanto en los focos de contaminación como en su entorno. Esta tarea se encuentra condicionada, en primera instancia, por los objetivos de protección concretos definidos en cada caso, existiendo diferencias al respecto entre el análisis de riesgos para la salud humana y para los ecosistemas.

En el **análisis de riesgos para la salud humana**, los receptores pertenecen a una única especie; los objetivos de protección se traducen en determinados grupos de población potencialmente expuesta, cuyas características pueden definirse con limitados márgenes de incertidumbre.

La identificación de los receptores se aborda habitualmente a partir de una zonificación del territorio basada en los usos del suelo existentes o previstos en el escenario temporal objeto de análisis. Conviene que la zonificación y la concreción de los usos del suelo sean lo más detalladas posible a fin de establecer los tipos de receptores expuestos y precisar sus patrones de actividad en cada zona. El planeamiento urbanístico y las inspecciones sobre el terreno suelen ser las principales fuentes de información para acometer esta labor.

Dentro de los receptores expuestos pueden existir grupos de población que, por diversas razones, presenten respuestas particulares frente a la exposición a los contaminantes (grupos sensibles). La sensibilidad de un receptor a los contaminantes depende de diversos factores, entre los que cabe destacar los siguientes:

- Las **propiedades biométricas** del receptor, que pueden determinar un mayor o menor grado de exposición a través de ciertas vías.
- Los distintos **hábitos** que puedan tener lugar dentro de un grupo de receptores con las mismas características.

- La **situación de partida** en la que se encuentre un grupo de población afectado por la contaminación (condiciones de salud, estructura, etc.).

En la práctica, sólo en ocasiones excepcionales se dispondrá de información suficiente para identificar con precisión grupos de población especialmente sensibles. No obstante, los niños y los ancianos, por su particular sensibilidad a los agentes tóxicos y su limitada capacidad de recuperación, o ciertos profesionales que pueden estar expuestos en mayor medida que el resto de la población adulta (trabajadores, personal médico, servicios de urgencia, etc.) constituyen habitualmente grupos sensibles.

Entre la población adulta asociada a un determinado uso del suelo/patrón de actividad, la exposición de hombres y mujeres a través de ciertas vías puede diferir significativamente debido a sus distintas características biométricas. Cuando sea el caso, se considerarán como grupos de receptores diferenciados; de lo contrario, se considerará la población adulta en su conjunto.

En todo caso la población infantil (sin diferenciar sexos) siempre constituye un grupo a analizar por separado, para aquellos usos del suelo donde su presencia es razonable. A este respecto, y salvo que se disponga de datos específicos que justifiquen lo contrario, hay que considerar población infantil potencialmente expuesta en todos los usos del suelo excepto los destinados a actividades productivas (agrícolas, industriales, comerciales y trabajos de construcción).

Cuando se prevean cambios en los usos del suelo, se deberán considerar sistemáticamente los trabajadores implicados en las obras de urbanización, construcción o acondicionamiento como grupos de receptores relevantes.

A efectos de claridad en la exposición del análisis de riesgos, es deseable que, como resultado de las tareas anteriores, se elabore una relación de grupos de receptores potenciales indicando los usos del suelo, actividades asociadas y localización aproximada de cada uno. Posteriormente cada grupo se caracterizará mediante un **receptor tipo** representativo del mismo.

En el **análisis de riesgos para los ecosistemas** la concreción de los objetivos de protección específicos de cada caso constituye una labor previa a la elaboración del modelo conceptual. En función de los objetivos establecidos se identificarán los receptores objeto de protección, así como los parámetros de evaluación y medida del riesgo.

Existen diversos criterios que permiten identificar los grupos de receptores de especial importancia, teniendo en cuenta el nivel al que se desarrolla el análisis. Entre dichos criterios cabe señalar los siguientes:

- **Relevancia ecológica**, es decir, posición clave que ocupa el receptor en la estructura y función del ecosistema. La relevancia ecológica está relacionada con aspectos como la abundancia y la dominancia, el grado de diversidad biológica y la tasa de renovación.
- **Potencial de exposición**. Los receptores con alto potencial de exposición son aquellos que debido a su metabolismo, hábitos alimenticios, localización o estrategia reproductiva son más sensibles o pueden sufrir un mayor grado de exposición a los contaminantes. Por ejemplo, las tasas metabólicas de los receptores de pequeño tamaño son generalmente mayores que las de los receptores de mayor tamaño, resultando en una tasa unitaria de ingestión mayor.
- **Vulnerabilidad**. Los receptores altamente susceptibles suelen ser poco tolerantes a los compuestos tóxicos. En general, los organismos estenóticos (con un pequeño margen de aclimatación a las condiciones cambiantes del medio) o con requisitos estrictos de hábitat o tipo de alimentación, presentan una mayor vulnerabilidad.

- **Importancia económica y social.** La selección de un receptor biológico también puede estar basada en un criterio económico o social (por ejemplo, las especies cinegéticas). Para estos receptores, los parámetros más importantes estarían relacionados con la supervivencia, la productividad y el éxito reproductivo.

En general, los receptores pertenecerán a varias especies y su tratamiento práctico en el análisis de riesgos puede llevarse a cabo a nivel de ecosistema, comunidad o población. Sólo en casos en los que haya implicadas especies que cuentan con especial protección se puede identificar a los receptores a nivel de individuo, ya que la relevancia que tiene cada individuo integrante de la población puede ser crucial para la supervivencia de la misma y la conservación de la diversidad genética.

Dada la diversidad de especies que pueden estar presentes, en la práctica puede ser útil determinar en primer lugar los hábitats existentes en la zona de estudio (tanto terrestres como acuáticos) para a continuación identificar y seleccionar los receptores ecológicos representativos de cada hábitat afectado.

La clasificación de tipos de hábitat viene contemplada en la Directiva 92/43/CEE (conocida como Directiva Hábitats), que fue traspuesta mediante los Reales Decretos 1997/1995 y 1193/1998. A estos efectos, los hábitats existentes en la Comunidad de Madrid son los siguientes:

- Bosques (perennes, riparios, mediterráneos, etc.)
- Praderas, pastizales y dehesas
- Roquedos, canchales y cuevas
- Matorrales
- Cultivos (barbechos, secanos y regadíos)
- Dulceacuícolas (embalses, lagos y lagunas, ríos y arroyos)

Se deberá tener en cuenta también la existencia de figuras de protección ecológica, tales como parques regionales, parques naturales, reservas naturales, refugios de fauna, parajes pintorescos, lugares de interés comunitario (LICs) o zonas de protección de las aves (ZEPAS), para diferentes poblaciones de interés ecológico.

La concreción de los objetivos de protección y la consecuente identificación de receptores y parámetros de evaluación y medida deben estar justificadas y se reflejarán en el documento de análisis de riesgos.

7.1.6. Definición de escenarios de análisis

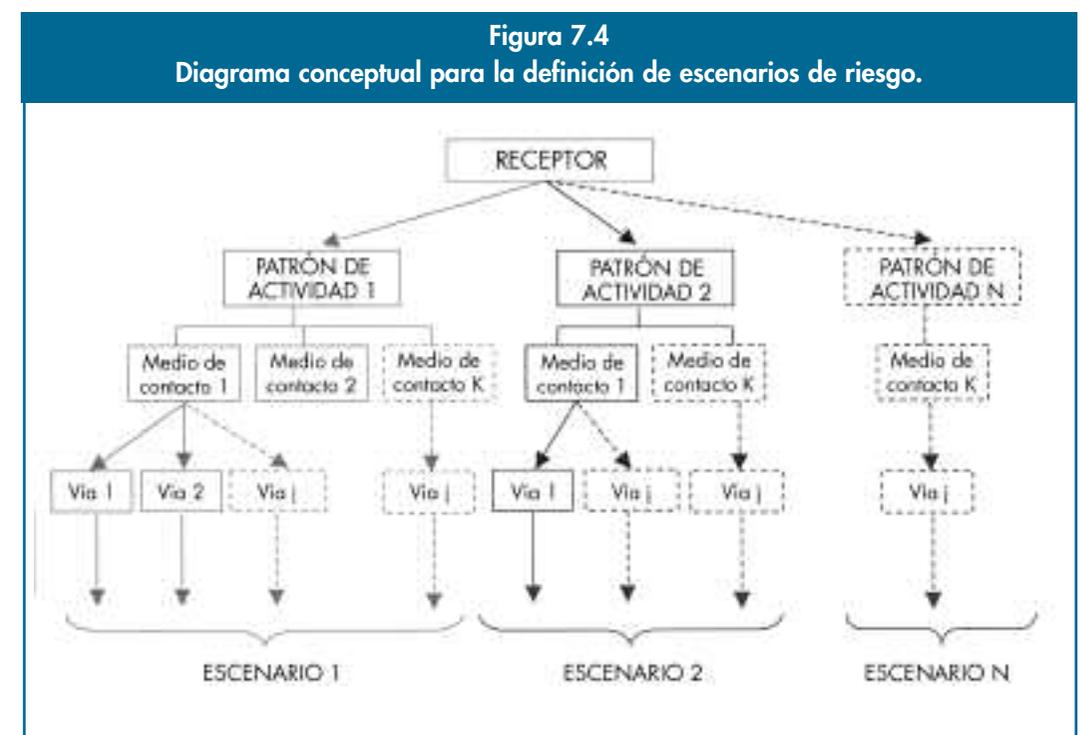
El último paso en la elaboración del modelo conceptual constituye un ejercicio de síntesis de las tareas anteriores y consiste en la enumeración exhaustiva y estructuración de las combinaciones contaminante-ruta-receptor que se consideran relevantes en las condiciones del caso. El objetivo es identificar claramente las situaciones que necesitan una evaluación detallada en las fases posteriores del análisis de riesgos y facilitar la interpretación de los resultados del mismo.

En principio, la evaluación detallada de riesgos sólo debe contemplar aquellas combinaciones contaminante-ruta-receptor que, desde un punto de vista realista, pueden traducirse en efectos adversos significativos para los receptores. No obstante, en esta etapa es difícil anticipar de forma fiable qué combinaciones responden a tal criterio y cuales no. Por tanto, es necesario acometer esta labor con una perspectiva conservadora, es decir, desechando sólo aquellas combinaciones para las que se puede asegurar que el nivel de riesgo asociado es despreciable.

Cada escenario de análisis refleja la situación de exposición a la que se encuentra sometido un receptor concreto (receptor tipo), representativo de un grupo de receptores relevantes. La exposición de un receptor tipo a los contaminantes depende (entre otros factores) de su localización espacial, que determina las concentraciones de los contaminantes en los medios de contacto, los medios de contacto significativos y los patrones de actividad del propio receptor. En consecuencia, estos parámetros (receptor tipo, patrón de actividad y medios de contacto) son la base para definir cada escenario de análisis (también denominado escenario de exposición), que también debe especificar las vías de exposición y contaminantes significativos asociados a cada medio de contacto.

A efectos prácticos se recomienda articular cada escenario de análisis en torno al receptor tipo al que hace referencia. Cada receptor tipo y situación de exposición dará lugar, por tanto, a un escenario de análisis diferente. Cada escenario puede incluir varios medios de contacto, vías de exposición y contaminantes.

La figura 7.4. refleja conceptualmente el proceso de combinación de los distintos elementos que configuran un escenario de análisis.



Se recomienda plasmar los distintos escenarios de análisis en forma de tablas que reflejen esquemáticamente los elementos esenciales de cada uno (ver a título de ejemplo la tabla 7.1.).

También resulta recomendable representar gráficamente la ubicación de los receptores tipo sobre planos, de manera que queden patentes tanto su localización en relación a la contaminación de los distintos medios como la zonificación territorial determinante de los patrones de actividad.

7.2. Análisis de la toxicidad

El análisis de la toxicidad consiste en la recopilación exhaustiva e interpretación de la información disponible sobre las características toxicológicas de los contaminantes significativos, que son las que definen a aquéllos como agentes de riesgo para la salud humana y/o los ecosistemas según los mecanismos de acción que manifiestan. A este respecto, son de especial interés los indicadores que caracterizan la relación entre la dosis del contaminante recibido y la aparición de un efecto adverso en la población expuesta.

La información toxicológica a recopilar está directamente ligada al tipo de receptores que van a ser objeto de análisis (poblaciones humanas o receptores ecológicos) por lo que se realizan consideraciones específicas para cada uno de ellos en los capítulos 8 y 9. No obstante, a continuación se presentan algunas consideraciones básicas:

- Para receptores humanos, los parámetros toxicológicos que definen la relación dosis-respuesta dependen del tipo de efecto que causan los contaminantes (IPCS, 1999).
 - Para contaminantes con efectos cancerígenos, la relación dosis-respuesta viene establecida por el **factor pendiente** (FP) o por la **unidad de riesgo de cáncer** (UR). El periodo de exposición a agentes cancerígenos se asume como el de toda la vida (70 años).
 - Para contaminantes con efectos sistémicos, la relación dosis-respuesta viene establecida por la **dosis de referencia** (DR) o la **concentración de referencia** (CR). Este valor depende del periodo sobre el que se promedia la exposición (efectos crónicos, subcrónicos o agudos).
- Los parámetros toxicológicos vienen definidos para cada vía de exposición por separado. Habitualmente, los parámetros para las vías de exposición oral y dérmica vienen expresados como factores pendiente o dosis de referencia (según corresponda a efectos cancerígenos o sistémicos, respectivamente), mientras que para la vía de inhalación la relación dosis-respuesta se suele expresar en términos de unidades de riesgo o concentraciones de referencia.
- Para receptores ecológicos, existen diferentes parámetros ecotoxicológicos significativos (NOAEL, LOAEL, LC50, LD50, etc.). En evaluaciones simplificadas de riesgos, el parámetro toxicológico que se suele utilizar para establecer la relación entre exposición y efectos sobre el receptor es la **concentración prevista sin efecto** (PNEC).
- El análisis de la toxicidad debe documentar los mecanismos de acción y efectos que puedan causar los contaminantes significativos sobre la salud humana y/o los ecosistemas, incidiendo en los siguientes aspectos:
 - Vías de exposición relevantes.
 - Órganos diana a los que afectan.
 - Biodisponibilidad y capacidad de bioacumulación.
 - Potencial mutagénico, neurotóxico, teratogénico, de disrupción endocrina, etc.
 - Efectos interactivos entre sustancias (sinergias y antagonismos).
- Es importante señalar en esta etapa las incertidumbres relacionadas con el método utilizado para derivar los valores de los parámetros toxicológicos recopilados (variación intra e interespecies, periodo de muestreo, umbrales de detección, etc.).

En todo caso, se deben indicar para cada contaminante significativo las fuentes de información de las que proceden los datos toxicológicos utilizados, valorando su fiabilidad. También es importante explicitar los contaminantes y vías de exposición para los que no existen referencias toxicológicas mínimamente fiables.

7.3. Análisis de la exposición

El concepto de exposición engloba los procesos por los que un receptor entra en contacto con una o varias sustancias potencialmente perjudiciales (IPCS, 2000; IHOBE, 1998). Esta

Tabla 7.1 Ejemplo de definición básica de escenarios de análisis en un análisis de riesgos para la salud humana

Escenario	Receptor tipo	Punto/área de exposición	Uso del suelo	Vía de exposición	Medio de contacto y contaminantes implicados				
					S	A	P	G	B
Nº 1	Niño	Vivienda con abastecimiento de agua de pozo	Residencial multifamiliar (bloque)	Ingestión Contacto dérmico	C1, C3, C4 C1, C3, C4	C1, C2	C1, C2, C6 C1, C2, C6 C1, C2		
Nº 2	Adulto (hombre/mujer)	Vivienda con abastecimiento de agua de pozo	Residencial multifamiliar (bloque)	Ingestión Contacto dérmico	C1, C3, C4 C1, C3, C4	C1, C2	C1, C2, C6 C1, C2, C6 C1, C2		
Nº 3	Adulto (mujer)	Fábrica con abastecimiento de agua de pozo para higiene del personal	Industrial	Contacto dérmico Inhalación	C1, C4	C1, C4	C1, C4, C5 C1		
Nº 4	Niño	Parque público	Recreativo	Ingestión Contacto dérmico Inhalación	C1, C3, C4, C5 C1, C3, C4, C5 C1, C3, C4, C5	C1, C4			
Nº 5	Adulto (hombre/mujer)	Parque público	Recreativo	Contacto dérmico Inhalación	C1, C3, C4, C5	C1, C4			
Nº 6	Adulto (hombre/mujer)	Zona de huerta existente en jardín con riego de agua de pozo	Residencial con jardín	Ingestión Contacto dérmico Inhalación	C2, C3, C4 C2, C3, C4 C2, C3, C4	C1, C2	C1, C2, C6 C1		C1, C2
Nº 7	Niño	Zona de baño en río	Recreativo	Ingestión Contacto dérmico Inhalación	C1, C2, C6 C1, C2, C6 C1				

Medios de contacto: S: Suelo A: Aire (interior o exterior) P: Aguas superficiales G: Aguas subterráneas B: Alimentos contaminados
Contaminantes: C1, C2, C3, C4, C5, C6

etapa del análisis de riesgos tiene como objetivo principal evaluar la magnitud de la exposición a los contaminantes por parte de los receptores considerados relevantes en las condiciones específicas del emplazamiento, según fueron definidos en los escenarios de análisis. Siempre que sea posible, la magnitud de la exposición se cuantificará. Si debido a limitaciones en la disponibilidad de datos o a la escasa representatividad de los mismos, la cuantificación de la exposición en algún escenario de análisis no fuera suficientemente fiable, se abordará una evaluación cualitativa de la misma.

La exposición de un receptor a un determinado contaminante puede evaluarse a partir de la concentración del mismo en el medio de contacto o a partir de la ingesta/dosis del contaminante a la que está sometido el receptor a través de una vía de exposición concreta. La elección de un parámetro de evaluación u otro depende esencialmente de la forma en que esté expresada la referencia toxicológica que le sea de aplicación (es frecuente encontrar referencias toxicológicas para la vía de inhalación expresadas como concentración, mientras que para las demás vías de exposición las referencias suelen expresarse como dosis).

En ambos casos, la determinación de las concentraciones de los contaminantes significativos en los medios de contacto y puntos de exposición constituye la primera labor a acometer.

7.3.1. Concentraciones en los puntos de exposición

La cuantificación de las concentraciones de cada contaminante en cada medio de contacto y punto de exposición puede abordarse de dos formas diferentes:

- Medición directa en el medio y punto de exposición (**datos de control**).
- Estimación a partir de modelos.

La medición mediante muestreo y análisis de los medios de contacto en los puntos de exposición supone una cuantificación directa, precisa y fiable de la concentración de exposición y presenta un grado de incertidumbre bajo. No obstante, tal medición sólo es representativa del momento en que se ha realizado y no aporta información acerca de la evolución de la concentración con el tiempo. Por tanto, cuando el periodo de exposición es sensiblemente mayor que el periodo de muestreo o cuando se están evaluando escenarios de exposición futuros, la medición directa debe sustituirse o complementarse con la estimación de las concentraciones de exposición mediante modelos.

La utilización de modelos pretende simular los procesos de emisión de los contaminantes desde un foco y su migración hasta los puntos de exposición. En general requiere un esfuerzo considerable y sus resultados incorporan a menudo incertidumbres significativas.

Una vez que un contaminante es emitido desde un foco a un medio sufre una serie de procesos de diversa índole que, en conjunto, se denominan en esta guía **migración**. Aunque en general los distintos procesos actúan de manera superpuesta, a efectos de claridad se distinguen los siguientes:

- **Procesos de transporte:** son los mecanismos que intervienen en la movilización en sentido estricto de los contaminantes **dentro de un medio concreto** y se traducen en la variación de las concentraciones en el medio en cuestión con la distancia al foco y con el paso del tiempo. Entre ellos cabe mencionar advección, difusión, convección, etc.
- **Procesos de transformación:** son los que producen la conversión de una sustancia en otras diferentes **dentro de un mismo medio** como consecuencia de reacciones químicas con los componentes del sustrato o con otras sustancias, atenuación por procesos biológicos o degradación física.

- **Procesos de transferencia:** son los que provocan que una sustancia pueda transferirse **de un medio a otro** manteniendo su composición química. Entre ellos cabe mencionar adsorción, absorción, desorción, volatilización, disolución, precipitación, absorción radicular y foliar, etc.

A la vista de los numerosos procesos implicados, la consideración de la migración en el análisis de la exposición puede resultar compleja. No obstante, en buena parte de los casos son sólo unos pocos procesos los que la gobiernan y determinan en gran medida la evolución de las concentraciones de los contaminantes en el espacio y en el tiempo. Los procesos de migración que son relevantes en un emplazamiento particular dependen tanto de los mecanismos de emisión causantes del problema como de las propiedades intrínsecas de los contaminantes implicados y de las condiciones de los medios en los que tiene lugar la migración.

La información proporcionada por las investigaciones desarrolladas antes de abordar el análisis de riesgos, así como la recopilación y análisis de las características físico-químicas de los contaminantes implicados, deben permitir acotar los procesos de migración significativos en las condiciones específicas del emplazamiento y que serán considerados en el análisis de la exposición. De hecho, esta es una labor que ha tenido que anticiparse (siquiera de forma cualitativa) durante la elaboración del modelo conceptual.

Entre las propiedades físico-químicas que condicionan la movilidad y persistencia de una sustancia en los distintos medios cabe destacar las siguientes: peso molecular, solubilidad, presión de vapor, coeficientes de partición (suelo-agua, octanol-agua, carbono orgánico-agua) y vida media (constante de degradación). Además, numerosas características del medio físico en el que se localiza el problema también van a influir en la relevancia de unos u otros procesos de migración. Es el caso de las condiciones climatológicas, la textura, porosidad y granulometría del suelo, su contenido en materia orgánica, pH, potencial redox, etc.

En todo caso, la consideración de cualquiera de los procesos antes señalados en la estimación de las concentraciones de exposición a partir de modelos debe estar suficientemente justificada y basada en las condiciones del emplazamiento. En particular, para incorporar la atenuación por procesos biológicos (biodegradación natural) es necesario no sólo que los contaminantes implicados sean significativamente biodegradables (lo cual puede evaluarse mediante bibliografía) sino que las características de los medios en que se encuentran permitan la ocurrencia de la biodegradación. Para justificar este último extremo será preciso aportar datos específicos del emplazamiento que apoyen dicha tesis.

Además, la revisión de los datos aportados por las investigaciones previas deberá indicar los aspectos insuficientemente caracterizados que supongan limitaciones severas en la modelización posterior, y servirá para decidir en qué medida resulta necesario abordar investigaciones adicionales.

Los modelos de migración más extendidos suelen basarse en la simulación del transporte de contaminantes en un determinado medio a partir de una fuente que, bien puede ser la originaria del problema, bien puede simular la transferencia de contaminación desde otros medios. En mayor o menor medida los modelos incorporan en la simulación del transporte procesos de transformación. Así pues, en función de la complejidad del caso, la modelización de la migración podrá abordarse mediante un solo modelo o requerirá la aplicación sucesiva de varios encadenados, de forma que los resultados de uno de ellos constituyen los datos de entrada del siguiente.

La utilización de modelos de migración siempre supone una simplificación de la realidad debido a la necesaria adopción de un conjunto de hipótesis sobre condiciones iniciales y de contorno, continuidad y geometría de los medios analizados, rango temporal aplicable, etc., además de las propias limitaciones del modelo. En el Anexo 2 se describen brevemente los principales procesos de migración en cada uno de los medios y se proporcionan algu-

nos ejemplos de modelos relevantes para su simulación. Para gran parte de los procesos existen varios modelos de distinto grado de complejidad y que simulan la realidad con mayor o menor grado de simplificación, reflejando diferentes compromisos entre la información necesaria para alimentarlos (datos de entrada) y la fiabilidad de los resultados.

La elección del modelo a utilizar para simular un determinado mecanismo de migración depende de los objetivos concretos del análisis de riesgos y de la cantidad y calidad de la información disponible acerca de las variables que intervienen en la modelización. La elección también debe tener en cuenta que, en general, cuanto más simple es un modelo, más conservadora es su formulación y los resultados a que da lugar su aplicación. En lo relativo a los datos de entrada, y al igual que sucede con otros aspectos implicados en el análisis de riesgos, la adecuada aplicación de modelos de migración exige disponer de datos específicos del emplazamiento para, al menos, las variables más sensibles; en su defecto, pueden suplirse con datos bibliográficos genéricos, siempre que se adopten valores suficientemente conservadores y se tenga en cuenta la consiguiente incertidumbre en la interpretación de los resultados.

El Anexo 2 incluye una descripción resumida de las etapas genéricas de cualquier proceso de modelización de la migración de contaminantes, así como algunas recomendaciones relativas a la documentación del mismo.

A grandes rasgos, cabe distinguir dos tipos de modelos: analíticos y numéricos. Los primeros basan sus algoritmos de cálculo en funciones matemáticas continuas y asumen simplificaciones importantes sobre la realidad física del medio modelizado (homogeneidad, isotropía y régimen estacionario, principalmente). Son relativamente sencillos de utilizar y no requieren demasiada información para su aplicación; a cambio, los resultados obtenidos son normalmente muy conservadores.

Por su parte, los modelos numéricos utilizan soluciones no analíticas para las ecuaciones que rigen el comportamiento de los contaminantes en los medios, aplicando métodos numéricos (habitualmente diferencias o elementos finitos). Permiten mayor flexibilidad a la hora de incorporar diferentes hechos físicos (heterogeneidad, anisotropía y régimen transitorio) y requieren mayor información de entrada y recursos para su aplicación.

Muchos de los modelos de migración de contaminantes están disponibles en soporte informático. La utilización de estos programas es aceptable y recomendable siempre y cuando las características del programa en cuestión se ajusten a las necesidades del caso. En otras palabras, las limitaciones de un programa no pueden justificar la exclusión en el análisis de ciertas rutas de exposición o la consideración excesivamente simplista de las mismas.

7.3.2. Cuantificación de la exposición

Como ya se ha señalado, la cuantía de la exposición a la que está sometido cada receptor que configura un escenario de análisis puede expresarse mediante la concentración de los contaminantes en los medios de contacto o mediante las ingestas/dosis a las que está sometido el receptor a través de cada vía de exposición.

En ambos casos un requisito previo es establecer en cada medio de contacto la concentración de cada contaminante que se considera representativa de las condiciones de exposición del receptor (concentraciones representativas de la exposición). A este respecto, el criterio básico a seguir es que tales concentraciones deben reflejar la media de las concentraciones que se van a dar durante todo el periodo de exposición considerado.

La plasmación gráfica (diagramas, planos) de la relación entre la distribución espacial y temporal de los contaminantes en los diferentes medios y el receptor tipo puede ayudar a establecer las concentraciones representativas de la exposición en un escenario dado. Un factor a considerar al respecto es el carácter (superficial o puntual) del medio de contacto.

Así, por ejemplo, las consideraciones a efectuar para determinar la concentración representativa de exposición serían distintas para la vía de contacto dérmico con suelo contaminado en un parque donde existen variaciones sustanciales de concentraciones puntuales que para la vía de ingestión de agua contaminada que se capta de un pozo.

En todo caso, se presentan a continuación algunos criterios genéricos que pueden ser de utilidad para establecer las concentraciones representativas de la exposición:

- En general, el uso de la concentración media permite una mejor estimación del riesgo asociado con exposiciones crónicas, ya que el valor medio se aproxima a la estimación más probable de la concentración a la que un receptor estaría expuesto durante un plazo prolongado. La utilización de la concentración máxima es mejor para la estimación del riesgo asociado a exposiciones agudas o subcrónicas; su uso puede proporcionar además una estimación útil del límite superior del riesgo potencial.
- En la evaluación de exposiciones crónicas, siempre hay que tener en cuenta la persistencia (o capacidad de degradación) del contaminante en el medio en cuestión. Para contaminantes persistentes es razonable derivar la concentración representativa de la exposición a partir de las concentraciones existentes en la situación actual.
- Un enfoque razonablemente conservador y habitual es utilizar como valor representativo de la concentración de cada contaminante un percentil estadístico (normalmente el percentil 90 o 95) de los valores detectados en el medio de contacto, estableciendo matices en función de la vía y del punto de exposición concretos.
- Cuando el número de datos disponibles no permita (o no haga fiable) calcular percentiles, una alternativa es utilizar las concentraciones máximas y las concentraciones medias de forma que se obtenga un rango de riesgo potencial.

La exposición expresada en términos de ingesta/dosis representa la cantidad de un contaminante que entra en contacto con un determinado receptor a través de una vía de exposición por unidad de tiempo y de peso del receptor. En este caso, para cuantificar la exposición se requieren además datos acerca de ciertas **características biométricas** del receptor y de sus hábitos o **patrones de actividad**.

Cada receptor tipo (representativo de un grupo de población relevante para el análisis) debe caracterizarse en términos de:

- Parámetros biométricos que condicionan el valor de las ingestas. Estos parámetros son, básicamente, el peso corporal, la superficie corporal expuesta, tasas de contacto con diferentes medios y tasas respiratorias. Los valores de la superficie corporal expuesta y de las tasas de contacto y respiratorias dependen no sólo del receptor sino también de la actividad que desarrolla.
- Parámetros que determinan el tiempo dedicado a la actividad que el receptor desarrolla durante la situación de exposición que se está analizando. Para receptores cuyas actividades se puedan considerar como hábitos, la frecuencia de los episodios de exposición y la duración de cada episodio constituyen los parámetros más utilizados.
- Parámetros que determinan el consumo de alimentos en la medida que éstos constituyan los medios de contacto en algún escenario de análisis.

Como en otros aspectos, es deseable que la caracterización de los receptores humanos en los términos antes descritos sea lo más específica del emplazamiento posible. No obstante, es excepcional disponer de datos tan particulares y se asume que abordar esta tarea en el marco del análisis de riesgos sería extremadamente laborioso. Por ello la información específica se sustituye habitualmente por el manejo de datos estadísticos referidos a poblaciones más amplias que la del emplazamiento. En caso de existir, puede acudir a carac-

terizaciones biométricas de la población, a encuestas o presupuestos de tiempo, en las que se ofrece de forma esquemática las duraciones diarias de distintas actividades propias de cada uso del suelo (ver como ejemplo EUSTAT, 1993) y a estadísticas de consumo. En la medida de lo posible se tendrán en cuenta factores que puedan suponer variaciones estacionales de las pautas de actividad y consumo.

En el caso de los receptores ecológicos, la caracterización en los términos anteriores es mucho más compleja y la información disponible escasa. Las fuentes de información suelen ser de carácter científico. Además, el tipo de información necesaria varía en función del nivel de detalle con el que se lleve a cabo el análisis de riesgos.

En general, se pueden requerir datos sobre propiedades biométricas de las poblaciones y especies objetivo o asimilables a éstas. Además, y en función de los parámetros de evaluación y medida que se hayan establecido previamente para el análisis, puede ser precisa información sobre estrategias reproductivas, tasas de ingestión de agua o alimentos, etc.

Cuando la exposición se expresa como ingestas/dosis, su cuantificación ha de realizarse, en primera instancia, para cada receptor tipo, contaminante y vía de exposición. En la fase posterior de caracterización del riesgo se efectuarán consideraciones acerca de los niveles de riesgo asociados a la exposición simultánea a varios contaminantes y/o a través de varias vías.

7.4. Caracterización del riesgo

En esta etapa del análisis de riesgos tiene lugar la cuantificación y evaluación de los niveles de riesgo a los que están sometidos los receptores. A tal efecto, se integran los resultados de las fases anteriores para calcular los valores de los índices de riesgo oportunos y se comparan éstos con los criterios de evaluación establecidos para el caso.

Aunque la formulación concreta de los índices de riesgo depende de varios factores (receptores humanos o ecológicos, tipos de efectos de los contaminantes, parámetros de evaluación y medida adoptados en el análisis de riesgos para los ecosistemas, etc.), todos ellos se derivan a partir de la exposición a la que se estima están sometidos los receptores (expresada como dosis o como concentraciones en el medio) y las referencias toxicológicas adecuadas, que reflejan los posibles efectos de la contaminación en dichos receptores.

Para valorar los niveles de riesgo que representan los índices calculados, deben establecerse previamente los criterios de **aceptabilidad del riesgo**, es decir, aquellos rangos dentro de los cuales el riesgo es admisible en unas determinadas circunstancias, así como los umbrales a partir de los cuales puede hablarse de una situación de riesgo inaceptable.

En todo caso, la valoración última de los niveles de riesgo debe tener en cuenta las incertidumbres inherentes a las hipótesis y asunciones efectuadas a lo largo del proceso de análisis (ver epígrafe 7.5).

7.4.1. Exposición a mezclas de contaminantes

El desarrollo metodológico expuesto hasta aquí considera implícitamente que cada contaminante manifiesta sus efectos sobre los receptores de forma independiente de otros contaminantes presentes en el emplazamiento. En general, este supuesto no es cierto, por lo que en los casos de exposición simultánea a varios contaminantes es preciso tener en cuenta las interacciones entre ellos a la hora de evaluar los efectos que puedan producir sobre la salud humana y los ecosistemas (USEPA, 2000a).

Parte de la problemática que subyace en el análisis de riesgos para mezclas de contaminantes se refiere a las interacciones que ocurren entre los mismos debido a procesos físico-químicos, las cuales determinan que las concentraciones en los medios de contacto y puntos

de exposición puedan ser mayores o menores de las que se darían en el supuesto de que cada contaminante de la mezcla apareciera de forma aislada. Cuando se estime que la trascendencia de estos procesos es significativa, sus efectos deben tenerse en cuenta en la cuantificación de la exposición mediante las herramientas adecuadas (por ejemplo, modelos que permitan simular los mecanismos de transformación y transferencia relevantes).

No obstante, la principal problemática del análisis de riesgos para mezclas de contaminantes radica en valorar los efectos que la mezcla tiene en los receptores frente a los efectos de cada contaminante aislado. A este respecto, cabe distinguir a grandes rasgos dos situaciones:

- Que los efectos de la mezcla puedan asumirse en términos de aditividad de los efectos que produce cada contaminante individual.
- Que no pueda asumirse la aditividad de efectos por tener lugar interacciones entre los contaminantes (sinergias o antagonismos).

El término aditividad se emplea cuando los efectos combinados de los contaminantes pueden estimarse mediante la suma directa de sus dosis o sus efectos ponderados según la proporción en que se presenten en la mezcla. Cuando los efectos combinados sean superiores a la suma de los individuales se habla de sinergia entre ellos y cuando resulten inferiores se entiende que son antagonísticos.

Aunque la consideración precisa de los efectos toxicológicos de las mezclas de contaminantes en el análisis de riesgos constituye un asunto complejo, en la práctica se suelen realizar ciertas simplificaciones que se plasman en alguno de los siguientes enfoques:

- Si existen datos toxicológicos para la mezcla de contaminantes objeto de análisis, la cuantificación de la exposición y el análisis de la toxicidad se realizan para la mezcla como si fuera un contaminante individual.
- Si la información toxicológica disponible se limita a mezclas de contaminantes similares a la que es objeto de análisis, es preciso determinar en qué medida puede asimilarse esta mezcla a las otras antes de aplicar el enfoque anterior.
- A falta de información toxicológica sobre la mezcla de contaminantes objeto de análisis o mezclas similares, se recomienda realizar la evaluación de riesgos para cada uno de los componentes de la mezcla por separado y asumir el principio de aditividad sólo para aquellos contaminantes con efectos análogos (por ejemplo, contaminantes con efectos sobre los mismos órganos diana o a través de la misma vía de exposición). En todo caso, en el análisis de riesgos se suele aceptar la hipótesis de que las posibles interacciones entre los contaminantes pueden despreciarse a dosis de exposición bajas, como las que se dan habitualmente en problemas de contaminación de suelos.

Un caso particular y frecuente de mezcla de contaminantes es el de los hidrocarburos derivados del petróleo. La caracterización de los mismos se suele abordar mediante varias determinaciones analíticas que, dependiendo de los productos específicos implicados (crudo, gasolina, gasoil, fuel, etc.), pueden incluir TPHs, BTEX, PAHs, MTBE y otros hidrocarburos.

Mientras que la mayoría de las determinaciones citadas proporcionan concentraciones de hidrocarburos individualizados en la matriz muestreada, la determinación denominada TPHs (hidrocarburos totales derivados del petróleo) refleja la cantidad total de hidrocarburos derivados del petróleo presentes en una muestra y, por tanto, constituye un índice integrador de la presencia de este tipo de contaminantes en la misma. Los TPHs incluyen una amplia variedad de compuestos, con grandes diferencias entre ellos en lo que a propiedades físico-químicas y toxicológicas se refiere. Este hecho hace inviable aplicar el enfoque habitual del análisis de la toxicidad y de la exposición a los TPHs en el marco del análisis de riesgos.

En la actualidad, el análisis cuantitativo de riesgos asociados a la exposición a hidrocarburos derivados del petróleo se puede abordar desde los siguientes enfoques:

- **Compuestos individuales:** basado en la valoración de los componentes individuales de la mezcla para los que existen datos de propiedades fisicoquímicas y toxicológicas.
- **Mezcla total:** se basa en aprovechar los datos fisicoquímicos y toxicológicos elaborados para algunos productos tal como se comercializan (gasolina, gasoil, etc.). Así, las determinaciones en laboratorio y el posterior análisis de toxicidad y exposición se refieren al producto como tal, tratándolo como si fuera un contaminante individual.
- **Fraccionamiento:** se apoya en definir subgrupos o fracciones de hidrocarburos que presentan similitudes en sus propiedades fisicoquímicas o toxicológicas. Las determinaciones analíticas se refieren entonces a las fracciones establecidas y el tratamiento de cada fracción en el análisis de riesgos es equiparable al de un contaminante individual.

El primer enfoque se corresponde con la metodología expuesta en esta Guía para los contaminantes individuales. Al disponerse de datos toxicológicos sólo para un reducido número de contaminantes individuales, este enfoque presenta el inconveniente de su limitada representatividad de los efectos producidos por el conjunto de la mezcla.

El enfoque de mezcla total responde a la forma de proceder que antes se ha descrito para el caso en que se dispone de datos toxicológicos para una determinada mezcla de contaminantes. Tiene el inconveniente de que sólo es aplicable cuando el origen de la contaminación es debido a un único producto. Además incorpora considerables incertidumbres derivadas de la imposibilidad de valorar las alteraciones que sufre la composición original de la mezcla tras su emisión al medio debido a los procesos de degradación y transformación.

El enfoque de fraccionamiento trata de aprovechar las ventajas y limitar los inconvenientes de los otros dos. En general, permite reflejar mejor el complejo comportamiento en el medio de las mezclas de hidrocarburos y sus efectos en los receptores. Por ello, es el enfoque que está teniendo mayor desarrollo teórico y experimental y resulta preferible a los otros.

Aunque ya se está trabajando en la aplicación del método de fraccionamiento al análisis de riesgos para los ecosistemas (ver, por ejemplo, Verbruggen, 2004), las consideraciones iniciales y buena parte del desarrollo que ha tenido hasta la fecha se orientan hacia el análisis de riesgos para la salud humana.

En este ámbito se han desarrollado varios métodos de fraccionamiento, entre los que cabe destacar los que a continuación se describen resumidamente.

- **Método MADEP:**

En 1994 el Massachusetts Department of Environmental Protection (MADEP) propuso un método (MADEP, 1994) basado en el fraccionamiento del conjunto de hidrocarburos que componen el espectro de los TPHs en función de sus propiedades fisicoquímicas y toxicológicas.

El método divide el espectro de los TPHs en dos grupos (alifáticos y aromáticos) y asume que la toxicidad de los hidrocarburos alifáticos está relacionada con el número de átomos de carbono y con el peso molecular del compuesto. Con estas premisas, el método considera tres fracciones dentro de los alifáticos y una sola dentro de los aromáticos, si bien la evaluación de éstos debe incorporar también una serie de hidrocarburos individuales (BTEX y PAHs). Para cada una de las cuatro fracciones se establece un hidrocarburo representativo en lo que a propiedades toxicológicas se refiere, que servirá de patrón en el análisis de riesgos para la salud humana.

Las fracciones propuestas en este método y sus respectivos compuestos de referencia se indican en la tabla 7.2.

Fracción (n° átomos C)	Compuesto de referencia
Hidrocarburos Alifáticos	
C ₅ - C ₈	n-hexano
C ₉ - C ₁₈	n-nonano
C ₁₉ - C ₃₆	Eicosano
Hidrocarburos Aromáticos	
BTEX	Evaluar individualmente
C ₉ - C ₂₂	Pireno
PAH	Evaluar individualmente

En su última actualización disponible (MADEP, 2002) se proporcionan diversas referencias toxicológicas para cada una de las cuatro fracciones establecidas (dosis de referencia para la vía de ingestión y concentraciones de referencia para la vía de inhalación). La aplicación de este método conlleva la utilización de protocolos analíticos específicos para la cuantificación de las fracciones establecidas (ver Guía de Investigación de la Calidad del Suelo).

- **Método TPHCWG:**

La iniciativa original del MADEP dio lugar a la creación de un grupo de trabajo en Estados Unidos conocido como Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group (TPHCWG). Las principales conclusiones de este grupo quedan recogidas en una serie de 5 documentos publicados entre 1997 y 1999 (TPHCWG 1997a-b; TPHCWG 1998a-b; TPHCWG 1999).

Partiendo de una base conceptual similar a la del MADEP, el método TPHCWG propone el fraccionamiento del espectro de los TPHs en 13 fracciones (6 de hidrocarburos alifáticos y 7 de aromáticos). No obstante, a diferencia de aquél, el método TPHCWG establece las fracciones atendiendo a criterios de comportamiento ambiental (y no tanto toxicológico) de los diferentes hidrocarburos. El fraccionamiento se define en función del número equivalente de átomos de carbono (EC) en vez del número real. EC está íntimamente relacionado con el punto de ebullición del compuesto normalizado respecto al punto de ebullición de los n-alcenos y con su movilidad (se asume que existe una correlación directa entre EC y el tiempo de retención de un compuesto en la columna de un cromatógrafo de gases).

Por otra parte, la asignación de referencias toxicológicas a cada fracción (dosis de referencia para la vía de ingestión y concentraciones de referencia para la vía de inhalación) ha seguido los criterios recomendados por la USEPA para evaluar la exposición a mezclas de contaminantes, en lugar de utilizar un compuesto de referencia para cada fracción. En todo caso, debido a la limitada información toxicológica disponible a la fecha, en la aplicación práctica de este método sólo se pueden diferenciar referencias para 7 fracciones, extrapolando al resto las disponibles. La tabla 7.3 indica las fracciones propuestas en este método y la disponibilidad de referencias toxicológicas diferenciadas para las mismas.

Tabla 7.3
Fraccionamiento y disponibilidad de referencias toxicológicas en el método TPHCWG

Fracción (EC)	Referencias toxicológicas disponibles
Hidrocarburos Alifáticos	
>5 - 6 >6 - 8	Ingestión e inhalación (comunes a las 2 fracciones)
>8 - 10 >10 - 12 >12 - 16	Ingestión e inhalación (comunes a las 3 fracciones)
>16 - 35	Ingestión
Hidrocarburos Aromáticos	
>5 - 7	Ingestión e inhalación
>7 - 8	Ingestión e inhalación
>8 - 10 >10 - 12 >12 - 16	Ingestión e inhalación (comunes a las 3 fracciones)
>16 - 21 >21 - 35	Ingestión (común a las 2 fracciones)

De forma similar a lo que sucede con el MADEP, la aplicación del método TPHCWG conlleva la utilización de protocolos analíticos específicos para la cuantificación de las fracciones establecidas (ver Guía de Investigación de la Calidad del Suelo).

- Método API:

El American Petroleum Institute (API) ha publicado una metodología de análisis de riesgos aplicable a instalaciones de extracción y producción de crudo y gas natural (API, 2001). Este método sigue las directrices básicas del TPHCWG, al que se incorporan algunas modificaciones.

Estas modificaciones consisten en la ampliación de las fracciones de compuestos alifáticos y aromáticos de EC >21-35 a EC >21-44, y la adición de una fracción más que incluye los componentes pesados (EC >44). No obstante, la falta de información toxicológica y de comportamiento en el medio ambiente para las fracciones EC >35-44 y EC >44 ha obligado a asignarles provisionalmente las mismas propiedades que a la fracción EC >21-35. En la publicación referenciada también se perfilan los métodos analíticos de laboratorio necesarios para cuantificar las nuevas fracciones consideradas.

Es importante señalar que la aplicación de cualquiera de los métodos de fraccionamiento anteriores en el análisis de riesgos para la salud humana está limitada al análisis de los efectos sistémicos. Para el análisis de los efectos cancerígenos de los hidrocarburos derivados del petróleo se debe seguir la metodología convencional de evaluar cada hidrocarburo cancerígeno por separado y asumir la aditividad de las dosis (ver capítulo 8).

En principio, cualquiera de los métodos de fraccionamiento de los TPHs antes descritos son válidos para abordar el análisis de riesgos para la salud humana en un caso donde se encuentren implicados hidrocarburos derivados del petróleo, si bien el método TPHCWG goza a día de hoy de una mayor difusión en Europa. En todo caso, el informe del análisis de riesgos contendrá una justificación del método escogido teniendo en cuenta las condiciones específicas del caso.

7.4.2. Análisis de sensibilidad y análisis probabilístico

El proceso de análisis de riesgos integra a lo largo de sus etapas diversas variables. Para un escenario de análisis dado, el enfoque tradicional es el determinista, que se basa en asignar a todas las variables en juego valores fijos derivados de mediciones, aplicación de modelos de simulación, datos estadísticos, etc., los cuales incorporan habitualmente cierto grado de conservadurismo para intentar paliar las incertidumbres. Ello da lugar a que los índices de riesgo resultantes adopten también valores fijos y a que acumulen las incertidumbres asumidas para cada variable, pudiendo conducir en algunos casos a sobrevaloraciones excesivas de los niveles reales de riesgo.

Una forma de evitar este problema es llevar a cabo un análisis de sensibilidad sobre las variables clave en el proceso de cuantificación del riesgo, es decir, aquéllas donde la variabilidad y/o incertidumbre en cuanto a los valores que realmente adoptan son mayores. Estableciendo rangos o intervalos de valores en los que cada variable sensible puede encontrarse en las condiciones del emplazamiento, es posible deducir rangos de valores de los niveles de riesgo y proceder a una interpretación matizada de los mismos.

En todo caso, es indudable que al menos algunas variables que entran en juego en los análisis de riesgos se caracterizan porque sus valores reales no se ajustan a un único valor fijo (en un escenario dado), sino más bien a una distribución estadística de valores, cada uno de los cuales posee una frecuencia o probabilidad de aparición. Es el caso, por ejemplo, del peso corporal de la población adulta expuesta que define un determinado escenario de análisis; la caracterización de la variable peso corporal puede hacerse mediante un valor único representativo de todo el segmento de población (enfoque determinista) o mediante una distribución que refleje los distintos pesos de los individuos y sus frecuencias de aparición en dicho segmento (enfoque probabilista).

La utilización de distribuciones probabilísticas para caracterizar algunas variables da lugar a un análisis de riesgos probabilístico, cuyo resultado es asimismo una distribución de niveles de riesgo, cada uno de los cuales tiene asociada una probabilidad.

Este enfoque es útil para cuantificar algunas incertidumbres del análisis de riesgos, así como para estimar la variabilidad de las estimaciones del riesgo en un escenario dado (USEPA, 1997).

La aplicación de una distribución probabilística se puede realizar sobre cualquier variable que, por su naturaleza, se ajuste a estas características. No obstante, lo más habitual es que se utilice para caracterizar algunas variables que intervienen en el análisis de la exposición, tales como concentraciones de contaminantes, parámetros biométricos, pautas de comportamiento, etc.

Entre los métodos probabilísticos más utilizados se encuentra el análisis de Monte Carlo. En él las dosis de exposición correspondientes a un escenario dado se calculan asignando distribuciones de probabilidad a ciertas variables. El resultado refleja una distribución probabilística de las dosis de exposición que pueden darse en el escenario. Esta distribución, junto con los valores de toxicidad apropiados, determinará la distribución probabilística del riesgo.

El análisis probabilístico constituye una herramienta útil para la toma de decisiones derivadas del análisis de riesgos si bien tanto su ejecución como la interpretación de sus resultados requieren más datos, recursos y personal especializado que un análisis determinista. Dado que, en alguna medida, siempre es necesario realizar un análisis de sensibilidad, las circunstancias de cada caso (rangos de variabilidad esperables de ciertos parámetros, disponibilidad de información específica y calidad de la misma, etc.) aconsejarán la conveniencia de adoptar además un enfoque probabilístico para ciertas variables.

7.5. Análisis de incertidumbres

La complejidad de muchas de las variables que intervienen en el proceso de análisis de riesgos implica que existan múltiples fuentes de incertidumbre que afectan a la fiabilidad de los resultados obtenidos. La identificación y valoración de los factores de incertidumbre es tan importante como la propia caracterización de los riesgos. Es más, la toma de decisiones a la vista de los niveles de riesgo estimados debe tener presentes los márgenes de confianza que se están manejando en cada elemento que interviene en su cuantificación.

El análisis de incertidumbres es un elemento crucial que precede siempre a las conclusiones del análisis de riesgos. Debe incluir una breve descripción de las variables que intervienen en la evaluación del riesgo y los factores de incertidumbre asociados a las mismas en las circunstancias específicas del análisis realizado. También debe abordar una valoración de los efectos que inducen los factores de incertidumbre en la validez de los resultados del análisis. A efectos de objetivar y apoyar la posterior toma de decisiones, se recomienda que dicha valoración sea cuantitativa en la medida de lo posible y se oriente a establecer los rangos de confianza asociados a los niveles de riesgo cuantificados en la fase de caracterización.

En general, la valoración cuantitativa de las incertidumbres se apoya en análisis de sensibilidad de las variables cruciales, que se pueden abordar tanto desde enfoques deterministas como probabilísticos.

En términos prácticos, se recomienda sintetizar los resultados del análisis de incertidumbres mediante tablas o cuadros donde se pongan de manifiesto las variables analizadas, los factores de incertidumbre considerados y la influencia en la valoración de los niveles de riesgo asociados a los distintos escenarios de análisis. De esta forma se dispondrá de una visión de conjunto que permitirá identificar los factores que contribuyen en mayor medida a las incertidumbres y en qué forma pueden afectar a la toma de decisiones.

A grandes rasgos, las principales fuentes de incertidumbre pueden agruparse en las siguientes categorías:

- **Incetidumbres asociadas al modelo conceptual:** hacen referencia a las hipótesis de partida, identificación de rutas relevantes, criterios de selección de contaminantes y receptores significativos, definición de los escenarios de análisis (en particular, los futuros), etc.
- **Incetidumbres asociadas a la caracterización del emplazamiento:** se refieren a la representatividad de las muestras analizadas, la precisión de los métodos analíticos de laboratorio y la consecuente fiabilidad de los resultados.
- **Incetidumbres sobre los efectos de los contaminantes:** afectan particularmente a la valoración de los efectos toxicológicos y ecotoxicológicos de los contaminantes significativos, así como a la validez de las interpolaciones y extrapolaciones realizadas, en su caso.
- **Incetidumbres relativas al análisis de la exposición:** fiabilidad de los cálculos de las concentraciones de exposición y de la caracterización de los patrones de actividad de los receptores.

A continuación se exponen algunas consideraciones acerca de cada una de las categorías anteriores.

7.5.1. Incertidumbres asociadas al modelo conceptual

Dada la trascendencia que tiene en el análisis de riesgos el modelo conceptual, siempre debe valorarse la idoneidad de las hipótesis utilizadas para la elaboración del mismo.

A este respecto, conviene prestar atención a, entre otros, los siguientes aspectos:

- Contaminantes que no se han incluido en la cuantificación del riesgo: razones y consecuencias de su exclusión.
- Fiabilidad de la información utilizada sobre usos actuales del suelo y otros medios de contacto, valorando las fuentes de dicha información.
- Fiabilidad de la información utilizada sobre usos futuros del suelo y otros medios de contacto, valorando las fuentes de dicha información. En caso de haberse previsto y considerado en el análisis escenarios futuros con usos distintos de los actuales, conviene valorar la fiabilidad de la materialización de tales cambios y de los plazos en que se pueden producir.
- Elementos constitutivos de cada una de las rutas de exposición consideradas.
- En el análisis de riesgos para los ecosistemas, idoneidad de los receptores ecológicos seleccionados, así como de los parámetros de evaluación y medida del riesgo.

7.5.2. Incertidumbres asociadas a la caracterización del emplazamiento

Las principales incertidumbres asociadas a la caracterización del emplazamiento están relacionadas con la fiabilidad de los resultados analíticos (concentraciones de contaminantes en las muestras de los medios analizados) y su representatividad de la problemática del emplazamiento.

En cuanto a la fiabilidad de los resultados analíticos, es preciso considerar sistemáticamente la metodología de trabajo utilizada durante las investigaciones que dan lugar a tales resultados. A este respecto, la mejor forma de limitar incertidumbres es aplicar protocolos reconocidos tanto para la toma y manipulación de muestras como para su posterior análisis. En todo caso, los límites de detección, identificación y cuantificación de contaminantes inherentes a las técnicas de laboratorio pueden introducir incertidumbres, que deberían quedar reflejadas en los informes de investigación.

Por otra parte, es frecuente que ciertos contaminantes se cuantifiquen no de forma individual, sino agrupados en determinaciones analíticas estandarizadas (aceites minerales, fluoruros, sulfatos, cloruros, etc.) para las que no se dispone de referencias toxicológicas, impidiendo la cuantificación de riesgos derivados de los mismos. En la medida que éste sea el caso y no se puedan determinar concentraciones de contaminantes individuales, el análisis de riesgos será cualitativo y las consiguientes incertidumbres más difíciles de acotar.

La representatividad de los resultados analíticos debe considerarse desde dos vertientes: la espacial y la temporal. La representatividad de la distribución espacial de los contaminantes en los distintos medios puede ser baja si el número de muestras y análisis realizados ha sido reducido. A mayor complejidad del emplazamiento, mayor es el volumen de información precisa para garantizar la representatividad de los resultados. En todo caso, se puede paliar una reducida disponibilidad de datos analíticos con la estimación de concentraciones en puntos de exposición mediante modelos, teniendo presente que el uso de éstos siempre incorpora incertidumbres.

Otra cuestión que genera incertidumbres es en qué medida las concentraciones determinadas en los distintos puntos y medios de contacto pueden variar a lo largo del tiempo, es decir, en qué medida son representativas de las concentraciones de exposición. Las consideraciones relativas a esta cuestión (así como las referidas a la representatividad espacial) entroncan con las incertidumbres asociadas al análisis de la exposición.

Por último, un aspecto que a menudo plantea incertidumbres es hasta qué punto las concentraciones determinadas en los distintos puntos y medios de contacto incorporan aportaciones de otras fuentes de contaminación antrópica o incluso niveles de ciertas sustancias que, de forma natural, están presentes en los medios caracterizados. Estas incertidumbres pueden ser difíciles de analizar (y, sobre todo, cuantificar). El principal interés de hacerlo radica en diferenciar los niveles de riesgo atribuibles a las fuentes que motivan el análisis de riesgos de los atribuibles a otras fuentes que, aún estando presentes, no son en principio objeto de actuación. Por la trascendencia que esta cuestión puede tener en la posterior toma de decisiones, se aconseja contemplarla sistemáticamente, siquiera de forma cualitativa. En todo caso, la información necesaria para analizar las incertidumbres asociadas a la misma debería provenir básicamente de las investigaciones previas al análisis de riesgos.

7.5.3. Incertidumbres sobre los efectos de los contaminantes

Es evidente que, a pesar de los avances científicos y los esfuerzos en materia de investigación, a día de hoy no son conocidos todos los efectos que sobre la salud producen la multitud de sustancias (naturales o de origen antrópico) a que la población humana está expuesta. Esta limitación produce una incertidumbre inherente a cualquier intento de cuantificar el riesgo para la salud de una población expuesta, por lo que tiene un carácter genérico y aplicable a todos los casos. En cuanto a los efectos de los contaminantes sobre los ecosistemas, el déficit de información y por tanto las incertidumbres asociadas, son todavía mayores.

Asumiendo la limitación anterior, una forma de acotar este tipo de incertidumbres es adoptar la información toxicológica más fiable posible, acudiendo a fuentes de reconocido prestigio. Una buena práctica adicional es considerar para cada sustancia relevante únicamente aquellos efectos y vías de exposición que se encuentran suficientemente demostrados, dejando fuera de la cuantificación los efectos sobre los que se mantienen dudas o existe una experimentación limitada. No obstante, esta cuestión puede resultar problemática en la medida que excluye la valoración cuantitativa de los efectos de sustancias de cuya presencia se tiene constancia por el hecho de carecer de referencias toxicológicas adecuadas.

Otro de los problemas principales en la determinación de la toxicidad de los contaminantes es su biodisponibilidad. La especiación mineral y química y los efectos de la absorción son algunos de los parámetros que influyen en la toxicidad de los contaminantes presentes en el emplazamiento.

En cuanto a los métodos empleados para la obtención de las referencias toxicológicas, cabe citar las siguientes fuentes de incertidumbre:

- La combinación de valores de toxicidad obtenidos con distinto grado de fiabilidad o que se refieren a efectos críticos de diferente significación toxicológica (diferentes tejidos diana).
- La consideración de relaciones dosis-respuesta lineales, en ausencia de mayor información sobre efectos interactivos de las sustancias.
- La extrapolación de las dosis de referencia entre especies (en concreto, de animales a humanos). Este problema suele resolverse empleando dos factores de seguridad: uno para la extrapolación del animal de prueba al ser humano y el segundo para la variación de la sensibilidad tóxica de las poblaciones humanas. Sin embargo, estos factores son arbitrarios, aunque siempre se aplican siguiendo el principio de prevención.
- La hipótesis de que no existe umbral de exposición para contaminantes cancerígenos en humanos. Estudios recientes parecen indicar que ciertas sustancias cancerígenas tienen umbrales y, por tanto, podrían asignárseles dosis de referencia.
- La variación natural de los parámetros analizados en ecosistemas. Los valores de los parámetros incluidos en la estimación de las concentraciones de exposición y de las refe-

rencias ecotoxicológicas están asociados a una variación natural que depende de factores abióticos y bióticos del propio ecosistema.

En casos de exposición simultánea a varios contaminantes, la consideración y valoración de posibles efectos aditivos deben ser muy cuidadosas, limitándolas en general a aquellas vías, tipos de efectos y mecanismos de acción para los que existen suficientes evidencias de producirse tales efectos.

En el análisis de las incertidumbres tratadas en este epígrafe, es recomendable valorar las fuentes de información toxicológica utilizadas, poner de manifiesto los contaminantes y vías para las que no se dispone de referencias y, cuando sea el caso, hacer explícitas las incertidumbres derivadas de la utilización de referencias toxicológicas soportadas por una experimentación limitada.

7.5.4. Incertidumbres relativas al análisis de la exposición

Las incertidumbres asociadas al análisis de la exposición son habitualmente las más importantes en un análisis de riesgos. Dentro de ellas cabe diferenciar las siguientes:

- Incertidumbres relativas a los valores que adoptan las concentraciones de exposición.
- Incertidumbres acerca de las características biométricas y de comportamiento de las poblaciones expuestas.

La selección de la concentración de un contaminante en un medio de contacto y punto de exposición para caracterizar ésta en un determinado escenario de análisis constituye una tarea que conlleva diversas incertidumbres.

Si para ello se utilizan concentraciones determinadas mediante muestreo y análisis, una primera cuestión es hasta qué punto éstas son representativas de las que se van a dar a lo largo del periodo de exposición considerado, especialmente si se están analizando exposiciones de larga duración. Si para estimar concentraciones en la situación actual o en situaciones/escenarios futuros se acude al uso de modelos, se añaden además las incertidumbres inherentes a la idoneidad de los mismos.

Una práctica frecuente es asumir que las concentraciones actuales (medidas o estimadas) van a permanecer constantes a lo largo del tiempo. La validez de esta hipótesis depende de diversas cuestiones (tipo de contaminante, movilidad en los medios, posibilidad de degradación, etc.), por lo que admitirla con carácter general puede conducir a sobrevaloraciones o infravaloraciones de los niveles de riesgo. Las circunstancias de cada caso deben indicar para qué contaminantes, rutas y escenarios de análisis es aceptable y en cuales conviene estimar concentraciones futuras mediante modelos que reflejen mecanismos de degradación, transferencia entre medios, etc.

La modelización de procesos complejos, como son los de contaminación ambiental, supone inevitablemente la simplificación de los mismos. Para hacer fiables los resultados de una modelización es preciso contar con una información de partida mínima y seleccionar el modelo adecuado a la problemática a estudiar, a los datos disponibles y al grado de aproximación deseado.

En su aplicación al análisis de riesgos, los modelos deben incorporar la mayor información específica del emplazamiento que sea posible. Sólo en la medida que no se disponga de datos específicos, se acudirá a valores por defecto tomados de fuentes bibliográficas. En todo caso, cuanto más simple es un modelo, más conservadora tiende a ser su formulación y resultados.

Así pues, las incertidumbres asociadas al uso de modelos en el análisis de la exposición deben valorarse a la vista de los modelos concretos utilizados y del grado de especificidad de los datos de entrada que se han adoptado.

Las incertidumbres acerca de las características biométricas y de comportamiento de las poblaciones expuestas tienen que ver con la heterogeneidad de las mismas, que se traduce en que la manifestación de los efectos de los contaminantes sobre los individuos de un determinado grupo de población también lo es.

Este es un problema que el análisis de riesgos trata de solventar mediante la adopción de valores estadísticamente seguros, tanto para los parámetros que definen las pautas de comportamiento de un determinado grupo de receptores como para los que condicionan el valor de las ingestas de contaminantes por las diferentes vías (peso corporal, tasas respiratorias, etc.).

De cara a disminuir este tipo de incertidumbres, siempre es aconsejable disponer de datos específicos del emplazamiento. A falta de ellos, se debe acudir a valores recogidos en la bibliografía especializada. Cuando ésta tampoco ofrezca datos, se adoptarán valores razonables que garanticen que las ingestas son suficientemente conservadoras, según el criterio profesional del equipo que elabora el análisis de riesgos.

7.6. Conclusiones del análisis de riesgos

Las conclusiones del análisis de riesgos deben enfocarse como un dictamen razonado y matizado de los resultados obtenidos en las distintas etapas del mismo y reflejarán, como mínimo, los aspectos siguientes:

- Identificación y valoración de los elementos críticos que intervienen en los diferentes escenarios de análisis.
- Juicio acerca de la aceptabilidad de los niveles de riesgo estimados, teniendo en cuenta las incertidumbres asociadas a la evaluación efectuada y los necesarios márgenes de seguridad a adoptar siguiendo el principio de precaución.
- Identificación de los elementos determinantes de las situaciones consideradas como de riesgo inaceptable (receptores afectados, contaminantes y vías de exposición a los que se asocian los mayores niveles de riesgo).
- Validez de los datos disponibles hasta el momento y valoración de la necesidad de recabar información adicional para acotar determinadas incertidumbres.

Las conclusiones del análisis de riesgos permitirán la toma de decisiones sobre la necesidad de llevar a cabo actuaciones de control de los mismos, así como la urgencia que requiere su puesta en práctica, lo que supone el punto de partida de la **gestión del riesgo** (DEPA, 1999).

CAPÍTULO 8

8.1. Análisis de la toxicidad

8.1.1. Efectos de los contaminantes en el organismo humano

8.1.2. Evaluación de relaciones dosis-respuesta

8.1.3. Caracterización toxicológica de los contaminantes

8.2. Análisis de la exposición

8.2.1. Ingestión de suelo

8.2.2. Ingestión de alimentos

8.2.3. Ingestión de agua

8.2.4. Inhalación de partículas

8.2.5. Inhalación de vapores o gases

8.2.6. Contacto dérmico con suelo

8.2.7. Contacto dérmico con agua

8.3. Caracterización del riesgo

8.3.1. Cálculo del índice de riesgo asociado a cada contaminante y vía

8.3.2. Cálculo de los índices de riesgo integrado

8.3.2.1. Riesgo integrado para contaminantes cancerígenos

8.3.2.2. Riesgo integrado para contaminantes sistémicos

8.3.2.3. Combinación de escenarios de análisis

8.3.3. Evaluación del riesgo

8.4. Modelos de exposición

ANÁLISIS DE RIESGOS PARA LA SALUD HUMANA

El presente capítulo se centra en la aplicación de la metodología de análisis de riesgos a los receptores humanos. Más allá de lo expuesto en el capítulo anterior, se desarrollan en éste los siguientes aspectos particulares:

- La caracterización toxicológica de los contaminantes significativos en el análisis de la toxicidad.
- La consideración de los patrones de actividad asociados a los diferentes usos del suelo y la cuantificación de la exposición para las vías y medios de contacto más habituales en el análisis de la exposición.
- La caracterización del riesgo para la salud humana.

8.1. Análisis de la toxicidad

Esta fase del análisis de riesgos se centra en caracterizar de forma cuantitativa y cualitativa los contaminantes significativos en lo referente a sus propiedades toxicológicas para los receptores de la especie humana que son relevantes en los distintos escenarios de análisis. La caracterización parte de considerar los efectos de los contaminantes implicados en el organismo humano e incluye una evaluación de las relaciones dosis-respuesta, la cual pretende determinar, para cada uno de los binomios agente-receptor, de qué manera se producen efectos negativos en función de la cantidad de contaminante a la que se ven expuestos.

8.1.1. Efectos de los contaminantes en el organismo humano

Los efectos de los contaminantes en el organismo humano pueden clasificarse en función de los procesos biológicos a los que afectan. Según esta clasificación es habitual distinguir:

- **Efectos tóxicos:** en general, cualquier daño producido en el organismo como resultado de la interacción físico-química de una sustancia y el sistema biológico.
- **Efectos cancerígenos:** daños que se manifiestan en la aparición de tumores malignos en cualquier tejido.
- **Efectos mutagénicos:** daños que se manifiestan en alteraciones de los componentes hereditarios del material genético.
- **Efectos teratogénicos:** daños producidos en el feto que se manifiestan en defectos de nacimiento no hereditarios.
- Otros efectos específicos de sistemas u órganos concretos (sistema inmunológico, riñón, hígado, cerebro, etc.) o efectos de inhibición del desarrollo.

Existen sustancias que provocan de forma simultánea varios tipos de efectos. De hecho, algunos contaminantes con efectos tóxicos también presentan efectos cancerígenos y muchas sustancias mutagénicas son asimismo cancerígenas.

En la práctica del análisis de riesgos, es importante diferenciar los efectos adversos para la salud humana de los contaminantes en función del periodo de exposición. De acuerdo con este criterio cabe distinguir:

- **Efectos agudos:** los que se manifiestan dentro de un periodo breve después de la administración de una dosis única o inmediatamente después de una exposición corta o continua, o de múltiples dosis durante 24 horas o menos.
- **Efectos subcrónicos:** los que ocurren como resultado de una dosis repetida de una sustancia química o de una exposición durante parte del ciclo de vida de un organismo. Se manifiestan tras una exposición continuada del orden de meses.
- **Efectos crónicos:** los que ocurren como resultado de dosis repetidas de una sustancia química o de una exposición durante la mayor parte de la vida de un organismo.

8.1.2. Evaluación de relaciones dosis-respuesta

Desde el punto de vista de su tratamiento en toxicología y de su aplicación en el análisis de riesgos para la salud humana, se diferencian dos categorías de contaminantes:

- Contaminantes para los que se admite que pueden producir efectos adversos a cualquier concentración o dosis de exposición. La caracterización toxicológica de este tipo de contaminantes se realiza mediante una curva que representa la relación dosis-respuesta.
- Contaminantes que se caracterizan por presentar un umbral por debajo del cual no se puede apreciar ningún efecto adverso. Para ellos se admite la existencia de una dosis máxima admisible que marca el umbral de la manifestación de tales efectos. La caracterización toxicológica de este tipo de contaminantes se realiza mediante la definición de una dosis o concentración de referencia que se identifica con dicho umbral.

Esta clasificación no es excluyente, por cuanto existen contaminantes que manifiestan efectos de ambos tipos.

Se admite de forma generalizada que las sustancias con efectos cancerígenos pueden producir efectos adversos a cualquier dosis de exposición, por baja que ésta sea. En adelante se denomina a las sustancias que no presentan dosis umbral como sustancias o **contaminantes cancerígenos**. Dada la estrecha relación entre efectos cancerígenos y mutagénicos, las sustancias con efectos mutagénicos se consideran en el análisis de riesgos para la salud humana como contaminantes cancerígenos.

Para las sustancias que presentan algún otro tipo de efecto, se asume a día de hoy que poseen una dosis umbral de seguridad. En adelante se denominan como sustancias o **contaminantes sistémicos** a todos aquéllos para los que se admite la existencia de una dosis umbral.

En el caso de los contaminantes cancerígenos, no existe todavía un consenso a nivel internacional sobre cuál es la mejor forma de abordar la cuantificación de la relación dosis-respuesta. El método más extendido hasta la fecha consiste en el desarrollo de modelos matemáticos a partir de datos experimentales en el rango de efectos observables, a partir de los cuales se elabora una curva dosis-respuesta. Para estimar la respuesta a dosis mucho menores se simplifica la curva a una recta en el rango de bajas dosis. De ahí se obtienen los valores del **factor pendiente** (FP) o la **unidad de riesgo de cáncer** (UR), utilizados para caracterizar a efectos prácticos la relación dosis-respuesta.

El factor pendiente hace referencia al límite superior del intervalo de confianza de una estimación de la probabilidad de respuesta por unidad de exposición durante todo el periodo de vida y cuantifica el incremento de probabilidad de desarrollar cáncer como resultado de la exposición a una sustancia. La misma interpretación se da a la unidad de riesgo, sólo que ésta viene expresada en unidades de concentración del contaminante en el medio de contacto.

De esta forma, el riesgo de padecer algún efecto cancerígeno a causa de un determinado agente contaminante se expresa como un incremento de probabilidad frente a las condiciones de fondo (sin la presencia del contaminante).

Estos parámetros deben además valorarse según la evidencia científica del poder cancerígeno de cada sustancia, de acuerdo con alguna de las clasificaciones reconocidas a nivel internacional. Las más utilizadas son las establecidas por la IARC y por la USEPA, que se resumen en la tabla 8.1.

Grupo IARC	Grupo USEPA	Descripción
1	A	Cancerígeno probado para el hombre.
2	B	Probable cancerígeno para el hombre.
2A	B1	Suficiente evidencia de carcinogenicidad en animales y limitada en humanos
2B	B2	Suficiente evidencia de carcinogenicidad en animales y evidencia inadecuada en humanos.
3	C	Posible cancerígeno para el hombre.
	D	No clasificable como cancerígeno para el hombre.
	E	Existe evidencia de que no es cancerígeno para el hombre.

Si puede asumirse para una sustancia dada que existe un umbral para la manifestación de efectos adversos, el proceso de evaluación de la relación dosis-respuesta persigue determinar a partir de datos experimentales cuál es ese umbral. En la actualidad existen dos tendencias genéricas en la forma de abordar este problema (CARACAS, 1998a-b):

- Derivar un umbral para humanos a partir de la máxima dosis aplicada sin que se manifiesten efectos adversos en animales (NOAEL), modulada por diversos factores de corrección e incertidumbre para soslayar las variaciones inter e intraespecies, las condiciones de experimentación, la duración del estudio (subcrónico en vez de crónico) y la fiabilidad de los datos de partida.
- Desarrollar modelos matemáticos que permitan calcular las respuestas en función de la dosis administrada, identificando la dosis umbral (BMD) a partir de la cual comienzan a manifestarse los efectos adversos, validando y contrastando experimentalmente el proceso de cálculo.

En cualquier caso, el resultado es la determinación de un valor numérico para la dosis a partir de la cual se considera que se manifiestan efectos adversos en humanos, denominada **dosis de referencia** (DR). Una forma alternativa de representar este umbral es mediante la **concentración de referencia** (CR) en un medio de contacto, forma habitual utilizada para las vías de exposición asociadas al aire.

Además, los valores de las dosis de referencia o de las concentraciones de referencia para contaminantes sistémicos dependen del tipo de efectos asociados al periodo de exposición (agudos, subcrónicos o crónicos).

8.1.3. Caracterización toxicológica de los contaminantes

En la práctica del análisis de riesgos para la salud humana, la caracterización toxicológica de los contaminantes significativos se traduce en la determinación de las propiedades toxicológicas de los mismos que son relevantes en las condiciones del caso. Estas propiedades son los indicadores que definen los contaminantes como agentes de riesgo para la salud humana según los mecanismos de acción que manifiestan y, en particular, los que caracterizan la relación entre la dosis del contaminante recibido y la aparición de un efecto adverso en la población expuesta.

La información toxicológica a recopilar está referida a las vías por las que los contaminantes penetran en el organismo. A este respecto, cabe distinguir las siguientes:

- Vía pulmonar (inhalación). El organismo humano en reposo inhala como mínimo de 12 a 15 metros cúbicos de aire en 24 horas, distribuyendo este volumen entre los aproximadamente 100 metros cuadrados de superficie de los alvéolos pulmonares. La extrema ramificación del sistema alveolar favorece una importante absorción de los contaminantes presentes en la masa gaseosa que se respira.
- Vía digestiva (ingestión). Aunque constituye (en principio) una vía menos peligrosa que la pulmonar, presenta una alta probabilidad de ocurrencia, debido a la posibilidad de difusión de los contaminantes en la alimentación humana y animal, así como a la ingestión accidental ligada a determinadas actividades.
- Vía dérmica (contacto dérmico). Mediante contacto, la piel puede absorber cantidades significativas de contaminantes, que pasan al flujo sanguíneo y de allí a los diferentes órganos diana. Esta vía es la menos relevante en la mayoría de los casos pero puede resultar crucial en determinados escenarios.

La evaluación cuantitativa de la toxicidad de los contaminantes se traduce en la obtención de las referencias contenidas en fuentes de información toxicológica fiables. Se deben recopilar tanto los valores de referencia correspondientes a cada vía de exposición como una descripción de los efectos asociados a la exposición de cada contaminante a través de cada vía significativa. Así mismo, se debe analizar la validez y aplicabilidad de los datos y el grado de incertidumbre inherente a los mismos.

Las fuentes de información toxicológica proporcionan, en el caso más general, las dosis de referencia (DR) o concentraciones de referencia (CR) para sustancias con efectos sistémicos, y los factores pendiente (FP) o unidades de riesgo de cáncer (UR) para sustancias con efectos cancerígenos para las vías de exposición oral, inhalación y dérmica, junto a otro tipo de información (órganos afectados, tipo de efecto, sinergias, periodo de exposición, etc.).

No obstante, la lista de contaminantes para los que se dispone de estudios toxicológicos exhaustivos y referencias es limitada e incluso es habitual que sólo se ofrezcan valores para una única vía de exposición (ingestión en la mayor parte de los casos). En tales circunstancias, es aceptable utilizar en el análisis de riesgos referencias toxicológicas para las demás vías derivadas a partir de la correspondiente a la vía de ingestión, siempre y cuando exista suficiente evidencia de efectos adversos para las mismas y se tengan en cuenta en la caracterización del riesgo las incertidumbres inherentes a esta práctica.

Otra cuestión es el tratamiento en el análisis de riesgos para la salud humana de los contaminantes sistémicos en términos de sus efectos crónicos, subcrónicos y agudos. Aunque los estándares de calidad del suelo vigentes en diversos países se han derivado considerando (mayoritaria o exclusivamente) exposiciones y efectos crónicos, un análisis de riesgos detallado y específico de un emplazamiento debe contemplar, como norma general, la posibilidad de ocurrencia de efectos subcrónicos y agudos, en la medida que estén constatados para un determinado contaminante y vía de exposición en la bibliografía especia-

lizada. En todo caso, lo más habitual es que las referencias toxicológicas disponibles sean de aplicación a exposiciones crónicas, lo cual limita en la práctica la consideración cuantitativa de exposiciones de carácter subcrónico o agudo.

Por otra parte, los efectos agudos suelen ser objeto de atención de la legislación y bibliografía en materia de salud laboral, donde es posible encontrar niveles de calidad para gran número de contaminantes, si bien dichos niveles se han derivado considerando las condiciones de exposición típicas de los ambientes industrial y laboral. A título de ejemplo, cabe citar las concentraciones umbral (TLV's) e índices biológicos de exposición (BEI's) que aparecen en ACGIH, 2002 o los Valores Límite Ambientales (VLA) publicados por el Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo (INHST, 2003). Estas referencias pueden ser útiles en determinados escenarios de análisis.

En cualquier caso, para obtener información toxicológica deben consultarse fuentes de reconocido prestigio en el ámbito internacional, a fin de garantizar la fiabilidad de los datos suministrados. Este tipo de datos sufre revisiones y actualizaciones de forma constante, a medida que el trabajo científico y la investigación clínica avanzan. La valoración y selección de las fuentes de información y de los datos que se van a utilizar en el análisis de riesgos requieren la participación de profesionales expertos en toxicología.

El cuadro 8.1 resume las fuentes de información toxicológica que actualmente son más utilizadas en los análisis de riesgos para la salud humana en casos de contaminación de suelos.

Cuadro 8.1
Principales fuentes de información toxicológica en análisis de riesgos para salud humana
<ul style="list-style-type: none"> • Organización Mundial de la Salud (OMS): Programa Internacional sobre Seguridad Química (IPCS), que publica los documentos Environmental Health Criteria (EHC). • Agencia Internacional de Investigación sobre el Cáncer (IARC) de la OMS: Principal referencia a nivel mundial sobre el cáncer. Cuenta entre otros recursos con las monografías del Programa de Evaluación de Riesgos Cancerígenos para la Salud Humana (IARC Monographs Programme on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans). • Agencia Medioambiental de EE.UU. (USEPA): Base de datos IRIS (Integrated Risk Information Service). Informes toxicológicos sobre gran cantidad de contaminantes. • International Uniform Chemical Information Database (IUCLID): Desarrollada por European Chemicals Bureau (ECB), contiene información sobre parámetros fisicoquímicos y toxicológicos de las sustancias sometidas a los Reglamentos (CEE) nº 1488/94 de la Comisión y (CEE) 793/93 del Consejo, por los que se establecen los principios de evaluación de riesgos para el ser humano y el medio ambiente de las sustancias existentes. (Unión Europea, 2000) • Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE.UU.: A través de una agencia especializada (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, ATSDR), publica las Reseñas Toxicológicas (ATSDR Toxicological Profiles) y las Declaraciones de Salud Pública (ATSDR Public Health Statements), que contienen información toxicológica sobre gran variedad de sustancias y que sirven de base para unas fichas resumidas (ToxFAQs). • Departamento de Energía de EE.UU. (DOE): La Oak Ridge Operations Office (ORO) mantiene una base de datos toxicológica y diversas aplicaciones informáticas sobre análisis de riesgos, denominada Risk Assessment Information System (RAIS, 2002). • Agencia Federal Alemana de Medio Ambiente, Umweltbundesamt (UBA): Ha realizado intensivos estudios de toxicología y biología, a partir de los cuales ha desarrollado un conjunto de umbrales de riesgo sobre material biológico humano (sangre, orina, etc.).

El grado de fiabilidad de la información aportada por estas fuentes depende de las evidencias científicas disponibles en cada momento para determinar la relación dosis-respuesta de cada contaminante. Las tres primeras fuentes citadas sólo publican información sobre aquellas sustancias sobre las que se han realizado estudios toxicológicos suficientemente exhaustivos, por lo que ofrecen un mayor grado de fiabilidad. Las demás fuentes suelen incluir datos elaborados a partir de estudios más limitados y con un mayor margen de

incertidumbre, ampliando la información a otras vías de exposición u otros contaminantes no incluidos en las primeras.

En caso de existir discrepancia entre los datos aportados por varias fuentes de información, debe darse prioridad a las que se consideren más fiables, es decir, aquéllas que presenten mayor cantidad de evidencias y estudios científicos. Al documentar la información toxicológica recopilada, deben incluirse las fuentes consultadas, valorándose el grado de fiabilidad e incertidumbre de los datos seleccionados.

8.2. Análisis de la exposición

En el análisis de riesgos para la salud humana, la cuantificación de la exposición de un receptor tipo (representativo de un escenario de análisis) a un determinado contaminante suele expresarse en términos de la dosis/ingesta del mismo a través de cada una de las vías de exposición que sean relevantes para el escenario en cuestión.

A efectos de su posterior utilización en la fase de caracterización del riesgo, la ingesta que resulta de interés es la mejor estimación posible de la media que se produciría a lo largo de un periodo de tiempo determinado. Por ello, el concepto de ingesta media hace referencia a la cantidad de contaminante a la que se ve expuesto un receptor a través de una vía de exposición concreta promediada sobre un periodo de exposición determinado y normalizada por el peso corporal del receptor. En la práctica, la ingesta media más utilizada es la diaria, que se expresa como masa de contaminante por unidad de peso del receptor y día.

La fórmula genérica que permite calcular la ingesta media diaria de un determinado contaminante a través de una determinada vía se muestra en el cuadro 8.2.

Cuadro 8.2 Cálculo de la ingesta media diaria	
$I = \frac{C \times TC}{P} \times \frac{T_E}{P_E}, \text{ donde:}$	
$I =$	Ingesta media diaria.
$C =$	Concentración representativa de la exposición.
$TC =$	Tasa de contacto.
$P =$	Peso corporal del receptor.
$T_E =$	Tiempo de exposición.
$P_E =$	Periodo de exposición.

A continuación se realizan algunas consideraciones generales acerca de las variables que intervienen en esta fórmula.

El **periodo de exposición** (P_E) se define como la duración total del intervalo de tiempo sobre el que se promedia la exposición. Debe coincidir con el de la referencia toxicológica empleada para caracterizar el riesgo y su valor depende del tipo de efectos (cancerígenos o sistémicos) que presente el contaminante. En el caso de contaminantes sistémicos, su valor depende además de la clase de efectos que se estén considerando (agudos, subcrónicos o crónicos).

Así, para contaminantes sistémicos, el periodo de exposición representa el intervalo de tiempo en el que se estima que pueden aparecer los efectos (agudos, subcrónicos o cróni-

cos). Sin embargo, para los contaminantes cancerígenos, el periodo de exposición coincide con la duración de toda la vida del individuo, con objeto de mantener la coherencia con las hipótesis realizadas en el desarrollo de los factores pendiente que sirven para cuantificar el riesgo asociado a este tipo de sustancias.

La tabla 8.2 muestra los valores que se suelen adoptar para el periodo de exposición en los distintos supuestos comentados.

Tabla 8.2 Valores del periodo de exposición (P_E)			
Contaminantes cancerígenos	Contaminantes sistémicos		
	Efectos agudos	Efectos subcrónicos	Efectos crónicos
70 años	Variable (del orden de horas)	7 años (valor máximo)	30 años (adultos) 6 años (niños)

El **tiempo de exposición** (T_E) se define como la suma de las duraciones de cada uno de los episodios en los que el receptor está efectivamente en contacto con los contaminantes a lo largo del periodo de exposición.

A menudo se puede asumir que la exposición de un receptor tipo está pautada por hábitos estrechamente relacionados con el uso del suelo y actividad correspondientes al escenario que se está analizando. En tal caso, la determinación del tiempo de exposición puede abordarse mediante la **frecuencia** (f_i) con que tienen lugar los episodios de exposición y la **duración** (d_i) de cada uno de los mismos. Si es razonable considerar que existen diferentes frecuencias y duraciones de tales episodios a lo largo del periodo de exposición (debido, por ejemplo, a cambios de pautas estacionales), el valor del tiempo de exposición puede establecerse de acuerdo con la siguiente expresión:

$$T_E = \sum_i f_i \times d_i$$

La **concentración representativa de la exposición** (C) es la cantidad de contaminante en el medio de contacto (suelo, agua, aire, alimentos) que mejor representa la situación media de exposición durante el periodo evaluado. Su determinación en cada escenario de análisis se guiará por las recomendaciones expuestas en el capítulo 7 al respecto.

La **tasa de contacto** (TC) es la cantidad del medio contaminado (suelo, agua, aire, alimentos) que entra en contacto con el receptor en la unidad de tiempo a la que se refiere la ingesta (un día en el caso de la ingesta media diaria). Los valores de la tasa de contacto para cada medio están estrechamente relacionados con el tipo de receptor y el patrón de actividad asociado a cada escenario de análisis.

Así pues, el establecimiento de los parámetros biométricos relevantes y los patrones de actividad asociados a cada receptor tipo es determinante de los valores que alcanzarán las tasas de contacto y tiempos de exposición (y consecuentemente, las ingestas).

A este respecto, siempre es deseable disponer de información específica del emplazamiento objeto de análisis, lo cual exigiría realizar estudios estadísticos de la población y sus comportamientos. En la inmensa mayoría de los casos ello no resulta viable, por lo cual es frecuente acudir a valores establecidos en la bibliografía. El Anexo 3 recoge los valores (o rangos de valores) habituales para los parámetros biométricos relevantes, las frecuen-

cias y duraciones de ciertas actividades asociadas a situaciones de riesgo y las tasas de contacto referidas a los medios y vías de exposición más frecuentes.

Al igual que ocurre con otros aspectos del análisis de riesgos, la selección de los valores a utilizar en el análisis de un emplazamiento debe guiarse por el criterio de adoptar los máximos datos específicos del emplazamiento que sea posible, relegando el uso de valores genéricos a aquellas variables para las que no resulta viable obtener información específica. Los valores seleccionados, la justificación de su elección y las incertidumbres asociadas deben incluirse sistemáticamente en el informe de análisis de riesgos.

Una última consideración es poner de manifiesto la diferencia entre dosis administrada y dosis absorbida. La primera es equivalente a la ingesta, tal como se ha definido en la fórmula genérica antes expuesta, y representa la cantidad de contaminante que efectivamente llega a ponerse en contacto con el receptor a través de una determinada vía, mientras que la dosis absorbida hace referencia a la cantidad de contaminante que es finalmente absorbida y metabolizada por el receptor.

Los procesos que rigen la absorción y metabolización son complicados y suelen parametrizarse mediante un factor de absorción, que representa la proporción de un contaminante administrado que puede ser absorbido por un receptor. La información necesaria para determinar el valor de este factor no suele estar disponible en la mayoría de los casos, por lo que a menudo se adopta el criterio conservador de asumir que la ingesta (dosis administrada) y la dosis absorbida coinciden (es decir, el factor de absorción es la unidad). No obstante, si las referencias toxicológicas lo requieren y la información disponible lo permite, deberían tenerse en cuenta las características de absorción de cada contaminante.

En todo caso, la ingesta debe cuantificarse para cada vía de exposición (inhalación, contacto dérmico e ingestión), contaminante y ruta significativa, lo que da lugar a fórmulas diferenciadas. A continuación se presentan algunas fórmulas explícitas para el cálculo de las ingestas asociadas a las vías de exposición más habituales en casos de contaminación de suelos (USEPA, 1989a; Veerkamp et al., 1995).

8.2.1. Ingestión de suelo

La ingestión de suelo está asociada a diversas actividades que tienen lugar en ambiente exterior pero también puede ocurrir en ambientes interiores, siempre que sea plausible asumir que se produce la movilización de partículas de suelo contaminado en forma de polvo y que éste alcanza un espacio interior ocupado por receptores.

La expresión siguiente permite calcular la ingesta media diaria asociada a la ingestión accidental (o voluntaria, en el caso de los hábitos de pica infantil) de suelo o polvo contaminado:

$$I = 10^{-6} \times \frac{C_s \cdot TI_s \cdot T_E}{P} \times \frac{T_E}{P_E}$$

donde:

I_s = Ingesta media diaria de contaminante debido a ingestión de suelo o polvo contaminado (mg/kg·día).

C_s = Concentración del contaminante en el suelo (mg/kg).

TI_s = Tasa de ingestión de suelo o polvo contaminado (mg/día).

P = Peso corporal (kg).

T_E = Tiempo de exposición (día).

P_E = Periodo de exposición (día).

Los valores de la concentración del contaminante en el suelo, la tasa de ingestión y el tiempo de exposición que se adopten para calcular la ingesta serán coherentes con la situación y medio de contacto de que se trate en cada caso.

8.2.2. Ingestión de alimentos

Dada la diversa casuística que puede concurrir y la complejidad de los mecanismos de transferencia y acumulación en la cadena trófica, la cuantificación de la exposición a través de la ingestión de alimentos contaminados suele ser problemática, además de conllevar amplios márgenes de incertidumbre.

Los casos más habituales en los que esta ruta ha de ser considerada son los escenarios en los que es razonable asumir que un segmento de población consume alimentos (frescos o elaborados) cultivados en suelo contaminado y/o regados con aguas contaminadas. Otros supuestos (en principio menos frecuentes pero más complejos de analizar) son aquéllos en que el alimento contaminado es de otra índole (carne, leche, huevos, pescado).

Cuando sea de relevancia la ruta asociada a la ingestión de alimentos contaminados, la expresión siguiente permite estimar la ingesta de cada contaminante a través de cada alimento:

$$I_{al} = \frac{C_{al} \times F_{al} \times TI_{al}}{P} \times \frac{T_E}{P_E}$$

donde:

I_{al} = Ingesta media diaria de contaminante debido a consumo de un alimento contaminado (mg/kg·día).

C_{al} = Concentración del contaminante en el alimento (mg/kg).

F_{al} = Fracción contaminada sobre el total de alimentos consumidos del mismo tipo (adimensional).

TI_{al} = Tasa de ingestión del alimento (kg/día).

P = Peso corporal (kg).

T_E = Tiempo de exposición (año).

P_E = Periodo de exposición (año).

La determinación de C_{al} debe realizarse sobre aquellas partes del alimento que finalmente sean consumidas, mediante análisis de muestras de tejidos o estimaciones teóricas con modelos contrastados. En caso de considerar que sólo una fracción del total está contaminada, el factor F_{al} representa dicha fracción contaminada dentro del conjunto del alimento del mismo tipo.

Los modelos teóricos empleados para calcular C_{al} se basan habitualmente en el uso de factores que se aplican a los valores de la concentración del contaminante en el suelo, parametrizando los procesos de transferencia y bioacumulación entre el suelo y el organismo que sirve posteriormente como alimento (IHOBE, 1998; USEPA, 1992). En la valoración de estos procesos deberían considerarse los riegos de plantas con aguas contaminadas, la ingestión de piensos contaminados, etc., en la medida que sean relevantes en las circunstancias del caso.

Si en la dieta del receptor se ven implicados varios alimentos, se debe proceder a calcular por separado la ingesta de cada contaminante debida a cada alimento para, a continuación, estimar la ingesta total de cada contaminante en el conjunto de la dieta.

8.2.3. Ingestión de agua

La ingestión de agua contaminada puede ocurrir básicamente en tres circunstancias: por consumo de agua de bebida, por ingestión durante el baño/ducha y por ingestión durante el baño recreativo (aguas superficiales). En cada caso, los medios de contacto son diferentes, debiendo adaptarse los valores de la concentración, tasa de ingestión y tiempo de exposición para que sean coherentes con el medio y situación que se está valorando.

La ingesta asociada a la ingestión de agua contaminada puede calcularse mediante la siguiente expresión:

$$I_w = \frac{C_w \times TI_w \times T_E}{P} \times \frac{T_E}{P_E}$$

donde:

I_w = Ingesta media diaria de contaminante debido a ingestión de agua contaminada (mg/kg·día).

C_w = Concentración del contaminante en el agua (mg/l).

TI_w = Tasa de ingestión de agua contaminada (l/día).

P = Peso corporal (kg).

T_E = Tiempo de exposición (día).

P_E = Periodo de exposición (día).

Si el valor de C_w se determina mediante muestreo y análisis del agua, los análisis deben realizarse sobre muestras no filtradas, a fin de no subestimar la exposición a través de esta ruta.

8.2.4. Inhalación de partículas

La expresión siguiente permite calcular las ingestas asociadas a la inhalación de partículas de suelo o polvo contaminado.

$$I_p = 24 \times 10^{-6} \times \frac{C_{pa} \times F_{10} \times C_{10} \times TI_a \times T_E}{P} \times \frac{T_E}{P_E}$$

donde:

I_p = Ingesta media diaria de contaminante debido a inhalación de partículas en el aire (mg/kg·día).

C_{pa} = Concentración de partículas en el aire (mg/Nm³).

F_{10} = Fracción de partículas respirables (< 10 µm; adimensional).

C_{10} = Concentración del contaminante en las partículas respirables (mg/kg).

TI_a = Tasa de inhalación de aire (Nm³/h).

P = Peso corporal (kg).

T_E = Tiempo de exposición (día).

P_E = Periodo de exposición (día).

Los valores de C_{pa} , F_{10} y C_{10} pueden establecerse mediante monitorización del aire con captadores y posterior análisis del polvo recogido o utilizando modelos teóricos de simulación.

La tasa de inhalación TI_a debe establecerse en función del tipo de actividad desarrollada por cada receptor en cada escenario considerado. El Anexo 3 proporciona algunos valores orientativos al respecto.

La inhalación de partículas de suelo contaminado se considera por lo general sólo en ambiente exterior. No obstante, cuando se considere que también es relevante en ambiente interior y no se disponga de concentraciones medidas, se recomienda cuantificar la exposición mediante modelos similares a los utilizados para ambiente exterior.

8.2.5. Inhalación de vapores o gases

La inhalación de vapores puede tener lugar tanto en ambiente exterior como interior. Las situaciones que dan lugar a este tipo de exposición pueden estar ligadas a la presencia de contaminantes volátiles en el suelo, en las aguas subterráneas y en las fases no disueltas que aparecen en las aguas subterráneas tras su saturación (fase libre). En ambiente interior, hay que considerar además la exposición durante el baño/ducha, si las circunstancias del caso así lo aconsejan.

Para calcular las ingestas por inhalación de contaminantes en fase de gaseosa se puede emplear la siguiente ecuación:

$$I_v = 24 \times \frac{C_a \times TI_a \times T_E}{P} \times \frac{T_E}{P_E}$$

donde:

I_v = Ingesta media diaria de contaminante debido a inhalación de vapores o gases del aire (mg/kg·día).

C_a = Concentración del contaminante en el aire (mg/Nm³).

TI_a = Tasa de inhalación de aire (Nm³/h).

P = Peso corporal (kg).

T_E = Tiempo de exposición (día).

P_E = Periodo de exposición (día).

Al igual que en el caso de la inhalación de partículas, la tasa de inhalación debe determinarse en función del tipo de actividad desarrollada por cada receptor en cada escenario de análisis. La concentración del contaminante en el aire puede determinarse mediante medición o utilizando modelos teóricos. Éstos suelen simular la transferencia de los contaminantes volátiles desde el medio inicial en que se encuentran presentes hasta el medio de contacto (aire).

8.2.6. Contacto dérmico con suelo

La exposición por contacto dérmico con suelo contaminado puede tener lugar tanto en ambiente exterior como en ambiente interior. El segundo supuesto se considerará siempre que sea plausible asumir que se produce la movilización de partículas de suelo contaminado en forma de polvo y que éste alcanza un espacio interior ocupado por receptores.

La dosis absorbida por contacto dérmico con suelo contaminado puede estimarse mediante la expresión siguiente:

$$I_{ds} = 10^{-6} \times \frac{C_s \times S_c \times AD \times ABS \times T_E}{P} \times \frac{T_E}{P_E}$$

donde:

I_{ds} = Dosis absorbida media diaria debido a contacto dérmico con polvo o suelo contaminado (mg/kg·día).

C_s = Concentración del contaminante en el suelo (mg/kg).

S_c = Superficie corporal expuesta (cm²/día).

AD = Factor de adherencia suelo-piel (mg/cm²).

ABS = Factor de absorción dérmica (adimensional).

P = Peso corporal (kg).

T_E = Tiempo de exposición (día).

P_E = Periodo de exposición (día).

Para que la dosis quede expresada en mg/kg día, la superficie corporal expuesta (S_c) debe referirse a esta base temporal. Por ello, su valor debe estimarse para cada episodio de exposición que suceda en el día representativo y promediarse a dicho tiempo.

Los valores del factor de adherencia suelo-piel (AD) se obtendrán en general de la bibliografía, aunque existen datos limitados al respecto. La tabla 8.3 contiene unos valores orientativos para dos tipos de suelo.

Tipo de suelo	AD (mg/cm ²)
Suelo con cubierta vegetal	1,45
Suelo arcilloso	2,77

En este caso, se ha incluido en la formulación el parámetro ABS, que representa los mecanismos de absorción a través de la piel de los contaminantes presentes en las partículas de suelo. Los valores de ABS son específicos de cada contaminante y su determinación puede abordarse a partir de datos empíricos o de modelos teóricos.

Al incorporar el factor de absorción dérmica, esta fórmula (a diferencia de las anteriores) proporciona la dosis absorbida en vez de la dosis administrada (ingesta). Esta particularidad debe tenerse en cuenta al comparar las dosis estimadas con las referencias toxicológicas durante la fase de caracterización del riesgo.

8.2.7. Contacto dérmico con agua

La exposición por contacto dérmico con agua contaminada puede tener lugar básicamente durante el baño/ducha o durante el baño recreativo (aguas superficiales). La siguiente fórmula permite calcular la dosis absorbida a través de la piel por contacto con agua contaminada en ambas situaciones.

$$I_{dw} = 2,4 \times 10^{-2} \times \frac{C_w \times S_c \times K_p \times T_E}{P} \times \frac{T_E}{P_E}$$

donde:

I_{dw} = Dosis absorbida media diaria debido a contacto dérmico con agua contaminada (mg/kg·día).

C_w = Concentración del contaminante en el agua (mg/l).

S_c = Superficie corporal expuesta (cm²).

K_p = Constante de permeabilidad dérmica del contaminante (cm/hora).

P = Peso corporal (kg).

T_E = Tiempo de exposición (día).

P_E = Periodo de exposición (día).

Si el valor de C_w se determina mediante muestreo y análisis del agua, los análisis deben realizarse sobre muestras no filtradas, a fin de no subestimar la exposición a través de esta ruta.

Al igual que en el caso del contacto dérmico con suelo, la inclusión del parámetro K_p hace que esta fórmula proporcione la dosis absorbida en vez de la dosis administrada (ingesta). Esta particularidad debe tenerse en cuenta al comparar las dosis estimadas con las referencias toxicológicas durante la fase de caracterización del riesgo.

Los valores de K_p son específicos de cada contaminante y su determinación puede abordarse a partir de datos empíricos o de modelos teóricos.

8.3. Caracterización del riesgo

La caracterización del riesgo integra los resultados del análisis de la toxicidad y del análisis de la exposición. Para aquellos escenarios, contaminantes y vías en los que se dispone tanto de las ingestas medias diarias como de las correspondientes referencias toxicológicas, la caracterización se basa en la cuantificación de unos índices de riesgo. En caso de no disponerse de alguno de los elementos citados, la caracterización será necesariamente cualitativa.

Dado que las referencias toxicológicas están definidas habitualmente para un contaminante y vía de exposición y las dosis se han calculado siguiendo esta misma pauta, la caracterización del riesgo asociado a un determinado escenario de análisis se lleva a cabo en tres etapas:

- Cálculo del **índice de riesgo asociado a cada contaminante y vía** por separado.
- Consideración de los efectos derivados de la exposición simultánea a los contaminantes y vías relevantes para el escenario de análisis y cálculo de los **índices de riesgo integrado** a que haya lugar.
- Evaluación del riesgo a partir de los valores de los índices calculados, incluyendo las incertidumbres que incorporan y las consideraciones a que haya lugar acerca de exposiciones a otras fuentes.

Antes de proceder con el cálculo de los índices de riesgo es preciso verificar que los valores de las ingestas son consistentes con las referencias toxicológicas recopiladas en cuanto a periodos, vías de exposición y tipo de dosis (administrada o absorbida), a fin de permitir la integración de unas y otras.

A este respecto, es habitual que las referencias toxicológicas para la vía de exposición por contacto dérmico representen dosis absorbida en vez de administrada. Por esta razón las fórmulas de cálculo de las ingestas para esta vía que se han presentado en los epígrafes 8.2.6 y 8.2.7 están referidas a dosis absorbida. No obstante, es posible que la referencia

toxicológica esté referida a dosis administrada, en cuyo caso se puede convertir a dosis absorbida mediante las fórmulas que aparecen en el cuadro 8.3.

Cuadro 8.3
Conversión de dosis administrada a dosis absorbida

$$DR_{Abs} = DR_{Admin} \times ABS$$

$$FP_{Abs} = \frac{FP_{Admin}}{ABS}, \text{ donde:}$$

DR_{Abs} = Dosis de referencia expresada como dosis absorbida (mg/kg·día)

DR_{Admin} = Dosis de referencia expresada como dosis administrada (mg/kg·día)

FP_{Abs} = Factor pendiente expresado como dosis absorbida (mg/kg·día)⁻¹

FP_{Admin} = Factor pendiente expresado como dosis administrada (mg/kg·día)⁻¹

ABS = Factor de absorción (adimensional)

En el caso de la vía de exposición inhalatoria, es muy frecuente que las referencias toxicológicas vengan expresadas como concentraciones de referencia (para efectos sistémicos) o como unidades de riesgo (para efectos cancerígenos), en cuyo caso es preciso convertirlas a dosis o factores pendiente, respectivamente. Algo similar ocurre con las referencias toxicológicas para la ingestión de algunos contaminantes cancerígenos contenidos en agua, que vienen expresadas como unidades de riesgo. El cuadro 8.4 expone las fórmulas a utilizar para convertir las referencias toxicológicas al formato de dosis administrada en los casos anteriores.

Cuadro 8.4
Conversión de concentración de referencia (CR o UR) a dosis administrada (DR o FP)

$$DR_{Inh} = CR_{Aire} \times \frac{TI_a}{P}$$

$$FP_{Inh} = UR_{Aire} \times 10^3 \times \frac{P}{TI_a}$$

$$FP_{Oral} = UR_{Agua} \times 10^3 \times \frac{P}{TI_w}, \text{ donde:}$$

DR_{Inh} = Dosis de referencia para vía inhalatoria expresada como dosis administrada (mg/kg·día)

CR_{Aire} = Concentración de referencia para vía inhalatoria (mg/Nm³).

FP_{Inh} = Factor pendiente para vía inhalatoria expresada como dosis administrada (mg/kg·día)⁻¹

FP_{Oral} = Factor pendiente para vía oral (agua) expresada como dosis administrada (mg/kg·día)⁻¹

UR_{Aire} = Unidad de riesgo de cáncer en aire (μg/m³)⁻¹

UR_{Agua} = Unidad de riesgo de cáncer en agua (μg/l)⁻¹

TI_a = Tasa de inhalación de aire (20 Nm³/día)

TI_w = Tasa de ingestión de agua (2 l/día)

P = Peso corporal (70 kg)

8.3.1. Cálculo del índice de riesgo asociado a cada contaminante y vía

El índice de riesgo asociado a cada contaminante y vía debe calcularse diferenciando efectos cancerígenos de sistémicos (también para los contaminantes que manifiestan efectos de ambos tipos). En el caso de contaminantes con efectos sistémicos deben diferenciarse además los índices de riesgo según el período de exposición evaluado (exposiciones agudas, subcrónicas y crónicas), en la medida que existan referencias toxicológicas para ellos.

Para **sustancias con efectos cancerígenos**, el índice de riesgo expresa una estimación del incremento de la probabilidad de desarrollar cáncer como resultado de una exposición a una sustancia a través de una determinada vía. La cuantificación del índice de riesgo asociado a una vía y contaminante concretos viene dada por la expresión siguiente:

$$R_{ij} = I_{ij} \times FP_{ij}, \text{ donde:}$$

R_{ij} = Índice de riesgo cancerígeno resultante de la exposición al contaminante (i) a través de la vía (j).

I_{ij} = Ingesta media diaria del contaminante (i) a través de la vía (j) promediada para 70 años de exposición (mg/kg·día).

FP_{ij} = Factor pendiente para el contaminante (i) y vía (j) (mg/kg·día)⁻¹.

Conviene recordar que la expresión anterior es válida sólo para exposiciones a dosis bajas. En situaciones de exposición a dosis que comporten índices de riesgo por encima de aproximadamente 10², la simplificación lineal de la curva dosis-respuesta deja de ser válida. Se recomienda acudir a bibliografía toxicológica específica para establecer la respuesta y el valor del índice de riesgo en este caso.

Para **sustancias con efectos sistémicos**, el índice de riesgo se calcula como el cociente de la dosis de exposición y la dosis de referencia toxicológica (DR) correspondiente a la misma vía y un periodo de exposición (P_E) similar. El índice de riesgo viene dado por la expresión siguiente:

$$IR_{ij} = I_{ij} / DR_{ij}, \text{ donde:}$$

IR_{ij} = Índice de riesgo sistémico resultante de la exposición al contaminante (i) a través de la vía (j).

I_{ij} = Ingesta media diaria del contaminante (i) a través de la vía (j) promediada para el periodo de exposición evaluado (mg/kg·día).

DR_{ij} = Dosis de referencia toxicológica para el contaminante (i) y vía (j) correspondiente al periodo de exposición evaluado (mg/kg·día).

8.3.2. Cálculo de los índices de riesgo integrado

En general, cada escenario de análisis incluirá varias vías de exposición y varios contaminantes para cada una de ellas. En este punto, es necesario realizar las consideraciones cuantitativas y cualitativas a que haya lugar acerca de los efectos derivados de la exposición a múltiples contaminantes a través de varias vías (riesgo integrado).

Más allá de lo expuesto en el epígrafe 7.4.1, se recomienda que la cuantificación del riesgo integrado se base en el principio de **aditividad de dosis**, salvo que se dispusiera de información sobre interacciones entre las sustancias implicadas que aconsejara adoptar otros supuestos.

Bajo la hipótesis de aditividad de dosis (suficientemente conservadora siempre que no ocurran efectos sinérgicos entre las sustancias implicadas), se asume que los efectos conjuntos de los contaminantes a los que está expuesto un receptor de forma simultánea son proporcionales a la suma ponderada de las dosis respectivas.

Aquí también es preciso distinguir entre contaminantes según el tipo de efectos que manifiestan (cancerígenos o sistémicos) y según el periodo de exposición considerado (para el caso de los sistémicos).

Para facilitar la evaluación del riesgo integrado asociado a cada escenario, se recomienda presentar los cálculos en forma de tablas, tal como se muestra en los epígrafes que siguen.

8.3.2.1. Riesgo integrado para contaminantes cancerígenos

En primer lugar se obtendrá, para cada vía considerada, un valor integrado asociado a todos los contaminantes con efectos cancerígenos, según la expresión siguiente:

$$R_j^T = \sum_i R_{ij}^T, \text{ donde } R_j^T \text{ es el índice de riesgo integrado para la } j\text{-ésima vía de exposición.}$$

En caso de exposición simultánea a contaminantes cancerígenos por más de una vía, se calculará además un valor agregado sumando los índices de riesgo para todas las vías activas:

$$R^T = \sum_j R_j^T, \text{ donde } R^T \text{ es el índice de riesgo integrado para el escenario de riesgo.}$$

ESCENARIO N						
Vía	Contaminante	Ingesta	Factor pendiente	Índice de riesgo individual	Índice de riesgo integrado por vía	Índice de riesgo integrado por escenario
Vía 1	A	I _{A1}	FP _{A1}	R _{A1} = I _{A1} × FP _{A1}	R ₁ ^T = R _{A1} + R _{B1} + R _{C1}	
	B	I _{B1}	FP _{B1}	R _{B1} = I _{B1} × FP _{B1}		
	C	I _{C1}	FP _{C1}	R _{C1} = I _{C1} × FP _{C1}		
Vía 2	A	I _{A2}	FP _{A2}	R _{A2} = I _{A2} × FP _{A2}	R ₂ ^T = R _{A2} + R _{C2}	
	C	I _{C2}	FP _{C2}	R _{C2} = I _{C2} × FP _{C2}		
Vía 3	A	I _{A3}	FP _{A3}	R _{A3} = I _{A3} × FP _{A3}	R ₃ ^T = R _{A3}	
						R ^T = R ₁ ^T + R ₂ ^T + R ₃ ^T

Aunque los protocolos actualmente existentes recomiendan seguir el proceso descrito para contaminantes cancerígenos, este enfoque supone una sobreestimación del riesgo real (mayor cuantos más contaminantes cancerígenos se vean implicados) que, además, no tiene en cuenta los diferentes potenciales cancerígenos (ver clasificación IARC o USEPA) que pueden presentar los contaminantes implicados. No obstante, está generalizado el criterio de que el índice de riesgo integrado resultante es representativo y debe considerarse en la evaluación final.

8.3.2.2. Riesgo integrado para contaminantes sistémicos

Para contaminantes con efectos sistémicos, la hipótesis de aditividad de dosis sólo es aceptable en ausencia de evidencias o sospechas fundadas acerca de efectos sinérgicos o antagónicos entre ellos. En todo caso, el principio de aditividad sólo es aplicable para aquellos contaminantes y vías referidos a un mismo periodo de exposición (agudo, subcrónico o crónico).

Assumiendo la validez de la aditividad de dosis, se calculará en primer lugar el índice de riesgo integrado para cada vía de exposición sumando los índices de riesgo obtenidos para todos los contaminantes asociados a cada vía y diferenciándolos según el periodo de exposición (crónico, subcrónico y agudo):

$$IR_j^T = \sum_i IR_{ij}^T, \text{ donde } IR_j^T \text{ es el índice de riesgo integrado para la } j\text{-ésima vía de exposición y un periodo de exposición dado.}$$

En caso de exposición a contaminantes sistémicos por más de una vía de forma simultánea, se calculará además un valor agregado para el escenario sumando los índices de riesgo calculados para todas las vías activas, diferenciando asimismo según el periodo de exposición:

$$IR^T = \sum_j IR_j^T, \text{ donde } IR^T \text{ es el índice de riesgo integrado para el escenario de riesgo.}$$

ESCENARIO N					Efectos crónicos	
Vía	Contaminante	Ingesta	Dosis de referencia	Índice de riesgo individual	Índice de riesgo integrado por vía	Índice de riesgo integrado por escenario
Vía 1	A	I _{A1}	DR _{A1}	IR _{A1} = I _{A1} / DR _{A1}	IR ₁ ^T = IR _{A1} + IR _{B1} + IR _{C1}	
	B	I _{B1}	DR _{B1}	IR _{B1} = I _{B1} / DR _{B1}		
	C	I _{C1}	DR _{C1}	IR _{C1} = I _{C1} / DR _{C1}		
Vía 2	B	I _{B2}	DR _{B2}	IR _{B2} = I _{B2} / DR _{B2}	IR ₂ ^T = IR _{B2}	
Vía 3	B	I _{B3}	DR _{B3}	IR _{B3} = I _{B3} / DR _{B3}	IR ₃ ^T = IR _{B3} + IR _{C3}	
	C	I _{C3}	DR _{C3}	IR _{C3} = I _{C3} / DR _{C3}		
						IR ^T = IR ₁ ^T + IR ₂ ^T + IR ₃ ^T

A diferencia de lo expuesto para contaminantes cancerígenos, el significado e interpretación de los índices integrados resultantes de la operativa antes descrita es más discutible, ya que tratan de forma indiferenciada las distintas vías de exposición, mecanismos tóxicos y órganos diana sobre los que operan los contaminantes.

Por ello, es práctica habitual utilizar el valor resultante del índice integrado para todos los contaminantes y vías a modo de filtro previo: así, en caso de que este índice cumpla el criterio de aceptabilidad (ver 8.3.3), se puede afirmar que las exposiciones a cada uno de los contaminantes a través de todas las vías son aceptables en términos de riesgo; en cambio, si el índice integrado no cumple el criterio de aceptabilidad pero sí lo hacen todos los índices calculados para cada contaminante y vía, se hace necesario analizar en detalle la validez del índice integrado. Este análisis consiste en aplicar el principio de aditividad sólo para los contaminantes que tienen un mismo tipo de efecto y mecanismo de acción y afec-

tan además al mismo órgano diana o sistema, considerando las diferencias que al respecto puede haber según las distintas vías de exposición. Los índices agregados resultantes de este proceso se evaluarán de acuerdo con los criterios de aceptabilidad.

8.3.2.3. Combinación de escenarios de análisis

Según se expuso en el epígrafe 7.1.6, cada escenario de análisis se articula en torno a un receptor tipo que presenta determinados patrones de actividad. En el caso de los receptores humanos, dichos patrones están estrechamente ligados a los usos del suelo que se asume existen en el momento (actual o futuro) al que corresponde el escenario. Por tanto, cada escenario de análisis refleja, en principio, un único uso del suelo.

Es posible que las condiciones de algunos emplazamientos hagan plausible suponer que ciertos receptores van a verse expuestos sucesivamente a diferentes situaciones de riesgo ya que sus hábitos se componen de varias actividades desarrolladas (todas o algunas de ellas) en diferentes zonas donde pueden entrar en contacto con distintos medios contaminados. Sería el caso, por ejemplo, de un niño que vive en una zona residencial, va a una escuela próxima y juega en un parque local, si todas esas zonas están afectadas en alguna medida por la contaminación originada en el emplazamiento objeto de análisis.

En tales situaciones, la mera consideración de cada escenario por separado llevaría a infravalorar el nivel de riesgo real al que está sometido un receptor como el descrito, lo que hace necesario abordar el análisis de un nuevo escenario resultante de combinar varios de los inicialmente definidos y analizados.

La evaluación de un escenario “combinado” a partir de los escenarios “simples” que lo componen puede abordarse a partir de los índices de riesgo calculados para cada contaminante y vía correspondientes a los escenarios simples. El valor del índice de riesgo asociado en el escenario combinado a un contaminante y vía determinados es la suma de los índices de riesgo asociados a ese contaminante y vía en los escenarios simples.

En el cálculo de los índices de riesgo para un escenario combinado también deben distinguirse los contaminantes cancerígenos de los sistémicos; para estos últimos deben diferenciarse los índices según el periodo de exposición (efectos agudos, subcrónicos y crónicos).

Las consideraciones efectuadas en los epígrafes anteriores acerca del establecimiento de índices de riesgo integrado para varios contaminantes y vías de exposición son igualmente aplicables para los escenarios combinados.

En todo caso, es importante señalar que los tiempos de exposición adoptados en el cálculo de las ingestas correspondientes a cada vía y contaminante en cada escenario simple deben ser particularmente realistas, a fin de evitar sobreestimaciones del riesgo asociado al escenario combinado.

La tabla 8.6 muestra un ejemplo de cálculo de índices de riesgo para contaminantes sistémicos en un escenario resultante de la combinación de dos simples.

8.3.3. Evaluación del riesgo

La evaluación del riesgo tiene como objetivo último definir qué situaciones se consideran aceptables o inaceptables en términos del riesgo que plantean. Tal evaluación se apoya en los valores de los índices de riesgo calculados previamente, pero debe incorporar también una valoración del significado y grado de fiabilidad de los mismos (es decir, de las incertidumbres asociadas a su determinación), así como consideraciones acerca de la exposición de los diferentes receptores a otras fuentes de contaminación.

Tabla 8.6 Escenarios de riesgo agrupados (contaminantes sistémicos crónicos)						
ESCENARIO N+M					Efectos crónicos	
Vía	Contaminante	Índice de riesgo			Índice de riesgo integrado por vía	Índice de riesgo integrado por escenario
		Escenario N	Escenario M	Escenario combinado N y M		
Vía 1	A	IR_{A1}^N	IR_{A1}^N	$IR_{A1}^{N+M} = IR_{A1}^N + IR_{A1}^M$	$IR_1^{N+M} = IR_{A1}^{N+M} + IR_{B1}^{N+M} + IR_{C1}^{N+M}$	
	B	IR_{B1}^N	—	$IR_{B1}^{N+M} = IR_{B1}^N$		
	C	IR_{C1}^N	IR_{C1}^N	$IR_{C1}^{N+M} = IR_{C1}^N + IR_{C1}^M$		
Vía 2	B	IR_{B2}^N	IR_{B2}^N	$IR_{B2}^{N+M} = IR_{B2}^N + IR_{B2}^M$	$IR_2^{N+M} = IR_{B2}^{N+M}$	
Vía 3	B	IR_{B3}^N	IR_{B3}^N	$IR_{B3}^{N+M} = IR_{B3}^N + IR_{B3}^M$	$IR_3^{N+M} = IR_{B3}^{N+M} + IR_{C3}^{N+M}$	
	C	IR_{C3}^N	—	$IR_{C3}^{N+M} = IR_{C3}^M$		
						$IR_T^{N+M} = \sum_{j=1,2,3} IR_j^{N+M}$

Los criterios de aceptabilidad del riesgo para la salud humana difieren según se trate de contaminantes con efectos cancerígenos o con efectos sistémicos.

Para **contaminantes cancerígenos**, los índices de riesgo reflejan el incremento de probabilidad de que un individuo desarrolle cáncer a lo largo de toda su vida por exposición a un agente cancerígeno. A este respecto, el criterio de aceptabilidad del riesgo cancerígeno varía de unas instituciones a otras en un rango que habitualmente oscila entre 10^{-4} y 10^{-6} (es decir, entre un caso de cáncer adicional a lo largo de una vida en una población de 10.000 o de 1.000.000 de personas). En algunos casos el criterio de aceptabilidad considera si la exposición incluye un único agente cancerígeno o más de uno.

El criterio adoptado en esta Guía es considerar como riesgo inaceptable cualquier valor superior a 10^{-5} , es decir, un caso adicional de cáncer por cada 100.000 individuos expuestos. Este criterio se considera aplicable tanto a situaciones de exposición a un único contaminante a través de una sola vía como a situaciones de exposición simultánea a varios contaminantes a través de varias vías.

Para **contaminantes sistémicos** se asume que para dosis inferiores a la referencia toxicológica aplicable no cabe esperar efectos adversos significativos para la salud. En consecuencia, el riesgo resulta inaceptable siempre que el valor del índice de riesgo es superior a la unidad. Este criterio es aplicable tanto a exposición a un único contaminante a través de una sola vía como en casos de exposición simultánea a varios contaminantes a través de varias vías, en la medida que la hipótesis de aditividad de efectos sea válida. En todo caso, se debe evaluar el riesgo separadamente para las exposiciones crónicas, subcrónicas y agudas.

Hasta aquí se ha supuesto implícitamente que la totalidad de las dosis de los contaminantes implicados que los individuos a proteger reciben provienen del emplazamiento objeto de análisis, por lo cual la evaluación del riesgo se basa en la comparación de los índices derivados de tales dosis con los criterios de aceptabilidad.

Cuadro 8.5
Criterios de aceptabilidad del riesgo para la salud humana

Contaminantes con efectos cancerígenos			
$R_j > 10^{-5}$	6	$R^T > 10^{-5}$	RIESGO INACEPTABLE
$R_j \leq 10^{-5}$	6	$R^T \leq 10^{-5}$	RIESGO ACEPTABLE
Contaminantes con efectos sistémicos			
$IR_j > 1$	6	$IR^T > 1$	RIESGO INACEPTABLE
$IR_j \leq 1$	6	$IR^T \leq 1$	RIESGO ACEPTABLE

A menudo la realidad es más compleja y los individuos de la especie humana se ven expuestos (tanto de forma voluntaria como involuntaria) a contaminantes procedentes de otras fuentes que aportan distintas dosis al organismo. Entre dichas fuentes se pueden distinguir las de origen natural (sustancias presentes en la naturaleza independientemente de la actividad humana) y las antropogénicas (debidas a la acción del hombre). Desde otro punto de vista cabe distinguir fuentes puntuales y difusas. Algunos ejemplos de aportaciones de estas fuentes son los metales y elementos traza presentes de forma natural en los suelos, los contaminantes liberados por actividades productivas (agricultura intensiva, industria, tráfico, etc.), los contaminantes incorporados en los alimentos o los contaminantes asociados a determinadas prácticas (fumar, etc.).

En todo caso, una perspectiva integrada de protección de la salud humana no puede obviar sistemáticamente en el análisis de riesgos derivados de un emplazamiento contaminado la existencia de estas fuentes que, en su conjunto, dan lugar a una "exposición de fondo". Así, el análisis de riesgos debería evaluar si la exposición total, es decir, la de fondo más la atribuible a la contaminación del suelo del emplazamiento, se traduce en niveles de riesgo aceptables o inaceptables.

El enfoque recomendado para abordar este problema es asignar al emplazamiento (considerado como fuente diferenciada de riesgo) una contribución máxima al nivel de riesgo total (CARACAS, 1998a). La contribución admisible de los contaminantes procedentes del emplazamiento debería estimarse por separado para cada contaminante concreto o grupo de contaminantes de similares características, en función de la información disponible al respecto. Normalmente esta información es muy limitada e incorpora fuertes incertidumbres, por lo que a menudo las valoraciones no pueden ser más que cualitativas.

En un intento de formulación cuantitativa, este enfoque se traduciría en una reducción proporcional de la dosis de referencia a la hora de evaluar el riesgo admisible. Una vez establecida la proporción máxima admisible de la contribución del emplazamiento al nivel de riesgo, el nivel de riesgo admisible para ese contaminante se calcularía de la siguiente manera:

$$IR_{Fondo}^i = \frac{I_{Exp}^i}{f \times DR_i}, \text{ donde:}$$

IR_{Fondo}^i = Índice de riesgo sistémico como resultado de la exposición a un contaminante (i) considerando el efecto de la contaminación de fondo.

I_{Exp}^i = Ingesta media diaria para el contaminante procedente del emplazamiento (mg/kg·día)

f = Coeficiente reductor para el contaminante considerado por presencia de fuentes múltiples (adimensional).

DR_i = Dosis de referencia toxicológica para el contaminante y vía de exposición considerados correspondientes al periodo de exposición evaluado (mg/kg·día).

En todo caso, este enfoque se aplicaría sólo a contaminantes con efectos sistémicos. Para contaminantes con efectos cancerígenos, se recomienda no aplicar coeficiente reductor por contaminación de fuentes múltiples, es decir, se asume que no existe concentración de fondo por lo que toda la ingesta se asocia a la contaminación presente en el emplazamiento.

8.4. Modelos de exposición

Actualmente existen varios modelos estandarizados que permiten agilizar el cálculo de la exposición y niveles de riesgo para la salud humana como consecuencia de la contaminación del suelo. Cabe mencionar, a título de ejemplo, algunos de los más difundidos: CETOX-human (Dinamarca), CLEA (Reino Unido), CSOIL, SUS, HESP, Risk Human (Holanda), LUR/Arriskugest (País Vasco), modelo desarrollado por INERIS (Francia), modelo desarrollado por la EPA sueca (Suecia), ROME (Italia), Vlier-humaan (Flandes), RBCA tool kit (Estados Unidos).

Todos estos modelos (volcados normalmente en soporte informático) incorporan, en diversa medida, modelos simples de simulación de diversos mecanismos de migración, lo cual hace aún más atractivo su uso. No obstante, cada modelo está concebido y construido sobre hipótesis distintas en cuanto a sus elementos básicos (vías de exposición y medios de contacto, parámetros definitorios de la exposición, valores por defecto, etc.) y presenta diferente grado de flexibilidad a la hora de incorporar valores específicos de cada emplazamiento en la entrada de datos.

Sólo unos pocos de los modelos antes mencionados permiten tratar algunas variables de forma no determinista. En la mayor parte de los casos, el tratamiento probabilístico se limita a un análisis de sensibilidad de los resultados frente a los valores de los datos de entrada.

La utilización de estos modelos es aceptable siempre y cuando las características del modelo o programa en cuestión se ajusten a las necesidades del caso, es decir, cuando presenten suficiente flexibilidad para introducir parámetros de exposición específicos del emplazamiento, disponibilidad de algoritmos para el cálculo de dosis para las rutas relevantes, etc. Las limitaciones inherentes a la definición y uso de estos programas no pueden justificar la exclusión de rutas de exposición o la consideración excesivamente simplista de las mismas. Dichas limitaciones pueden solventarse mediante el uso coherente de distintos modelos para diferentes rutas o mediante el cálculo de ingestas y valores de índices de riesgo con otras herramientas (por ejemplo, hojas de cálculo).

CAPÍTULO 9

9.1. Análisis simplificado de riesgos

9.1.1. Análisis de la toxicidad

9.1.1.1. Caracterización toxicológica de los contaminantes

9.1.1.2. Cálculo de concentraciones sin efecto

9.1.2. Análisis de la exposición

9.1.2.1. Concentración de exposición en suelos

9.1.2.2. Concentración de exposición en aguas superficiales

9.1.2.3. Concentración de exposición por ingesta de alimento

9.1.3. Caracterización del riesgo

9.2. Análisis de riesgos detallado

ANÁLISIS DE RIESGOS PARA LOS ECOSISTEMAS

El presente capítulo pretende establecer la metodología básica a utilizar en el análisis de riesgos para los ecosistemas y debe considerarse más como un marco de trabajo que como una formulación detallada del procedimiento a seguir. En función de los requisitos específicos de cada caso acerca del nivel de protección deseado para los receptores ecológicos y de la disponibilidad de información ecotoxicológica, pueden plantearse varias etapas de análisis con crecientes niveles de detalle y especificidad.

Existen diversas tendencias en cuanto al desarrollo de análisis de riesgos para los ecosistemas, relacionadas en mayor o menor medida con las que se aplican en el análisis de riesgos para salud humana. Sin embargo, al considerar receptores ecológicos se debe tener presente la extrema dificultad de definir en términos prácticos una relación dosis-respuesta unívoca, debido a la complejidad de las interrelaciones existentes entre los diferentes elementos de un ecosistema, en el que los efectos indirectos pueden llegar a tener mayor relevancia que los directos.

Por tanto, el punto de partida del proceso de análisis de riesgos para un ecosistema debe ser la delimitación del ámbito ecológico a proteger y la concreción del grado de protección deseado. En cuanto al ámbito de protección se puede formular desde el conjunto del ecosistema como un todo hasta poblaciones de una o más especies, incluyendo las relaciones con otras poblaciones y el entorno. Una forma de definir el grado de protección es la proporción de afección al ecosistema que se considera tolerable, expresada como tasa de pérdida de biodiversidad sobre el conjunto del ecosistema. En este contexto deben considerarse además las actuales figuras de protección establecidas normativamente.

En líneas generales, las principales tendencias para evaluar los efectos de la contaminación del suelo sobre los receptores ecológicos son las siguientes:

- Definición de niveles guía genéricos a partir de estudios ecotoxicológicos y comparación de los mismos con las concentraciones existentes en el medio evaluado. Esta metodología es la que posee mayor difusión para abordar análisis simplificados o preliminares.
- Realización de bioensayos con suelo como complemento a los análisis químicos de las muestras del emplazamiento objeto de estudio. Su aplicación es habitual como perfeccionamiento de la anterior y supone un avance hacia una evaluación más específica del problema.
- Seguimiento biológico de tejidos (bioacumulación) y biomarcadores, empleo de especies indicadoras, ensayos multiespecie, estudio de los cambios en la estructura y la tolerancia de comunidades, etc. Suponen desarrollos de las prácticas anteriores y perfilan las tendencias futuras del análisis de riesgos para los ecosistemas. Su aplicación práctica está limitada por el momento a determinadas especies y/o contaminantes, aunque cada vez más son objeto de estudio en proyectos de investigación.

La habitualmente escasa disponibilidad de información acerca de los receptores ecológicos existentes en un área de interés (caracterización ecológica de los mismos y de sus rela-

ciones con las poblaciones circundantes), así como acerca de los efectos de los contaminantes sobre muchas especies, constituyen los principales factores limitantes a la hora de abordar un análisis detallado de riesgos para los ecosistemas.

De hecho, en la mayoría de los casos sólo es posible realizar un análisis a gran escala (teniendo en cuenta grandes grupos de organismos y rutas de exposición representativas), que se basa en un modelo general, simplista y muy conservador. Los resultados de este análisis simplificado constituyen la base para realizar un análisis posterior más detallado y específico, centrado en los aspectos que se consideren necesarios.

La metodología que se expone a continuación para el análisis de riesgos para los ecosistemas se encuentra en sintonía con las recomendaciones de los protocolos avalados científicamente, tanto los generales para valorar riesgos de sustancias químicas (Directiva 91/414/CEE, Directiva CEE/93/67, Reglamento 1488/94), como los específicos para valorar riesgos de suelos contaminados y residuos peligrosos (USEPA, 1992a, 1998, 1999).

9.1. Análisis simplificado de riesgos

El análisis simplificado sigue las etapas descritas en la metodología general (capítulo 7), en las que se introducen determinadas particularidades. En los siguientes epígrafes se desarrollan las consideraciones específicas a tener en cuenta en las fases de análisis de la toxicidad, análisis de la exposición y caracterización del riesgo.

9.1.1. Análisis de la toxicidad

Esta fase del proceso de análisis de riesgos tiene como objetivo fundamental determinar, de forma cuantitativa, las propiedades toxicológicas de los contaminantes significativos en relación con los organismos considerados como representativos. Estos grupos son los siguientes:

- Organismos terrestres: organismos del suelo (microorganismos e invertebrados), plantas, aves y mamíferos.
- Organismos acuáticos: algas, invertebrados y peces.

El análisis de toxicidad se realiza en función de un parámetro denominado **PNEC** (Predictive Non Effect Concentration), es decir, mediante el cálculo de la concentración que no produce ningún tipo de efecto perjudicial en los organismos del medio.

El análisis de la toxicidad se lleva a cabo generalmente en dos fases consecutivas:

- **Caracterización toxicológica de los contaminantes.** Consiste en una recopilación sistemática de toda la información disponible sobre las propiedades toxicológicas de los contaminantes considerados para cada uno de los receptores ecológicos definidos y para cada una de las vías de exposición implicadas.
- **Cálculo de las concentraciones sin efecto (PNEC).** Pretende determinar, para cada binomio receptor-vía de exposición un umbral de concentración de contaminante por debajo del cual no se manifiestan efectos adversos.

9.1.1.1. Caracterización toxicológica de los contaminantes

Como ya se ha comentado en el epígrafe 7.2, la primera parte del análisis de la toxicidad consiste en una recopilación exhaustiva de la información disponible sobre los contaminantes significativos referente a efectos agudos y crónicos.

También, deben incluirse otras características toxicológicas relacionadas con **efectos específicos** tales como: efectos cancerígenos, efectos mutagénicos, efectos teratogénicos, de disrupción endocrina, otros tipos de efectos específicos en órganos concretos o de inhibición del desarrollo.

Según los protocolos de análisis de riesgo para ecosistemas, la información toxicológica se recopila para cada uno de los organismos y vías de exposición considerados como representativos, los cuales quedan reflejados en la tabla 9.1.

Principales grupos de organismos	Vías de exposición relevantes
Organismos acuáticos: invertebrados y vertebrados	Ingestión Contacto dérmico
Organismos acuáticos: plantas	Absorción radicular Absorción foliar
Organismos terrestres: invertebrados y microorganismos	Ingestión Contacto dérmico
Organismos terrestres: plantas	Absorción radicular Absorción foliar
Vertebrados terrestres: aves y mamíferos	Inhalación Ingestión (suelo, agua y alimento) Contacto dérmico

Desde un punto de vista ecotoxicológico, muchas de estas vías de exposición ocurren de forma conjunta y simultánea debido a la estrecha relación existente entre el organismo y el medio natural. Así, todos los organismos que viven en contacto directo con el medio (organismos acuáticos y del suelo) se hallan expuestos simultáneamente a través de la ingestión y el contacto dérmico con el medio. A continuación se indican algunas consideraciones importantes en relación con las vías de exposición relevantes para receptores ecológicos:

- **Organismos acuáticos:** Los organismos acuáticos se hallan inmersos en un medio donde la homogeneidad y rápida biodisponibilidad de los contaminantes se traduce en una exposición continuada a través de la **ingestión y contacto dérmico**, pudiendo absorber e ingerir cantidades significativas de tóxicos, sin que puedan diferenciarse la aportación específica de cada una de estas vías.
- **Organismos del suelo:** Los organismos del suelo se hallan igualmente en contacto directo con la matriz del suelo de forma más o menos continuada, por lo que la absorción mediante **contacto dérmico** y la **ingestión** ocurren de forma simultánea e indiferenciable.
- **Plantas terrestres:** Las plantas adquieren los nutrientes esenciales para su desarrollo a través de las raíces mediante el proceso de **absorción radicular**, por el cual también pueden incorporar los contaminantes biodisponibles en el suelo. En ocasiones, la puesta en suspensión de sustancias particuladas, su posterior deposición en partes aéreas de las plantas y su **absorción foliar** puede llegar a representar una vía de exposición significativa. En general, los efectos nocivos derivados de la absorción foliar son de menor relevancia que los de la absorción radicular; se dispone además de menos información acerca de los mismos, por lo que la consideración de esta vía no suele llevarse a cabo, aunque debe incluirse siempre que sea posible.
- **Vertebrados terrestres:** La principal vía de exposición para los vertebrados ocurre a través de la **ingestión** de agua y alimentos. La **inhalación** puede conllevar también un riesgo elevado mientras que la exposición a través de **contacto dérmico** constituye la vía más

inespecífica y menos representativa. En general, no existe información científica para acometer la valoración de estas dos últimas vías, aunque siempre que existan datos específicos deberán incluirse.

La evaluación cuantitativa de la toxicidad de los contaminantes se traduce en la obtención de datos de toxicidad derivados de diferentes metodologías descritas en los protocolos de valoración de riesgo.

En general, los métodos de caracterización ecotoxicológica más utilizados son los ensayos uniespecíficos o bioensayos en una sola especie. Son ensayos realizados con organismos, células y otros constituyentes de origen biológico, generalmente pertenecientes a una única especie en condiciones controladas de laboratorio, con la finalidad de conocer y cuantificar los efectos producidos por una sustancia o mezcla de sustancias, a partir de la observación y medición de una o varias manifestaciones de los efectos conocidas como parámetros de expresión (mortalidad, inmovilidad, inhibición del crecimiento, etc.).

Estos bioensayos se realizan de acuerdo con protocolos normalizados por organismos internacionales (OCDE, ASTM, CEE, UE, ISO, USEPA), en especies representativas de cada uno de los grupos de organismos considerados en el análisis de riesgos. Estas especies han sido seleccionadas en función de los criterios expresados en el cuadro 9.1.

Cuadro 9.1 Información relevante para la selección de especies para bioensayos.	
•	Especie cosmopolita
•	Organismos de demostrada sensibilidad
•	Organismos o etapas de su ciclo biológico que ofrezcan la menor variabilidad
•	Especies sobre las que se disponga de suficiente información sobre su biología
•	Mantenimiento en laboratorio fácil y sencillo
•	Especie de relevancia ecológica dentro de su nivel trófico, y perteneciente a un nivel trófico relevante dentro del ecosistema
•	Manifestación de efectos en el menor tiempo disponible
•	Parámetros de expresión representativos y fácilmente mensurables y cuantificables

Para la cuantificación de un efecto agudo sobre una población se utiliza generalmente la CL_{50} , CE_{50} y la CI_{50} , mientras que para la cuantificación de un efecto crónico se hace uso de parámetros de expresión como la NOEC (NOAEL) y la LOEC (LOAEL). Estos parámetros de toxicidad pueden obtenerse de diferentes fuentes de información toxicológica. Sin embargo, el déficit informativo es muy elevado dado que existe un escaso desarrollo normativo sobre ensayos de ecotoxicidad y el número de contaminantes sobre los que se dispone de estudios toxicológicos es muy bajo. La tabla 9.2 resume la información disponible.

Tabla 9.2 Ensayos ecotoxicológicos			
Principales grupos de organismos	Ensayos ecotoxicológicos disponibles	Vías de exposición que evalúan	
Receptores terrestres	Organismos del suelo (microorganismos, invertebrados del suelo)	Ensayo de microorganismos: nitrificación, desnitrificación, fijación de nitrógeno, etc. Ensayo de toxicidad aguda y crónica con <i>Eisenia foetida</i> y <i>Lumbricus</i> sp.	Ingestión + Contacto
	Plantas terrestres	Ensayo de germinación en semillas.	Absorción radicular
	Aves y mamíferos	En general no existen ensayos específicos excepto para productos fitosanitarios. La información se deriva de los ensayos de toxicidad para la especie humana.	Ingestión Inhalación Contacto dérmico

Tabla 9.2 (continuación) Ensayos ecotoxicológicos			
Principales grupos de organismos	Ensayos ecotoxicológicos disponibles	Vías de exposición que evalúan	
Receptores acuáticos	Plantas acuáticas	Ensayo de inhibición del crecimiento en <i>Chlorella vulgaris</i> .	Ingestión Contacto
	Invertebrados acuáticos	Ensayo de toxicidad aguda de <i>Daphnia magna</i> . Ensayo sobre la reproducción en <i>Daphnia magna</i> .	
	Peces	Ensayo de mortalidad en peces (<i>Pimephales promelas</i> , <i>Onchorrhynchus mykiss</i> , <i>Oryzias latipes</i> , etc.). Ensayo sobre el crecimiento en peces (<i>Pimephales promelas</i> , <i>Onchorrhynchus mykiss</i> , <i>Oryzias latipes</i> , etc.).	

Para otros grupos de receptores biológicos y otras rutas de exposición considerados en el modelo conceptual no existe un nivel de desarrollo científico suficientemente validado, por lo que no son considerados en los protocolos de valoración de riesgo ecológico. Una vez aplicada la metodología expuesta y en función de los resultados obtenidos, puede que se considere necesario añadir otros organismos o vías de exposición, para los cuales el análisis se deberá hacer de forma específica e individualizada, caso por caso.

9.1.1.2. Cálculo de las concentraciones sin efecto

El cálculo de las concentraciones sin efecto (PNEC) se fundamenta en determinar, a partir de los datos de ecotoxicidad, el umbral de concentración de contaminantes por debajo del cual no se manifiestan efectos adversos.

Los valores numéricos PNEC se pueden calcular para cada receptor representativo de dos formas posibles. La primera de ellas va asociada a análisis deterministas, más conservadores, en los cuales la PNEC se obtiene mediante la selección del dato de toxicidad más sensible del conjunto de datos disponibles. Sobre éste se aplica un factor de seguridad que refleja el nivel de incertidumbre que existe según la cantidad de información disponible. Así, por ejemplo, cuando sólo se poseen datos de toxicidad aguda, el factor de seguridad es mayor que si se dispone de datos de toxicidad crónica, ya que estos últimos reflejan más fielmente el concepto de PNEC. Este sistema se emplea en las valoraciones de riesgo de la Unión Europea (ECB, 1996a) y en el desarrollo de criterios de calidad de agua, que equivalen a valores PNEC en el medio acuático (Bro-Rasmussen et al., 1994).

La segunda aproximación de cálculo de PNEC se basa en análisis probabilísticos (USEPA, 1986), mediante el análisis de la distribución teórica de la información ecotoxicológica disponible. Este método requiere disponer de gran cantidad de datos, por lo que su aplicación es menos frecuente. Los valores PNEC deben proceder de información científica, suficientemente validada, y ofrecer un nivel de protección adecuado para los grupos de organismos representativos.

Ciertas fuentes de información (Efroymsen et al., 1997 a-b, Sample et al., 1996 y USEPA, 1999) ofrecen valores PNEC para cada uno de los grupos de organismos representativos. Dichas fuentes han sido seleccionadas por ser las que a día de hoy ofrecen un mayor nivel de seguridad, especificidad e información. La decisión de utilizar valores de una u otra fuente se debe realizar desde el criterio de obtener la mejor representación del nivel de protección para cada uno de los grupos de organismos y mediante la revisión de criterios,

ensayos, parámetros de expresión ("endpoint"), factores de aplicación, conversiones y extrapolaciones, necesarios para la selección de estos valores.

Para aquellos compuestos que no están disponibles en las fuentes documentales seleccionadas, se puede acudir a valores incluidos en otras fuentes (por ejemplo, Vik et al., 1999) de menor valor documental.

En todo caso, deberán consultarse fuentes de reconocido prestigio en el ámbito internacional que garanticen la fiabilidad de los datos suministrados (ECDIN, ECOTOX, IRIS). Los valores PNEC deben ser derivados por profesionales en ecotoxicología siguiendo los protocolos establecidos (Unión Europea, 2002a; 2002b; 2002c). Para ello, se recomienda la utilización, siempre que estén disponibles, de valores PNEC ya establecidos por fuentes oficiales. Este tipo de datos sufre continuas actualizaciones a medida que el progreso científico y técnico permite el desarrollo de nuevos experimentos.

En el cuadro 9.2 se citan los organismos más importantes que proporcionan información sobre valores PNEC.

Cuadro 9.2 Principales fuentes de información ecotoxicológica en análisis de riesgos para los ecosistemas.
<ul style="list-style-type: none"> • Efroymson, R.A; Will, M.E; Suter, G.W; Wooten, A.C. 1997 a. Toxicological Benchmarks for Screening Contaminants of Potential Concern for Effects on Terrestrial Plants: 1997 Revision. ES/ER/TM-85/R3. Lockheed Martin Energy Systems, Inc. Oak Ridge National Laboratory. U.S.A. • Efroymson, R. A; Will, M. E; Suter, G.W. 1997 b. Toxicological Benchmarks for Contaminants of Potential Concern for Effects on Soil and Litter Invertebrates and Heterotrophic Process: 1997 Revision. ES/ER/TM-126/R2. Lockheed Martin Energy Systems, Inc. Oak Ridge National Laboratory. U.S.A. • USEPA. 1976a. Environmental Protection Agency. Quality criteria for water (requirements for propagation of aquatic life). Office of water regulations and standards. EPA/440/5-86-001. Washington, DC. • USEPA. 1976b. Environmental Protection Agency. Quality criteria for water (stream waters). Office of water regulations and standards. EPA/440/5-86-001. Washington, DC. • USEPA. 1999. Environmental Protection Agency. A screening level ecological risk assessment protocol for hazardous waste combustion facilities. Peer review draft. US EPA. Office of solid waste. US EPA Region VI. Multimedia Planning and Permitting Division. EPA 530-D-99-001. • Sample, B. E; Opresko, D.M; Suter, G.W. 1996. Toxicological Benchmarks for Wildlife: 1996 Revision. ES/ER/TM-86/R3. Lockheed Martin Energy Systems, Inc. Oak Ridge National Laboratory. U.S.A. • Vik, E.A; Breedveld, G; Farestveit, T., 1999. Guidelines on risk assessment of contaminated sites. Norwegian Pollution Control Authority. Oslo, Norway. ISBN 82-7655-192-0. • Directiva 78/659/CEE del Consejo, de 18 de julio de 1978 relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces. • Real decreto 995/2000, de 2 de Junio, por el que se fijan objetivos de calidad para determinadas sustancias contaminantes y se modifica el Reglamento de dominio público hidráulico, aprobado por el Real Decreto 849/1986, de 11 de Abril. • ECDIN Data Base. 2002. Environmental Chemical Data and Information Network. Joint Research Centre of the Commission of the European Communities. • ECOTOX Data Base. 2000. Ecological Modelling and Ecotoxicology. US Environmental Protection Agency.

Para los organismos del suelo (plantas, vertebrados y microorganismos) deberán considerarse, al menos, los grupos de organismos y vías de exposición indicados en la tabla 9.1.

En el caso de los organismos acuáticos, deberán considerarse, al menos, los grupos de organismos y vías de exposición indicadas en la tabla 9.1.

Los valores de PNEC en el medio acuático se suelen establecer a partir de los objetivos de calidad del agua. Representan un umbral ecotoxicológico y se utilizan para regular la concentración máxima admisible de cada sustancia que puede llegar al medio receptor. En este sentido

la legislación nacional (Real Decreto 995/2000) recoge actualmente 28 sustancias prioritarias (19 orgánicos, 2 inorgánicos y 7 metales), seleccionadas en función de su toxicidad, persistencia, bioacumulación, elevado volumen de producción o uso, y sobre las cuales se dispone de suficiente información para definir las como sustancias prioritarias (Directiva 76/464/CEE). Otras fuentes informativas a utilizar son los criterios de calidad de las aguas para la vida piscícola (Directiva 78/659/CEE) o los desarrollados por la USEPA (USEPA, 1976a, 1976b).

Para los vertebrados terrestres (aves y mamíferos) deberán considerarse las vías de exposición indicadas en la tabla 9.1.

Los datos de toxicidad en especies de vertebrados provienen en su mayoría de datos generados con especies de laboratorio con el fin de estimar el riesgo en humanos. En estos casos no es posible una extrapolación directa, puesto que las especies silvestres pueden tener características fisiológicas y bioquímicas muy diferentes (tasa de ingestión, metabolismo, etc.). Además, los ensayos con especies de laboratorio no tienen en cuenta factores de índole ecológica y etológica (competitividad, dependencia de otras especies, cambios estacionales de temperatura, disponibilidad de alimento, etc.), factores de gran relevancia que pueden influir sobre la sensibilidad de estas especies a los diferentes contaminantes. Tampoco tienen en cuenta los parámetros significativos en la valoración de efectos a largo plazo en las poblaciones naturales, como son la reproducción o el desarrollo.

Entre los desarrollos metodológicos disponibles que pueden utilizarse en la estimación de la PNEC en vertebrados, destacan aquellos que se basan en la conversión de datos de toxicidad para especies de laboratorio en datos de toxicidad para especies silvestres (Sample et al., 1996; USEPA, 1999).

Estos valores PNEC en aves y mamíferos pueden ser utilizados en una primera aproximación para el cálculo del riesgo de un suelo contaminado, pero en la aplicación de estos valores debe tenerse en cuenta una serie de consideraciones inherentes a la escala y el tipo de escenario en el que se está trabajando:

- 1) Los datos disponibles de PNEC representan toxicidades **vía ingestión**. Las exposiciones **vía inhalación o contacto dérmico** no han sido incluidas debido a la escasez de información y de metodología científica para evaluar estas vías. Así mismo, tampoco se incluye una metodología para la valoración de efectos en otros vertebrados (reptiles y anfibios) debido a la escasez informativa existente respecto a datos de toxicidad en estos grupos.
- 2) Los datos de PNEC están referidos a especies de aves y mamíferos características de Norteamérica. La utilización de esta información en la Comunidad de Madrid requiere determinados ajustes, para lo cual se ha de realizar una aproximación basada en la analogía entre las especies norteamericanas y las ibéricas, utilizando criterios de índole ecológica, etológica y de hábitos alimenticios por encima de otras consideraciones.

Cuadro 9.3 Principios generales para derivar datos de PNEC.
<ul style="list-style-type: none"> • Cuanto más sencilla es la metodología desarrollada para realizar la extrapolación, menor resulta la incertidumbre en la estimación de las NOAEL en especies silvestres. • Con el fin de reducir la incertidumbre de la extrapolación en las diferencias fisiológicas entre aves y mamíferos, se utilizan los datos de toxicidad en especies de mamíferos exclusivamente para estimar las NOAEL en mamíferos silvestres, y las NOAEL de aves para estimar las NOAEL en aves silvestres. • Las NOAEL experimentales de laboratorio pueden ser utilizadas para estimar las NOAEL en especies silvestres. Es recomendable ajustar la dosis de acuerdo a las diferencias en el tamaño del animal. • Las NOAEL experimentales de laboratorio pueden obtenerse de fuentes bibliográficas científicas y bases de datos.

9.1.2. Análisis de la exposición

Una vez que se ha determinado la concentración de cada contaminante significativo en cada uno de los puntos de exposición, es necesario cuantificar la proporción a la que finalmente se hallan expuestos los receptores, es decir, las **concentraciones** ambientales y las **ingestas** orales.

El análisis de la exposición se apoya en la determinación del parámetro denominado **PEC** (Predictive Exposure Concentration), deberá realizarse para cada uno de los receptores representativos y vías de exposición seleccionadas (tabla 9.3).

Tabla 9.3 PECs disponibles para grupos de receptores y sus vías de exposición		
Principales grupos de receptores	Vías de exposición relevantes	PEC
Receptores terrestres (Vertebrados: aves y mamíferos)	Inhalación	N.D.
	Ingestión (agua y alimento)	[alimento]
	Contacto dérmico	N.D.
Receptores terrestres (Plantas)	Absorción radicular	[suelo]
	Absorción foliar	N.D.
Receptores terrestres (Otros organismos del suelo: invertebrados y microorganismos)	Ingestión + Contacto	[suelo]
Receptores acuáticos (vertebrados, invertebrados y plantas acuáticas)	Ingestión + Contacto	[agua]

N.D.: No disponible
[]: concentración

Los valores de PEC dependen de diversos parámetros, los cuales hacen referencia a características de los contaminantes, el medio y los receptores. En el cuadro 9.4, se expresa de forma esquemática, los principales parámetros necesarios para el cálculo de los valores de PEC.

Cuadro 9.4 Parámetros necesarios para derivar los valores de PEC
<ul style="list-style-type: none"> • Distribución espacial a lo largo del tiempo de cada uno de los contaminantes. • Tamaño y extensión del área contaminada. • Biodisponibilidad de cada uno de los contaminantes. • Peso vivo y tasa de ingestión de los receptores vertebrados considerados. • Composición de la dieta de cada uno de los receptores vertebrados considerados.

Cuando no se disponga de información sobre cada uno de estos parámetros, se podrán utilizar por defecto hipótesis conservadoras que permitirán realizar un análisis preliminar:

- Se asume que los contaminantes están presentes en el 100% del área contaminada y se utiliza por defecto el dato de concentración máxima o percentil 90 (cuando exista un número suficiente de datos) para cada uno de los contaminantes.
- El 100% del área de estudio está contaminada.
- La biodisponibilidad de cada uno de los contaminantes es del 100%.
- Se utilizan los datos de menor peso vivo disponibles que corresponde a la mayor tasa de ingestión.
- La composición de la dieta se estima en un 100% de alimento contaminado.

9.1.2.1. Concentración de exposición en suelos

La estimación preliminar del valor PEC para cada contaminante deberá realizarse a partir de la concentración de los mismos en los primeros 50 cm del suelo, zona con mayor actividad biológica y, por tanto, más representativa. Cuando no se disponga de información sobre los parámetros anteriormente mencionados se recomienda la selección del valor máximo o percentil 90 (para un número de muestras >30) como valor PEC.

Para aquellos compuestos que de forma natural aparecen en el suelo, podría ocurrir que las concentraciones "naturales" sean superiores a los valores de PNEC. Este hecho ha sido atribuido a las diferencias existentes entre las especies y condiciones de ensayo en laboratorio y las especies naturales. En condiciones de ensayo, no existe una aclimatación previa a la presencia de estos compuestos, mientras que las poblaciones naturales son capaces de evolucionar y adaptarse a un rango amplio de concentraciones naturales de los suelos (Fairbrother and Kapustka, 1997).

A pesar de que este hecho ha sido considerado por la UE y USEPA como un factor limitante en el desarrollo y aplicación de valores PNEC de suelo (USEPA, 2000b), no existe hoy en día un criterio establecido para abordar el problema, aunque sí se aconseja tener en consideración los valores de fondo de estos compuestos en el desarrollo y toma de decisiones de la valoración de riesgo.

Por ello, es aconsejable comparar las concentraciones obtenidas (PEC), con valores técnicos de referencia para la zona dada y reajustar el cálculo de la PEC mediante la resta de dicho valor.

9.1.2.2. Concentración de exposición en aguas superficiales

Cuando se identifique este medio como relevante en la valoración de riesgo, deberá estimarse la PEC siguiendo las pautas descritas en el apartado anterior (valor máximo o percentil 90). Así mismo, deberán tenerse en cuenta, en el cálculo de la PEC, aquellos compuestos presentes en las aguas de forma natural y aquellos cuya presencia pueda ser asociada a focos contaminantes distintos del emplazamiento de estudio, ubicados aguas arriba.

9.1.2.3. Concentración de exposición por ingesta de alimento

La estimación de este valor PEC representa la dosis de ingestión de alimento. Para calcularla es necesario conocer:

- Hábitos alimenticios de los receptores vertebrados seleccionados: herbívoros, omnívoros y carnívoros.
- Tasa de ingestión, que depende fundamentalmente del peso vivo de los vertebrados receptores que hayan sido seleccionados.
- Porcentaje de alimento contaminado en la zona de estudio.

Cuando no se disponga de información sobre cada uno de estos parámetros, se podrán utilizar por defecto valores conservadores para realizar un análisis preliminar. Teniendo en cuenta esta premisa, el cálculo de la PEC (mg/kg pv.d) por ingestión en herbívoros y omnívoros se realiza mediante las siguientes fórmulas:

$$PEC_{herbívoros} = \sum TI_{p,c} C_p x P_p x F_p + \sum TI_{p,c} C_p x P_p + \sum TI_{a,c} C_a x P_a$$

$$PEC_{omnívoros} = \sum TI_{p,c} C_p x P_p x F_p + \sum TI_{p,c} C_p x P_p x F_p + \sum TI_{p,c} C_p x P_p + \sum TI_{a,c} C_a x P_a$$

donde:

TI_d (kg/kg pv día)	Tasa ingestión de alimento (plantas e invertebrados)
TI_s (kg/kg pv día)	Tasa ingestión de suelo
TI_a (l/kg pv día)	Tasa ingestión de agua de bebida
C_p (mg/kg ps)	Concentración en plantas ($C_s \times BCF \times 0,12$)
C_i (mg/kg ps)	Concentración en invertebrados ($C_s \times BCF$)
C_s (mg/kg)	Concentración en el suelo (PEC suelo)
C_a (mg/l)	Concentración en el agua (PEC agua)
BCF	Factor de bioacumulación
F_p (tanto por uno)	Fracción de dieta consistente en plantas
F_i (tanto por uno)	Fracción de dieta consistente en invertebrados
P_p (tanto por uno)	Porcentaje de plantas contaminado
P_i (tanto por uno)	Porcentaje de invertebrados contaminados
P_s (tanto por uno)	Porcentaje de suelo contaminado
P_a (tanto por uno)	Porcentaje de agua contaminada

pv = peso vivo

ps = peso seco

Para compuestos orgánicos volátiles deberá estimarse además la acumulación en plantas vía absorción mediante la estimación de la concentración en aire.

En caso de no disponer de toda la información necesaria, el cálculo se realiza mediante una aproximación conservadora, por lo que se estima que la dieta es exclusiva de plantas e invertebrados ($\Sigma F=1$) y que el total del alimento está contaminado ($P_p = P_i = P_s = P_a = 1$).

En este enfoque es necesario seleccionar previamente las especies de aves y mamíferos receptoras ya que datos como la tasa de ingestión son específicos para cada una de ellas. Teniendo en cuenta la disponibilidad de información existente, referida a especies de Norteamérica, y la diferencias existentes con las especies peninsulares, es necesario realizar una aproximación basada en la analogía en los siguientes criterios: proximidad filogenética, similitudes morfogenéticas, semejanza de hábitat, de hábitos alimentarios y distribución geográfica. De este modo, se han seleccionado las especies que se indican en la tabla 9.4.

Tabla 9.4 Aproximación de especies alóctonas y autóctonas por cada grupo de receptores		
Grupo	Especies Alóctonas	Especies Autóctonas
Aves herbívoras	Zenaida macronia	Columba livia (paloma bravía)
Aves omnívoras	Cistothorus palustris	Troglodytes troglodytes (chochín)
Mamíferos herbívoros	Peromyscus maniculatus	Musculus domesticus (ratón de campo)
Mamíferos omnívoros	Cryotis paiva	Crociodura russula (musaraña)

Se incluyen en el Anexo 4 los valores de las tasas de ingestión de alimento (TI_d), de agua (TI_a) y suelo (TI_s) para los vertebrados seleccionados y los valores de BCF en plantas e invertebrados para ciertos contaminantes.

9.1.3. Caracterización del riesgo

La caracterización del riesgo es el paso final del proceso de análisis de riesgos. La cuantificación del riesgo ecológico de un suelo contaminado se realiza mediante la comparación de los parámetros PEC y PNEC en cada medio y grupo taxonómico de riesgo, de la siguiente forma:

- PEC suelo / PNEC organismos del suelo
- PEC ingesta alimentos / PNEC vertebrados
- PEC agua / PNEC organismos acuáticos.

Si la PEC es igual o menor que la PNEC se considera que el terreno contaminado no genera riesgo ecológico, mientras que si la PEC es superior a la PNEC, se identifica como zona de riesgo potencial.

Cuadro 9.5 Criterios de aceptabilidad del riesgo para los ecosistemas
PEC > PNEC ⇒ RIESGO INACEPTABLE
PEC ≤ PNEC ⇒ RIESGO ACEPTABLE

Los valores del cociente PEC/PNEC ayudan a discernir entre los diferentes receptores sometidos a riesgo y las rutas de exposición implicadas en el mismo. De este modo, el análisis de riesgos orienta los esfuerzos que posteriormente deban realizarse para aumentar la especificidad del estudio.

9.2. Análisis de riesgos detallado

Esta etapa del análisis de riesgos debe acometerse en la medida que los resultados del análisis simplificado indiquen niveles de riesgo inadmisibles. Un análisis detallado exige disponer de más recursos cuanto mayor sea el grado de especificidad requerido.

Entre los recursos disponibles para realizar un análisis de riesgos detallado cabe destacar los siguientes:

- Cuando se identifique un riesgo en alguno de los grupos de organismos del suelo o acuáticos, es aconsejable ajustar la concentración de exposición (PEC) teniendo en cuenta los mecanismos de degradación y transporte de los contaminantes con el fin de estimar la concentración media durante el período de exposición.

Así mismo, el parámetro de toxicidad (PNEC) puede ser ajustado mediante la realización de bioensayos de toxicidad estandarizados con muestras de campo, de forma que permita evaluar el efecto conjunto de la mezcla de contaminantes biodisponibles sobre los organismos a proteger. En el caso de compuestos cuya toxicidad se encuentra fuertemente asociada a las características del suelo (fundamentalmente contenido de materia orgánica y pH), puede realizarse una aproximación previa mediante la interpretación y ajuste de los datos de toxicidad tal y como describen algunas fuentes (USEPA, 2000b).

En el caso de que, tras la aplicación de alguna de las medidas anteriores, siga identificándose un riesgo, es recomendable la realización de estudios de campo sobre la diversidad y abundancia de las comunidades animales y/o vegetales presentes en el suelo de estudio.

- Para realizar un análisis detallado del riesgo asociado a vertebrados, se requiere la conversión del escenario genérico a escenarios tipo, característicos y representativos del emplazamiento objeto de análisis. Así mismo, requiere la selección de especies representativas para cada uno de estos escenarios (basado en su distribución geográfica, hábitats característicos, nivel trófico al que pertenece, estrategias reproductivas, frecuencia y abundancia estacional en las zonas de estudio, sensibilidad, etc.) y un nivel de información adecuado referente a cada una de ellas, fundamentalmente acerca de pautas de comportamiento, hábitos alimenticios y parámetros corporales (tamaño, peso vivo, tasas de ingestión, etc.).

Por otro lado, siempre que se justifique convenientemente la selección de otras especies representativas de cada grupo, distintas de las descritas en el análisis simplificado (tabla 9.7), podrán incluirse en el análisis de riesgo. Esto permitirá recalcular y adaptar los valores PEC y PNEC como se describe a continuación.

Una vez seleccionadas estas especies, podrán ajustarse las tasas de ingestión para el cálculo de la PEC, mediante comparación con otras especies análogas incluidas en protocolos estandarizados (USEPA, 1999), fórmulas establecidas en otras fuentes (IHOBE, 1999) o datos disponibles en bibliografía científica. Así mismo, siempre que se justifique adecuadamente, podrán sustituirse los valores conservadores de F_p y F_i (fracción de dieta consistente en plantas e invertebrados) y P_p y P_i (porcentaje contaminado de plantas e invertebrados) por datos más realistas, procedentes de estudios ecológicos específicos.

En cuanto al cálculo de la concentración de contaminante en alimento, basado en el BCF a partir del log Kow, es aconsejable utilizar metodologías con un mayor grado de desarrollo que permitan obtener una mayor información, ya sea porque representen un mayor número de vías de exposición (suelo, solución del suelo y aire), o porque aporten datos sobre acumulación en diferentes fases de crecimiento y/o partes de las plantas, por ejemplo, semillas, muy representativas para aves granívoras. Entre ellas cabe destacar tanto las basadas en modelos de partición suelo-aire-planta (Trapp & Melcher, 1996; Trapp et al., 1995), como las incluidas en el protocolo de valoración de riesgo de sustancias industriales de la UE (ECB, 1996 a-b). Estos planteamientos requieren un nivel de modelización complejo, y no representan ni la diversidad, ni los diferentes estadios de crecimiento del ciclo vegetativo. Por ello, una alternativa recomendable, es la recogida y análisis de muestras biológicas en campo para su inclusión en el estudio, aplicable tanto en el caso de plantas como de invertebrados.

Así mismo, mediante la aproximación descrita por Sample et al., 1996, podrán ajustarse las NOAEL de laboratorio a NOAEL en la especie seleccionada, de acuerdo a las diferencias de tamaño del animal.

En el caso de que tras la aplicación de una o varias de las aproximaciones indicadas anteriormente, siga identificándose un riesgo, es recomendable la realización de estudios de campo más profundos.

Los estudios de campo representan un nivel de información muy valioso, aunque acometer este tipo de trabajos requiere una importante capacitación profesional y un buen conocimiento de la situación ambiental, por lo que se recomienda la participación de equipos multidisciplinares con experiencia y formación técnico-científica en el tema. Las principales fuentes de información en los estudios de campo son:

- Estudios de las biocenosis y dinámica poblacional en el ecosistema afectado (biodiversidad, abundancia, hábitos alimenticios, etc.).
- Biomarcadores de exposición o efecto. Son indicadores biológicos que señalan un acontecimiento o una situación en una muestra o sistema biológico, proporcionando una medida de la exposición, del efecto o de la susceptibilidad del organismo expuesto.
- Bioacumulación de contaminantes en órganos diana de receptores específicos (vertebrados).
- Valoración de efectos específicos en las poblaciones de riesgo (carcinogénesis, mutagénesis, etc.).

Debe también tenerse en cuenta que cuando se lleva a cabo un análisis de riesgos para emplazamientos o especies que se encuentran catalogados con alguna figura de protección, puede ser necesario utilizar un análisis detallado para algunos aspectos concretos de estos sistemas naturales. Por otro lado, suelen existir más datos científicos y técnicos ya elaborados de estas áreas/especies, lo que puede facilitar el análisis.

El presente capítulo desarrolla los principios y criterios que deben regir la gestión de riesgos en casos de contaminación de suelos en la Comunidad de Madrid.

En su concepción más general, la gestión de riesgos es el proceso en el que, a partir de los resultados de un análisis de riesgos (simplificado o detallado), se evalúan las posibles alternativas de actuación tendentes a controlar los riesgos analizados, se selecciona la más adecuada desde una perspectiva técnica, económica y ambiental, y se pone en práctica dicha alternativa.

Aunque tradicionalmente se ha separado evaluación y gestión de riesgos, la aplicación de la actual política de suelos contaminados de la Comunidad de Madrid prevé una estrecha vinculación entre ambas, de modo que el alcance de las actuaciones de control de los riesgos a lo largo del proceso de gestión de un suelo potencial o realmente contaminado sea coherente con el conocimiento de la problemática del emplazamiento de que se dispone en cada momento (ver capítulo 3).

Así, ya en la primera etapa del diagnóstico (Investigación Preliminar), cuando sus resultados indican una afección significativa de la calidad del suelo del emplazamiento, se ofrecen dos posibilidades de actuación: acometer la recuperación del mismo mediante la descontaminación de los medios afectados (es decir, saneando hasta concentraciones acordes con los COCS aplicables) o acometer una Investigación Detallada que incluye un análisis de riesgos apoyado en las características específicas del emplazamiento. La primera opción supone, en general, una actuación conservadora pero coherente con el limitado conocimiento del problema que en esta etapa se tiene. La segunda opción permite, en general, establecer objetivos de recuperación menos estrictos, además de incorporar medidas de gestión de riesgos distintas del saneamiento.

Cuando los resultados de la Investigación Preliminar identifican una afección pero se concluye que ésta no es significativa, en general deben ponerse en práctica medidas de control y seguimiento ambiental del emplazamiento, cuyo alcance se decidirá caso por caso.

Si en la segunda etapa del diagnóstico (Investigación Detallada) se concluye que los niveles de riesgo son aceptables, no será preciso acometer actuaciones de recuperación aunque sí llevar a cabo un control y seguimiento ambiental del emplazamiento, cuyo alcance también se decidirá caso por caso. Si, por el contrario, los niveles de riesgo diagnosticados no son aceptables, será preciso acometer actuaciones de recuperación del emplazamiento.

La selección de las actuaciones de recuperación en los casos que las requieren constituye una tarea clave del proceso de gestión de riesgos. Dicha selección ha de partir de una identificación clara de los elementos que caracterizan las situaciones críticas, es decir, los contaminantes y medios, las vías de exposición y los receptores para los cuales los riesgos se han considerado inaceptables.

Asumiendo que el objetivo básico de toda recuperación es reducir la exposición de los

receptores hasta niveles que supongan riesgos aceptables, las múltiples posibilidades de actuación se pueden encuadrar en alguna de las siguientes líneas genéricas:

- Disminuir las concentraciones de los contaminantes críticos en los medios que desencadenan los riesgos inaceptables, es decir, acometer actuaciones de saneamiento de las fuentes de riesgo.
- Actuar sobre los mecanismos de movilización de los contaminantes críticos con el fin de reducir sus concentraciones en los medios de contacto y puntos de exposición (concentraciones de exposición). Esta línea agrupa diversas soluciones de ingeniería, algunas de las cuales van orientadas a reducir la movilidad de los contaminantes mediante la creación de una matriz estable (confinamiento) y otras a limitar su migración hasta los puntos de exposición mediante barreras físicas (elementos de contención, drenes de aguas o vapores, etc.).
- Reducir las posibilidades de exposición de los receptores críticos, bien modificando sus patrones de actividad (tiempo y frecuencia de exposición), bien limitando el uso de los recursos que actúan como medios de contacto (suelo, aguas, etc.) a través de medidas físicas (control de accesos, clausura de captaciones de agua, etc.) o de gestión (restricciones de uso).

Las opciones anteriores no son excluyentes y, de hecho, es frecuente que la solución óptima consista en una combinación de varias medidas de distinto carácter. En cualquier caso, para que una solución de recuperación sea aceptable, debe cumplir, al menos, las siguientes condiciones:

- Ser viable desde la perspectiva técnica, económica y ambiental.
- Ser permanente, es decir, tener la robustez suficiente como para garantizar que los niveles residuales de riesgo son aceptables no sólo a corto sino también a largo plazo, dentro de los horizontes temporales previsibles.

Los principios básicos de gestión recogidos en el Plan Regional (consecución de la funcionalidad a corto y medio plazo y de la multifuncionalidad a largo plazo) tienen implicaciones en la gestión de riesgos, las cuales se plasman, entre otros aspectos, en los siguientes criterios a tener en cuenta a la hora de definir soluciones de recuperación:

- Las soluciones basadas en actuaciones de saneamiento de las fuentes de riesgo son preferibles frente a cualesquiera otras.
- Cuando no resulte viable resolver el problema sólo con actuaciones de saneamiento de las fuentes de riesgo, éstas se complementarán con otras que incidan en los mecanismos de movilización de los contaminantes.
- Las actuaciones tendentes a reducir la exposición de los receptores mediante la limitación del uso de los recursos que actúan como medio de contacto sólo pueden tener carácter temporal y, en todo caso, deben ir acompañadas de medidas de saneamiento y/o reducción de la migración de los contaminantes.
- Sólo excepcionalmente, y con la debida justificación, se podrá aceptar que una solución de recuperación no incluya ninguna actuación de saneamiento.
- El depósito directo de suelos contaminados en vertederos controlados no constituye una actuación de saneamiento, en la medida que no se promueve activamente una reducción de las concentraciones de contaminantes en el suelo. El depósito en vertedero sólo será aceptable cuando resulte inviable cualquier tratamiento de saneamiento de los suelos y, en todo caso, deberá incorporar medidas que permitan reducir la cantidad de suelo destinada a vertedero y/o la movilidad de los contaminantes presentes en el suelo.

Por otra parte, la gestión de riesgos ha de contemplar la urgencia que requiere la puesta en práctica de las actuaciones de recuperación. Aparte de otros condicionantes que habitualmente entran en juego, dicha urgencia viene determinada por la ubicación en el tiempo (corto, medio o largo plazo) de los escenarios en los que se han diagnosticado riesgos inaceptables y, en relación con ella, por la previsible evolución temporal de la contaminación a través de las rutas críticas.

A este respecto, la incorporación de la atenuación natural en la gestión de riesgos es adecuada siempre que las características del suelo y de los contaminantes implicados hagan razonable pensar que los mecanismos de atenuación natural van a ser relevantes. En tal caso, dichos mecanismos deberían contemplarse en el análisis de riesgos de los escenarios futuros y, consecuentemente, sus efectos habrían de estar reflejados en las conclusiones de aquél. Sea como sea, la atenuación natural no puede considerarse como una actuación de recuperación en sentido estricto, sino como un elemento a tener en cuenta en el establecimiento de los objetivos de recuperación a corto plazo y en el diseño del control y seguimiento ambiental del emplazamiento.

La aplicación práctica a la gestión de riesgos de los principios de prevención y anticipación se traduce en que el alcance y momento de ejecución de las actuaciones de recuperación tengan que guiarse por los siguientes criterios:

- Cuando los riesgos sean inaceptables tanto en la situación actual del emplazamiento como en situaciones futuras, la recuperación se diseñará de acuerdo con la más restrictiva. La puesta en práctica de las actuaciones de recuperación puede ser progresiva siempre que se garantice que los niveles residuales de riesgo son aceptables en todo momento.
- Cuando los riesgos sean inaceptables sólo en la situación actual o sólo en una situación futura, la recuperación se diseñará de acuerdo con la situación que motiva la recuperación. Si la situación futura es fruto de cambios de uso del suelo, la materialización de los mismos quedará condicionada a la completa ejecución de las actuaciones de recuperación.

Para poder evaluar la viabilidad de las distintas alternativas de actuación y compararlas, es preciso proceder a la definición básica de las mismas, la cual ha de partir del cálculo, para cada contaminante, medio de contacto y escenario con riesgos inaceptables, de las concentraciones umbral de exposición. Dichas concentraciones son las máximas que, de acuerdo con las pautas de exposición asumidas en el análisis de riesgos, tendrían asociado un nivel de riesgo aceptable para los receptores considerados. En las alternativas que incluyan actuaciones de saneamiento, se deben calcular además las concentraciones máximas admisibles en los medios a sanear correspondientes a las concentraciones umbral de exposición. Tales concentraciones máximas servirán para cuantificar los objetivos del saneamiento y evaluar la viabilidad de diferentes tecnologías.

Si la aplicación de los principios y criterios anteriores conduce a identificar varias alternativas de actuación viables en términos técnicos, económicos y ambientales, se considerará como solución óptima aquella cuya implantación tenga asociado el menor impacto ambiental.

BIBLIOGRAFÍA

- ACGIH 2002. American Conference of Governmental Industrial Hygienists. Threshold Limit Values for Chemical Substances and Physical Agents. Biological Exposure Indices.
- ASTM 1995. Standard guide for risk-based corrective action applied at petroleum release sites. American Society for Testing and Materials. E 1739 - 95.
- ASTM 2000. Standard guide for risk-based corrective action. American Society for Testing and Materials. E 2081-00.
- ANPA. 1998. Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente. Criteri per la definizione dei limiti di accettabilità generici (LAG) della contaminazione dei suoli, delle acque sotterranee e superficiali.
- ANPA. 1999. Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente. ROME, Manuale del software per l'Analisi di Rischio.
- API. 2001. Risk-Based Methodologies for Evaluating Petroleum Hydrocarbon Impacts at Oil and Natural Gas E&P Sites. Regulatory and Scientific Affairs Department. API publication number 4709.
- Baes C.F., Sharp, R.D., Sjoreen, A.L., Shor, R.W. 1984. A review and analysis of parameters for assessing transport of environmental released radionuclides. Compound data for organic solvents. Values used for further calculations through agriculture. Oak Ridge National Laboratory, USA.
- Bonazountas et al. 1984 – 1986. Seasonal Soil Compartment Model (SESOIL). U.S. EPA Office of Water and Office of Toxic Substances – Oak Ridge National Laboratory (ORNL).
- Bro-Rasmussen et col. 1994. EEC water quality objectives for chemicals dangerous to aquatic environments (list 1). Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, 137:83-110.
- CARACAS. 1998a. Concerted action on risk assessment for contaminated sites in the European Union (1996 – 1998). Volume 1: Scientific Basis. LQM Press.
- CARACAS. 1998b. Concerted action on risk assessment for contaminated sites in the European Union (1996 – 1998). Volume 2: Policy Framework. LQM Press.
- CCME. 1991. Canadian Council of Ministers of the Environment Interim Canadian. Environmental quality criteria for contaminated sites. CCME EPC-CS34.
- CONCAWE. 1985. Health aspects of petroleum fuels – potential hazards and precautions for individuals classes of fuels. Report No. 85/51.
- Cowherd et al. 1985. Rapid assessment of exposure to particulate emissions from surface contamination sites. Midwest Research Institute.
- De Miguel, Eduardo et al. 2002. Determinación de niveles de fondo y niveles de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de la Comunidad de Madrid. Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España. Serie: Medio Ambiente. Terrenos contaminados, nº 2.
- DEFRA-EA. 2002a. UK Department Of The Environment, Food And Rural Affairs And The Environment Agency. CLR 7: Assessment of risks to human health from land contamination: an overview of the development of guideline values and related research.
- DEFRA-EA. 2002b. UK Department Of The Environment, Food And Rural Affairs And The Environment Agency. CLR 8 Priority contaminants report.
- DEFRA-EA. 2002c. UK Department Of The Environment, Food And Rural Affairs And The Environment Agency. CLR 9 Contaminants in soil: collation of toxicological data and intake values for humans.

- DEFRA-EA. 2002d. UK Department Of The Environment, Food And Rural Affairs And The Environment Agency. CLR 10 The contaminated land exposure assessment model (CLEA): technical basis and algorithms.
- DEFRA-EA. 2002e. UK Department Of The Environment, Food And Rural Affairs And The Environment Agency. Contaminants in Soil: Collation of Toxicological Data and Intake Values; TOX 1 Arsenic, TOX 2 Benzo[a]pyrene, TOX 3 Cadmium, TOX 4 Chromium, TOX 5 Compounds of inorganic cyanide, TOX 6 Lead, TOX 7 Mercury, TOX 8 Nickel, TOX 10 Selenium.
- DEFRA-EA. 2002f. UK Department Of The Environment, Food And Rural Affairs And The Environment Agency. Soil Guideline Value Reports for Individual Soil Contaminants; SGV 1 Arsenic, SGV 3 Cadmium, SGV 4 Chromium, SGV 5 Compounds of inorganic mercury, SGV 7 Nickel, SGV 9 Selenium, SGV 10 Lead.
- DEPA. 1999. Danish Environmental Protection Agency. Remediation of contaminated sites.
- DEPA. 2002. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen. Oprydning på forurenede lokaliteter. Vejledning fra Miljøstyrelsen, nr. 7 (Guidelines on Remediation of contaminated sites, No 7).
- DHI. 1996. DHI Water & Environment. Humantoksikologiske vurderinger i forbindelse med depotindsatsen. Arbejdsrapport nr. 16-1996.
- Directiva 76/464/CEE del Consejo, de 4 de mayo de 1976, relativa a la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas vertidas en el medio acuático de la Comunidad.
- Directiva 78/659/CEE del Consejo, de 18 de julio de 1978 relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces.
- Directiva 86/280/CEE relativa a los valores límite y los objetivos de la calidad para los residuos de determinadas sustancias peligrosas comprendidas en la lista I del Anexo de la Directiva 76/464/CEE.
- Directiva 91/414/CEE del Consejo, de 15 de julio de 1991, relativa a la comercialización de productos fitosanitarios.
- Directiva 91/676/CEE relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en agricultura.
- Directiva 98/83/CE del Consejo, de 3 de noviembre de 1998, relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano.
- Directiva CEE/93/67 de la Comisión, de 20 de julio de 1993, por la que se fijan los principios de evaluación de riesgos, para el ser humano y el medio ambiente, de las sustancias notificadas de acuerdo a la Directiva 67/548/CEE del Consejo.
- Domenico. 1987. An analytical model for multidimensional transport of decaying contaminant species. *Journal of Hydrology*, vol. 91, p. 49-58.
- Domenico, P.A. and Schwartz, F.W. 1990. *Physical and Chemical Hydrogeology*. John Wiley & Sons.
- ECB 1996a. European Chemicals Bureau. Technical guidance documents in supporting of the Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and the Commission Regulation (EC) 1488/94 on risk assessment for existing substances. Ispra, Italy
- ECB 1996b. European Chemicals Bureau. European Union System for the Evaluation of Substances. Version 1.00.
- EA. 1999. UK Environment Agency. Methodology for the Derivation of Remedial targets for Soil and Groundwater to Protect Water Resources.
- EA. 2002. UK Environment Agency. Assessing Risks to Ecosystems from Land Contamination. G Bryns And M Cane. Ref. Nº. TR P299.
- Efroymsen, R.A.; Will, M.E.; Suter, G.W.; Wooten, A.C. 1997a. Toxicological Benchmarks for Screening Contaminants of Potential Concern for Effects on Terrestrial Plants: 1997 Revision. ES/ER/TM-85/R3. Lockheed Martin Energy Systems, Inc. Oak Ridge National Laboratory. U.S.A.
- Efroymsen, R. A.; Will, M. E.; Suter, G.W. 1997b. Toxicological Benchmarks for Contaminants of Potential Concern for Effects on Soil and Litter Invertebrates and Heterotrophic Process: 1997 Revision. ES/ER/TM-126/R2. Lockheed Martin Energy Systems, Inc. Oak Ridge National Laboratory. U.S.A.
- EUSTAT. 1993. Encuesta de presupuestos de tiempo. Servicio General de Publicaciones. Gobierno Vasco.
- Fairbrother, A., and L.A. Kapustka. 1997. Hazard classification of inorganic substances in terrestrial systems. International Council on Metals and the Environment. Ottawa, Canada.
- GSI 1998. Risk Based Corrective Action Tool Kit for chemical releases (RBCA). Groundwater Services, Inc.
- Hester & Harrison. 2001. Assessment and Reclamation of Contaminated Land, 2001. Status of Ecological Risk Assessment under the Part IIA regime, Michael Quint.
- IHOBE, S.A. 1998. Sociedad Pública de Gestión Ambiental. "Guía Metodológica para el análisis de riesgos para la salud humana y para los ecosistemas. Gobierno Vasco, Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente.
- IHOBE, S.A. 2003. Sociedad Pública de Gestión Ambiental. Análisis de riesgos para la salud humana y los ecosistemas. "Arriskugest". Manual de usuario. Departamento de Ordenación del territorio y Medio Ambiente, Gobierno Vasco.
- INHST. 2003. Límites de Exposición Profesional para Agentes Químicos para el año 2003. Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo (INSHT), Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales.
- IPCS. 1999. Organización Mundial de la Salud. International Programme on Chemical Safety. Principles for the assessment of risks to human health from exposure to chemicals. *Environmental Health Criteria* 210.
- IPCS. 2000. Organización Mundial de la Salud. International Programme on Chemical Safety. Human exposure assessment. *Environmental Health Criteria* 214.
- Johnson, P. C. and R.A. Ettinger. 1991. Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapors into buildings. *Environmental Science and Technology*, Vol. 25, p. 1445-1452.
- Jury et al. 1990. Evaluation of organic chemicals residing below the soil surface. *Water Resources Research*. Vol. 26, nº 1, p. 13-20.
- Kenaga, E.E. 1980. Correlation of bioconcentration factors of chemicals in aquatic and terrestrial organisms with their physical and chemical properties. *Environmental Science and Technology*, 14, p. 553-556.
- MADEP. 1994. Interim final petroleum report: Development of health-based alternative to the total petroleum hydrocarbon (TPH) parameter. Bureau of Waste Site Cleanup, Massachusetts Department of Environmental Protection.
- MADEP. 2002. Characterizing risks posed by Petroleum Contaminated sites: Implementation of MADEP VPH/EPH Approach, Final Policy. Bureau of Waste Site Cleanup, Massachusetts Department of Environmental Protection.
- McDonald, M.G., and Harbaugh, A.W. 1988. A modular three-dimensional finite-difference groundwater flow model. U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations. Vol. 6, cap. A1, 586 p.
- McMahon, A., Heathcote, J., Carey, M., Erskine, A. 2001. Guide to good practice for the development of conceptual models and the selection and application of mathematical models of contaminant transport processes in the subsurface. National Groundwater & Contaminated Land Centre. Environment Agency. UK. Report NC/99/38/2.
- NCM. 1995. Nordic Council of Ministers. Environmental Hazard Classification, 2nd edition.
- RAIS. 2002. Risk Assessment Information System. Toxicity Profiles. U.S. Department of Energy (DOE). Office of Environmental Management, Oak Ridge Operations (ORO) Office.
- Reglamento (CEE) nº 1488/94, de la Comisión 28 de junio de 1994, por el que se establecen los principios de evaluación de riesgos para el ser humano y el medio ambiente de las sustancias existentes, de acuerdo con el Reglamento (CEE) 793/93 del Consejo.
- Sample, B. E; Opresko, D.M; Suter, G.W. 1996. Toxicological Benchmarks for Wildlife: 1996 Revision. ES/ER/TM-86/R3. Lockheed Martin Energy Systems, Inc. Oak Ridge National Laboratory. U.S.A.
- Schroeder et al. 1994. The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model, handbook and documentation. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station – U.S. EPA.
- Soil Survey Staff 1951. Agriculture Handbook No. 18. U.S. Department of Agriculture. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C.
- Swartjes, F.A. 2002. Variation in calculated human exposure: Comparison of calculations with seven European human exposure models. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM). RIVM report 711701030/2002.
- TPHCGW. 1997a. Selection of Representative TPH Fractions Based on Fate and Transport Considerations. Volume 3. Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series, Massachusetts.
- TPHCGW. 1997b. Development of Fraction Specific Reference Doses (RfDs) and Reference Concentrations (RfCs) for Total Petroleum Hydrocarbons (TPH). Volume 4. Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series, Massachusetts.

- TPHCGW. 1998a. Analysis of Petroleum Hydrocarbons in Environmental Media. Volume 1. Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series, Massachusetts.
- TPHCGW. 1998b. Composition of Petroleum Mixtures. Volume 2. Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series, Massachusetts.
- TPHCGW. 1999. Human Health Risk-Based Evaluation of Petroleum Release Sites: Implementing the Working Group Approach. Volume 5. Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series, Massachusetts.
- Trapp et al. 1995. Plant contamination modeling and simulation of organic chemical processes. Lewis Publishers, Boca raton, Florida.
- Trapp, S. and D. Melcher. 1996. Dynamics of Chemicals in Plants - Physico-Chemicals Factors for Systemic Behaviour. In A.A.M. Del Re, E. Capri, S.P. Evans und M. Trevisan (Eds.): The Environmental fate of Xenobiotics. Proceedings of the X Symposium Pesticide. Edizioni La Goliardica Pavese, Italy.
- Travis et al. 1988. Bioconcentration of organics in beef, milk and vegetation. Environmental Science and Technology, Vol. 22, p. 271-274.
- Unión Europea. 2000. IUCLID Guidance Document, Version 1.1. European Chemical Industry Council (CEFIC).
- Unión Europea. 2002a. Guidance document on the risk assessment for Aquatic Ecotoxicology, 17 October 2002.
- Unión Europea. 2002b. Guidance document on the risk assessment for Terrestrial Ecotoxicology, 17 October 2002.
- Unión Europea. 2002c. Guidance document on the Risk Assessment for Birds and Mammals, 25 September 2002.
- Unión Europea. 2002d. Comunicación de la Comisión al Consejo, el Parlamento Europeo, el Comité Económico y Social y el Comité de las Regiones. Hacia una estrategia temática para la protección del suelo. COM (2002), 179 Final.
- USEPA. 1976a. Environmental Protection Agency. Quality criteria for water (requirements for propagation of aquatic life). Office of water regulations and standards. EPA/440/5-86-001.
- USEPA. 1976b. Environmental Protection Agency. Quality criteria for water (stream waters). Office of water regulations and standards. EPA/440/5-86-001.
- USEPA. 1986. US Environmental Protection Agency. Standard evaluation procedure: Ecological risk assessment. Office of pesticide programs. EPA 540/9-85-001.
- USEPA. 1989a. Environmental Protection Agency. Risk Assessment Guidance for Superfund. Vol I: Human Health Evaluation Manual (Part A). Office of Emergency and Remedial Response. EPA/540/1-89/002.
- USEPA. 1989b. Environmental Protection Agency. Risk. Exposure factors handbook. Office of Health and Environment Assessment. EPA/600/8-89/043.
- USEPA. 1992a. Framework for Ecological Risk Assessment. Office of Research and Development. EPA/630/R-92/001.
- USEPA. 1992b. Environmental Protection Agency. Guidelines for exposure assessment. Office of Research and Development. EPA/600/7-92/001.
- USEPA. 1995a. SCREEN3 Model User's Guide. U.S. EPA, Office of Air Quality Planning and Standards, Emissions, Monitoring, and Analysis Division. Research Triangle Park, North Carolina 27711. EPA-454/B-95-004.
- USEPA. 1995b. User's guide for the Industrial Source Complex (ISC3) dispersion models. U.S. EPA, Office of Air Quality Planning and Standards, Emissions, Monitoring, and Analysis Division. Research Triangle Park, North Carolina 27711. EPA-454/B-95-003a.
- USEPA. 1996a. Environmental Protection Agency. Soil screening guidance: User's guide. Office of Emergency and Remedial Response. EPA/540/R-96/018.
- USEPA. 1996b. Environmental Protection Agency. Soil Screening Guidance: Technical Background Document. Office of Solid Waste and Emergency Response. EPA/540/R-95/128.
- USEPA. 1997. Environmental Protection Agency. Guiding Principles for Monte Carlo Analysis. Office of Research and Development. EPA/630/R-97/001.
- USEPA. 1998. Guidelines for Ecological Risk Assessment. Office of Research and Development. EPA/630/R-95/002F.
- USEPA. 1999. Environmental Protection Agency. Screening level ecological risk assessment protocol. Office of solid Waste and Emergency Response. EPA/530/D-99/001A.
- USEPA. 2000a. Environmental Protection Agency. Supplementary guidance for conducting health risk assessment of chemical mixtures. Office of Research and Development. EPA/630/R-00/002.
- USEPA. 2000b. Environmental Protection Agency. Ecological Soil Screening Level Guidance. Office of Emergency and Remedial Response.
- Van den Berg et al. 1993. Risk assessment of contaminated soil: proposal for adjusted, toxicologically based Dutch soil cleanup criteria. In: Contaminated soil'93. Arendt et al., eds. Kluwer Academic Pub, Netherlands. Pp349-364.
- Veerkamp, W. y ten Berge, W. 1995. Human exposure to soil pollutants (HESP). Reference manual. SHELL Internationale Petroleum Maatschappij B.V.
- Verbruggen, E.M.J. 2004. Environmental Risk Limits for Mineral Oil (Total Petroleum Hydrocarbons). Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM). RIVM report 601501021/2004.
- Vik, E.A; Breedveld, G; Farestveit, T. and others, 1999. Guidelines on risk assessment of contaminated sites. TA-1691/1999. Report 99:06. Norwegian Pollution Control Authority. Oslo, Norway. ISBN 82-7655-192-0
- Voss. 1984. A finite-element simulation model for saturated-unsaturated, fluid-density dependent ground-water flow with energy transport or chemically-reactive single-species solute transport. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 84-4369, 409.
- Yeh. 1981. Analytical Transient One-, Two-, and Three-Dimensional (AT123D) Simulation of Waste Transport in an Aquifer System. Oak Ridge National Laboratory (ORNL).

Direcciones en Internet

European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals (ECETOC). Aquatic Toxicity Database (EAT).

<http://www.ecetoc.org/entry.htm>

European Chemicals Bureau (ECB). International Uniform Chemical Information Database (IUCLID) y Harmonized Electronic Data SET (HEDSET).

<http://ecb.jrc.it/>

International Agency for Research on Cancer (IARC). Bases de datos de Monografías, Epidemiología y CAREX (Exposición Laboral a Sustancias Cancerígenas).

<http://www.iarc.fr/>

International Programme on Chemical Safety (IPCS). Bases de datos INCHEM e INTOX.

<http://www.who.int/pcs/index.htm>

Joint Research Center of the Commission of the European Communities. Environmental Chemicals Data and Information Network (ECDIN).

<http://ecdin.etomep.net>

U.S. Department of Energy (DOE). Risk Assessment Information System (RAIS).

<http://risk.lsd.ornl.gov/>

U.S. Environmental Protection Agency. Ecological Modelling and Ecotoxicology (ECOTOX).

<http://www.epa.gov/ecotox/>

U.S. Environmental Protection Agency. Integrated Risk Information Service (IRIS).

<http://epa.gov/iriswebp/iris/index.html>

U.S. National Library of Medicine. TOXNET.

<http://toxnet.nlm.nih.gov/>

Umweltbundesamt (UBA). Agencia Federal de Medio Ambiente de Alemania.

<http://www.umweltbundesamt.de/>

ANEXO 1

1. Introducción

2. Alemania

2.1. Marco legal y normativo

2.2. Aspectos metodológicos

2.3. Fuentes de información

2.4. Tendencias y desarrollos futuros

3. Dinamarca

3.1. Marco legal y normativo

3.2. Aspectos metodológicos

3.3. Fuentes de información

3.4. Tendencias y desarrollos futuros

4. Holanda

4.1. Marco legal y normativo

4.2. Aspectos metodológicos

4.3. Fuentes de información

4.4. Tendencias y desarrollos futuros

5. Italia

5.1. Marco legal y normativo

5.2. Aspectos metodológicos

5.3. Fuentes de información

5.4. Tendencias y desarrollos futuros

6. Reino Unido

6.1. Marco legal y normativo

6.2. Aspectos metodológicos

6.3. Fuentes de información

6.4. Tendencias y desarrollos futuros

APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE ANÁLISIS DE RIESGOS EN LA UNIÓN EUROPEA

1. Introducción

En el presente Anexo se incluye una perspectiva global sobre la aplicación de la metodología de análisis de riesgos en casos de contaminación de suelos en una muestra representativa de los enfoques adoptados en la Unión Europea:

- Alemania
- Dinamarca
- Holanda
- Italia
- Reino Unido

Para cada uno de los países mencionados se presenta un informe de situación sobre las aplicaciones metodológicas del análisis de riesgos en sus respectivos territorios, estructurado en los epígrafes siguientes:

- Marco legal y normativo: se incluyen las principales referencias normativas que sustentan la aplicación del análisis de riesgos.
- Aspectos metodológicos: se describen las actuaciones metodológicas que se aplican en la actualidad para determinar el riesgo en receptores humanos y ecosistemas, incluyendo aspectos como criterios de calidad del suelo y las aguas subterráneas, modelos, aplicaciones informáticas o diseño de actuaciones de recuperación basadas en criterios de riesgo.
- Fuentes de información: se indican los organismos y las principales fuentes de información y referencias utilizadas.
- Tendencias y desarrollos futuros: incluye una reseña sobre los aspectos relacionados con el análisis de riesgos que están en proceso de revisión y actualización, así como nuevos aspectos que se pretendan abordar a corto y medio plazo.

2. Alemania

El análisis de riesgos en Alemania se ha basado en la protección del suelo como hábitat de los seres humanos, la fauna y la flora. La legislación vigente tiene un carácter preventivo, cuya finalidad es evitar la contaminación de nuevos suelos llevando a cabo un desarrollo sostenible. La finalidad principal de la recuperación de un suelo contaminado busca restituir la funcionalidad completa de ese suelo.

2.1. Marco legal y normativo

La Ley de protección y recuperación de suelos contaminados de marzo de 1998 (Gesetz zum Schutz vor schädlichen Boden-veränderungen und zur Sanierung von Altlasten,

Bundesbodenschutzgesetz - BBodSchG) ha sentado las bases para el establecimiento de un procedimiento único de actuación y análisis de la contaminación del suelo en todo el territorio alemán. Con posterioridad, en julio de 1999, entró en vigor la Ordenanza para la aplicación de la Ley de protección del suelo (Bodenschutz- und Altlastenverordnung, BBodSchV), que define el procedimiento a seguir para el estudio y análisis de áreas potencialmente contaminadas.

La Ordenanza de 1999 define y determina de forma precisa el procedimiento de investigación y de evaluación de riesgos a realizar en suelos potencialmente contaminados debido a anteriores usos (contaminación histórica). El procedimiento se divide en las siguientes fases:

- **Investigación preliminar:** estudio de los usos históricos del suelo en el área. Sin llevar a cabo un estudio detallado, se evalúan los contaminantes que pueden encontrarse en el suelo o que puedan haber alcanzado las aguas subterráneas, la distribución espacial y temporal de las afecciones y una estimación de sus efectos sobre el entorno.
- **Orientación:** realización de muestreos puntuales y barrido analítico de potenciales contaminantes a fin de corroborar o rechazar las hipótesis iniciales de contaminación y distinguir áreas con diferentes niveles de contaminación.
- **Investigación detallada:** a partir de una investigación detallada, se establecen las rutas de exposición relevantes y, en particular, la movilidad de los contaminantes para esas rutas de exposición, así como las necesidades de recuperación del suelo.
- **Alternativas de recuperación:** se definen todas las medidas necesarias para recuperar el suelo.

Por último, el procedimiento establece que debe realizarse una evaluación de la contaminación residual cuando se producen cambios en el uso del suelo. Los suelos contaminados se clasifican en distintas categorías en función de la contaminación detectada, que determinan las restricciones de uso.

2.2. Aspectos metodológicos

La base metodológica que sustenta los valores toxicológicos de referencia y proporciona los factores de transferencia para cada una de las rutas de exposición para la aplicación de la reglamentación de suelos contaminados se encuentra recogida en el documento "Notification on Methods and Standards for the Differentiation of Test and Measure Values according to the Federal Ordinance pertaining to Soil Protection and Historic Contamination". El cálculo de valores indicativos de concentración para nuevos contaminantes debe realizarse de acuerdo con la metodología descrita en este documento.

En la definición de estos valores indicativos se consideran como elementos protegidos la salud humana, la calidad de los cultivos y de los alimentos, y la del agua que se filtra en el suelo, a fin de evitar la contaminación del agua subterránea. Se distinguen tres rutas de exposición y diferentes usos del suelo para los cuales se definen los métodos de muestreo, los parámetros a considerar (incluyendo las normas analíticas) y los valores específicos de referencia. Las rutas de exposición y los usos del suelo a contemplar son los siguientes:

- Ruta de exposición Suelo – Hombre:
 - Parques infantiles.
 - Áreas residenciales.
 - Parques y zonas de ocio.
 - Instalaciones industriales y comerciales.
- Ruta de exposición Suelo – Plantas de cultivos.
 - Agricultura, huertas.
 - Pastos.
- Ruta de exposición Suelo – Agua subterránea. No se distinguen usos del suelo.

En términos generales, la evaluación de los riesgos asociados a un suelo contaminado se limita a una comparación con los valores guía (análisis de riesgos genérico), relegando el análisis de riesgos específico a casos muy concretos. La evaluación del riesgo en los casos en que el suelo contaminado vaya dedicarse a un nuevo uso se lleva a cabo mediante la comparación de las concentraciones de contaminantes en el emplazamiento con los valores recogidos en la denominada LAGA-list (Länderarbeitsgemeinschaft Abfall, 1995). Estos valores están orientados principalmente a la gestión del suelo contaminado como potencial foco de riesgo, y su aplicación implica establecer restricciones en el uso del suelo en función de la gravedad de la contaminación. Estos valores no son legalmente vinculantes, sino que se trata de criterios técnicos. Las restricciones contempladas en la LAGA-list contemplan tres categorías:

- Z0: sin restricciones en el uso del suelo.
- Z1: restricciones limitadas en el uso del suelo (perímetros de protección, por ejemplo).
- Z2: restricciones técnicas definidas (es decir, medidas correctoras).

Para el análisis de los potenciales riesgos de contaminación del agua subterránea, la Ordenanza proporciona valores indicativos para el agua de infiltración, de manera que se evalúa el riesgo de migración de la contaminación vía filtraciones hacia el agua subterránea de forma preventiva. Dadas las limitaciones prácticas de este método preventivo, y en tanto no se definan normativamente los ensayos de infiltración y lixiviación implícitos en este procedimiento, en la práctica se utilizan los valores guía recogidos en la lista conocida como LAWA-list, que ha sido elaborada por el grupo de trabajo estatal para el agua (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, 1994).

Análisis de riesgos para ecosistemas

En la actualidad no existe ningún procedimiento para la evaluación de riesgos ecológicos. Dentro de la metodología actual se asume que los valores guía utilizados son suficientemente conservadores para proteger a los receptores naturales. Sin embargo, estos niveles guía se definen y se aplican sólo con el propósito de proteger la salud humana como receptor más sensible.

Modelos de exposición

En la definición de los valores guía contemplados en la metodología anteriormente expuesta se emplean varios modelos matemáticos, entre los que cabe destacar los siguientes:

- **Modelo UMS:** se trata de un modelo de análisis de exposición y riesgo que tiene en cuenta las rutas de transferencia y los diferentes usos del suelo. Los riesgos de exposición del hombre a los contaminantes del suelo, consecuencia de un episodio de contaminación, se cuantifican y analizan a partir de la información toxicológica disponible en humanos.
- **Modelo MAGMA:** este modelo de exposición permite determinar los parámetros específicos del emplazamiento y sus alrededores, así como las propiedades fisicoquímicas de los contaminantes, a partir de los datos de la investigación de suelos. Esta información se vincula con los medios de transferencia (agua subterránea, agua superficial, suelo y aire) para evaluar el riesgo para los receptores a través de la cadena de transporte de contaminantes en los diferentes medios.

Se ha desarrollado un programa informático con varios módulos de cálculo enlazados para el análisis de riesgos, diseñado para uso interno de las autoridades y aplicado en propiedades del Gobierno Federal y áreas militares. Recibe el nombre de "Information System of Soil and Groundwater Protection" y proporciona datos sobre la contaminación del suelo, riesgos potenciales, necesidades de recuperación y estimación de los costes de las medidas a aplicar.

Sin embargo, la aplicación práctica de los modelos de exposición descritos no está generalizada todavía. En la práctica la evaluación de riesgos de la contaminación del suelo en un emplazamiento específico está sujeta a la decisión caso por caso de la autoridad administrativa. La

evaluación de un suelo contaminado se lleva a cabo normalmente de acuerdo con la Ordenanza de 1999 en la que se definen los análisis y valores de referencia a contemplar.

En el caso de contaminación de aguas subterráneas es más frecuente el empleo de aplicaciones informáticas. Existe para ello una amplia variedad de programas de simulación, si bien los más frecuentemente utilizados son el modelo MODFLOW para simular el flujo de agua subterránea y el programa MT3D para el transporte de contaminantes.

2.3. Fuentes de información

Los siguientes documentos y bases de datos se han citado oficialmente como punto de partida para la determinación de los análisis y valores de referencia establecidos en la Ordenanza de 1999.

Documentos:

- Air Quality Guidelines, WHO;
- Guidelines for Drinking Water Quality, WHO;
- Assessment of WHO/FAO expert groups regarding food additives or contamination;
- Reports in the framework of the International Program on Chemical Safety (IPCS) of the WHO (Environmental Health Criteria);
- Individual Descriptions of the International Agency for Research on Cancer (IARC) of the WHO;
- Air Quality Criteria of the Federal Environment Office;
- Risk Reduction Monographs - Environment Directorate of the EU;
- Substance Reports prepared by the Working Group for Environmentally Relevant Waste Material (BUA);
- Medicinal-toxicological justification of MAK-values as well as respective publications on working place limit values abroad as well as e.g. working place value justifications of the ACGIH (American Conference of Governmental Industrial Hygienists, USA);
- Integrated Risk Information System (IRIS) of the Environmental Protection Agency (USEPA);
- Substance Reports of the Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR);
- Health Effects Assessment Summary Tables, USEPA;
- Health Effects Assessment Documents, Ambient Water Quality Criteria and Drinking Water Health Advisories, USEPA;
- Priority Substance List Assessment Reports of the Canadian Government.
- Assessment Standards for the Limitation of the Cancer Risk caused by Air Pollution prepared by the Working Group 'Cancer Risk due to Air Pollution' of the State Committee for Immission Control (LAI);
- Assessments of the German Cancer Research Center of Heidelberg;
- Food Standards of the Central Collection and Evaluation Authority for Environmental Chemicals (ZEBS);
- Guideline on contaminants in foodstuffs (FMVO).

Bases de datos:

- RTECS;
- HSDB;
- ECDIN;
- Somed;
- Chemical Abstracts;

- Toxline;
- Toxall.
- Integrated Risk Information System (IRIS), USEPA.
- TRANSFER, UBA.

2.4. Tendencias y desarrollos futuros

La evaluación de los efectos de la migración de contaminantes desde el suelo al agua subterránea mediante procesos de infiltración no se encuentra claramente regulada. No existen todavía valores indicativos ni métodos oficiales para la evaluación de los riesgos de la migración, si bien existen diversos grupos de trabajo desarrollando estas cuestiones.

Actualmente se está elaborando información cartográfica digital con objeto de establecer niveles de fondo de la contaminación del suelo. Una vez finalizados, estos planos podrán consultarse para las evaluaciones de la contaminación del suelo en relación con los niveles de contaminación existentes en la actualidad.

3. Dinamarca

La evaluación de riesgos en Dinamarca se lleva a cabo siguiendo las directrices establecidas en los documentos técnicos de la UE (Unión Europea, 1996a) y del Consejo de Ministros Nórdicos (NCM, 1995). El procedimiento considera las circunstancias específicas de cada caso y la información disponible sobre los contaminantes, las rutas de exposición y el grupo de riesgo en cada situación considerada, incluyendo en la evaluación de riesgos la posibilidad de migración de la contaminación. En la medida de lo posible se intenta llevar a cabo análisis de riesgo separados para cada uno de los medios analizados.

3.1. Marco legal y normativo

La principal referencia normativa en relación con los suelos contaminados en Dinamarca es la Ley Nº 370 de 2 de Junio de 1999 (Contaminated Soil Act). En esta Ley se establecen los principios que deben regir en la prevención, reducción o eliminación de la contaminación del suelo y sus consecuencias sobre los recursos hídricos (aguas subterráneas y superficiales), la salud humana y el medio ambiente, así como asentar las bases administrativas para la gestión de espacios contaminados y el régimen sancionador, basado en el principio de responsabilidad del causante de la contaminación.

La Ley Nº 370 se articula en los siguientes aspectos relacionados con los suelos contaminados:

- Identificación e investigación de emplazamientos contaminados.
- Inventario de emplazamientos contaminados.
- Investigación de emplazamientos contaminados, que incluye evaluación de riesgos y jerarquización en función de los mismos.
- Planificación de las medidas de recuperación, incluyendo análisis de viabilidad.
- Ejecución del proyecto de recuperación.
- Validación y seguimiento de las actuaciones de recuperación.

Dentro del marco normativo actual, la Agencia Danesa de Protección del Medio Ambiente (Miljøstyrelsen, DEPA) es la encargada de proporcionar la documentación técnica necesaria para poner en práctica las normas establecidas, desarrollar tecnologías de protección y recuperación del medio ambiente, y asesorar a las diferentes administraciones públicas en la gestión del medio ambiente.

El desarrollo de la normativa se plasma en la guía de recuperación de suelos contaminados "Oprydning på forurenede lokaliteter. Vejledning fra Miljøstyrelsen, No 7", que ha sido actua-

lizada recientemente (DEPA, 2002). Además, esta guía recoge el procedimiento de investigación y evaluación de suelos contaminados así como las tecnologías de recuperación aplicables, incluyendo parámetros toxicológicos para un gran número de sustancias químicas.

3.2. Aspectos metodológicos

El procedimiento de evaluación de la calidad del suelo se basa en la aplicación de criterios de calidad conservadores, de manera que se considere siempre el uso futuro más sensible de entre los posibles. Los criterios de calidad establecidos en la normativa danesa incluyen dos valores o umbrales para la contaminación del suelo y las aguas subterráneas:

- Valor objetivo: define la concentración de contaminantes en suelo y aguas subterráneas por debajo de la cual no existe peligro para el hombre ni para los ecosistemas. En relación con el suelo, no se establece ninguna restricción en el uso de un suelo que cumpla con el valor objetivo.
- Valor límite: concentración máxima permitida en suelo y aguas subterráneas para un uso del suelo determinado. En suelos, se distingue entre zonas residenciales y áreas industriales, limitando los usos posibles si se superan.

Para el suelo se establece un nivel adicional (valor "cut off") que representa una concentración inadmisibles que, en caso de ser superada, implica que debe evitarse todo contacto con él a fin de anular la exposición a la contaminación. Estos valores se establecen sólo para algunos contaminantes que pudieran estar presentes en suelos dedicados a usos muy sensibles (infantil y residencial). La gestión habitual del suelo se realiza llevando a cabo una excavación o recuperación del mismo de carácter urgente.

Se han establecido valores "cut off" para suelos contaminados en su capa superficial para 8 metales pesados, PAHs totales (expresados como suma de 6 compuestos) y para dos PAHs específicos (benzo(a)pireno y dibenzo(a,h)antraceno).

En suelo, los criterios anteriores están definidos para un espesor de suelo determinado, en función del uso al que se dedique. La recuperación del suelo es obligatoria en el espesor de suelo al que hace referencia el valor límite. Sin embargo, es admisible dejar suelos sin recuperar por debajo de esta profundidad en determinadas circunstancias (escasa viabilidad técnica o económica). En este caso, los eventuales conflictos con el desarrollo del uso del suelo pueden mitigarse adoptando ciertas medidas de precaución que aseguren una reducción suficiente de la exposición de los receptores a la contaminación. Esta práctica en ningún caso puede aplicarse a zonas con elevadas concentraciones de contaminación o acopio de residuos peligrosos, que deben ser gestionados de forma obligatoria.

Los criterios de calidad para el agua subterránea corresponden a los establecidos en la guía "Well control at Water Works" que establece la evaluación completa de la ruta que sigue el agua hasta el receptor.

Por tanto, la evaluación de un suelo contaminado conlleva la evaluación de las aguas subterráneas de forma que deben cumplirse los criterios de calidad de ambos medios ya que están estrechamente ligados entre sí.

Dentro del procedimiento de investigación de suelos contaminados, el análisis de riesgos se utiliza para identificar posibles conflictos con los usos del suelo, tanto actuales como futuros. Las acciones que se deriven del análisis de riesgos (gestión del riesgo) deben orientarse a eliminar dichos conflictos en el presente (protección y prevención). La evaluación de las medidas correctoras se realiza atendiendo a los mismos criterios de calidad, tanto en la superficie del suelo como en profundidad.

La metodología aplicada en el análisis de riesgos para la salud humana y el medio ambiente se basa en realizar un estudio articulado en etapas sucesivas:

- Recopilación de información: búsqueda en documentos y bases de datos de información sobre parámetros fisicoquímicos y toxicológicos.
- Análisis de la exposición: definición de escenarios de riesgo y aplicación de modelos de migración.
- Evaluación toxicológica y ecotoxicológica: obtención de ingestas y comparación con referencias toxicológicas.
- Caracterización del riesgo: evaluación de situaciones de riesgo.

3.2.1. Evaluación de riesgos para la salud humana

Para estimar la exposición a un determinado compuesto químico se considera en primer lugar el peor escenario hipotético, si bien se suelen considerar también varios escenarios que describan situaciones más realistas. El programa EUSES (ECB, 1996b) se utiliza para calcular los niveles de riesgo asociados a la exposición a sustancias tóxicas para trabajadores, consumidores, personas expuestas indirectamente a través de vectores ambientales (alimentos principalmente) y ecosistemas acuáticos y terrestres.

En la evaluación de riesgos para la salud humana se tienen en cuenta los indicadores de carcinogénesis habituales (factores pendiente), así como los efectos sobre la reproducción y el desarrollo, mutagenicidad, sensibilidad y toxicidad para el organismo. La evaluación de riesgos se lleva a cabo mediante la comparación de la exposición resultante con la ingesta diaria aceptable (ADI) y los efectos probados en el hombre o en ensayos con animales.

Otras propiedades de los contaminantes, a considerar en cuanto al posible uso de las áreas afectadas, son la volatilidad y la movilidad. Los valores límite que se utilizan para el aire atmosférico vienen establecidos por la DEPA.

La metodología danesa considera además la evaluación de riesgos asociados a la movilización de contaminantes en la zona saturada del suelo y en el aire interior de edificios. A tal efecto se dispone del modelo JAGG, que permite la evaluación cuantitativa de riesgos para aire interior, aguas subterráneas y aguas superficiales. Respecto a la cuantificación de riesgos asociados a la migración en aguas subterráneas, se establece una evaluación en tres pasos sucesivamente más detallados:

- En primer lugar, se aplica un modelo para la zona saturada más próxima a la fuente, en el que se asume que la concentración del contaminante en la zona capilar inmediatamente por encima del nivel freático es la misma que la existente en el foco, y a partir de ese punto se produce la dilución en los 0,25 m superiores del acuífero. La concentración existente en esos 0,25 m de zona saturada puede determinarse de forma alternativa analizando directamente el agua subterránea de un piezómetro instalado en la parte superficial del acuífero (datos de control).
- Seguidamente, se aplica un modelo de dispersión en la zona saturada para simular el transporte de contaminantes aguas abajo del foco, donde se asume que aumenta la dilución del contaminantes como consecuencia de los efectos de dispersión.
- Por último, se incorporan los efectos de absorción y degradación en la zona saturada para obtener una estimación más fiable de la contaminación en el agua subterránea. Este paso es una continuación del anterior, en el que los datos obtenidos se utilizan como entrada para la simulación más detallada de la tercera etapa.

En cuanto al aire interior en edificios, el modelo JAGG precisa disponer de datos sobre el tipo de contaminación presente en el emplazamiento y su concentración, así como los datos fisicoquímicos de los contaminantes específicos, la posición relativa del punto de control respecto del nivel freático, las características estratigráficas del suelo y los parámetros constructivos del edificio (tipo de pavimento, refuerzos estructurales, edad de la construcción, sistemas de ventilación, altura de los techos y superficie de las habitaciones).

Si la fuente de aporte de contaminantes volátiles es el agua subterránea, en un primer paso calcula la concentración de los contaminantes en el aire intersticial del suelo, considerando la porosidad del suelo, su contenido en agua, granulometría, densidad, temperatura, contenido en materia orgánica, peso molecular de los contaminantes, coeficiente de partición (en suelo u octanol-agua), presión de vapor y solubilidad. En un segundo paso se calcula el aporte por difusión a las concentraciones de contaminantes en el aire interior.

También es posible evaluar de forma simplificada la contribución a la concentración de contaminantes en el aire interior por convección, asumiendo que sólo existe un tipo de suelo, estimando la anchura de las grietas existentes de acuerdo con el tipo de pavimento utilizado y calculando la contribución por convección a partir de la anchura de las grietas y los huecos existentes en la construcción (cimientos, sótanos, etc.). La suma de ambas daría la concentración de contaminantes provenientes de las fuentes de contaminación en el subsuelo.

Modelos de exposición

Se ha desarrollado una herramienta informática para la evaluación de riesgos para la salud humana denominada CETOX-human (DHI, 1996). Permite evaluar el riesgo asociado a la exposición a un suelo contaminado a través de diferentes vías:

- Ingestión de suelo.
- Ingestión de vegetales contaminados.
- Inhalación de vapores y partículas (ambiente interior/exterior).
- Contacto dérmico con suelo o polvo (ambiente interior/exterior).

CETOX-human permite establecer niveles de riesgo específicos de acuerdo a la metodología danesa de evaluación de riesgos, identificando si la contaminación presente permite cualquier uso del suelo, si es admisible dejar el suelo contaminado estableciendo limitaciones sobre sus usos y adoptando medidas precautorias, o bien si es preciso eliminar la exposición ("cut-off") prohibiendo su uso hasta que se hayan adoptado las medidas de recuperación necesarias. Se contemplan como escenarios de evaluación los usos residencial (con y sin huerta), industrial, infantil, recreativo (parques) y viales (suelos pavimentados).

Este modelo no es de uso habitual dentro de la metodología de evaluación de riesgos, aunque se utiliza para definir criterios de calidad (niveles objetivo y límite).

3.2.2. Evaluación de riesgos para el medio ambiente

No existe una metodología concreta para la evaluación de riesgos para los ecosistemas. Se contempla la evaluación de los efectos medioambientales de la contaminación dentro de la normativa europea atendiendo a las propiedades intrínsecas de las sustancias potencialmente contaminantes (persistencia, bioacumulación y toxicidad aguda para los organismos acuáticos y terrestres).

En teoría, el programa EUSES puede utilizarse para evaluar riesgos ecológicos ya que proporciona información ecotoxicológica y fisicoquímica con la que determinar el nivel de riesgo para determinados receptores ecológicos. Esta evaluación se realiza mediante comparación entre las concentraciones de los contaminantes en el medio (PEC) y las admisibles por los receptores ecológicos (PNEC).

Sin embargo, debido a la limitada información disponible, la evaluación de riesgos ecológicos no puede llevarse a cabo en las circunstancias establecidas por el programa EUSES, por lo que en términos prácticos no se realizan análisis de riesgos específicos para receptores ecológicos.

3.3. Fuentes de información

Las principales referencias recomendadas por la metodología danesa se resumen a continuación.

Bases de datos

- Chemfinder (parámetros fisicoquímicos)
- CHEMFATE (parámetros fisicoquímicos)
- ENVICHEM (parámetros fisicoquímicos)
- TOXALL (parámetros fisicoquímicos)
- Aquire (ecotoxicología)
- Terretox (ecotoxicología)
- Hazardous Substances Data Bank (HSDB)
- Oil and Hazardous Material Technical Assistance Data System
- International Uniform Chemical Information Database (IUCLID)
- Handbook of environmental data of organic chemicals (Verchueren)
- SAX's Dangerous properties of industrial materials.

3.4. Tendencias y desarrollos futuros

Teniendo en cuenta la reciente actualización de la metodología danesa, no se esperan nuevos desarrollos a corto plazo.

4. Holanda

Holanda es uno de los países pioneros en Europa en cuanto a la evaluación de la contaminación del suelo y en la aplicación de la metodología de análisis de riesgos. Su estrategia de evaluación de la contaminación en suelos se basa en el concepto de multifuncionalidad del uso del suelo, tanto para el proceso de evaluación como en la definición de las tecnologías de recuperación.

4.1. Marco legal y normativo

La Ley de protección del suelo (Wet bodembescherming, Wbb, 1994) sienta las bases para la evaluación de la contaminación del suelo, la recuperación y la protección del mismo. Esta Ley distingue varias situaciones posibles en función de la antigüedad y la gravedad de la contaminación:

- En función de su antigüedad: contaminación histórica (anterior a 1987) o contaminación actual (posterior a dicha fecha).
- En función de su gravedad: contaminación severa (más de 25 m³ de suelo o 100 m³ de agua subterránea superan los valores de intervención).

Todo episodio de contaminación actual del suelo debe ser recuperado de inmediato independientemente de su gravedad. Por su parte, todo episodio de contaminación histórica del suelo se considera severo a menos que se pueda demostrar que no existe riesgo para la salud humana o el medio ambiente en las condiciones actuales y no haya riesgo de migración de la contaminación.

Cuando se considera que la contaminación detectada es severa se deben determinar los plazos en los que se iniciarán las medidas de recuperación, para lo cual se utilizará el calendario establecido en la normativa, articulado en tres categorías:

- **Categoría 1:** se precisa que las actuaciones de recuperación empiecen en el plazo de 4 años si se supera el límite de máximo riesgo admisible o si la contaminación puede aumentar en volumen más de 5.000 m³ por año.
- **Categoría 2:** se precisa que las actuaciones de recuperación empiecen en el plazo de 10 años. si existen riesgos para el medio ambiente en un área sensible o la contaminación puede aumentar en volumen más de 1.000 m³ por año.

- **Categoría 3:** las actuaciones de recuperación se pueden posponer 10 años, aunque siempre deben iniciarse antes de 2015. El plazo de inicio de las actuaciones se establecerá teniendo en cuenta los riesgos existentes para los ecosistemas de los alrededores, el aumento de volumen de la contaminación (mayor o menor que 100 m³ anuales) y la presencia de contaminantes líquidos no miscibles con el agua densos (DNAPL, Dense non aqueous phase liquids) o ligeros (LNAPL, Light non aqueous phase liquids)

Si el episodio de contaminación no se considera severo, es decir, se trata de un caso de contaminación histórica donde no hay riesgos para la salud humana o los ecosistemas y no existe riesgo de migración, no es preciso definir actuaciones de recuperación.

4.2. Aspectos metodológicos

El proceso de evaluación de la contaminación se desarrolla en etapas bien definidas, desde una investigación preliminar a partir de la información disponible sobre el emplazamiento potencialmente contaminado, investigaciones que incluyen muestreo y análisis, e investigaciones que permiten definir los objetivos de recuperación, las medidas a tomar y finalmente la evaluación de la recuperación llevada a cabo. La metodología se centra en la aplicación de los diferentes criterios de la calidad del suelo y las aguas subterráneas, articulados en los siguientes niveles (Circulaire Streefwaarden & Interventiewaarden Bodemsanering. Staatscourant 39, 2000):

- Nivel objetivo (S): indica la concentración que sería deseable alcanzar, es decir, define un suelo limpio.
- Nivel de investigación complementaria (T): define el umbral por encima del cual es necesario realizar una investigación detallada que incluye un análisis de riesgos en función de los usos que se le vayan a dar.
- Nivel de intervención (I): marca el nivel por encima del cual el suelo está contaminado y es necesaria su recuperación, independientemente del uso al que se destine.

Estos niveles están definidos basándose en el criterio de multifuncionalidad del suelo. Una vez que se ha determinado el grado de contaminación del suelo, debe evaluarse el nivel de riesgo al que están sometidos los receptores. Este análisis de riesgos se realiza utilizando dos tipos de valores límite:

- Límite de riesgo despreciable: se corresponde con el nivel objetivo en suelos o aguas subterráneas, es decir, ausencia de riesgo para los receptores.
- Límite de máximo riesgo admisible: se corresponde con el límite de riesgo toxicológico. Para las sustancias no cancerígenas se corresponde con el valor de la dosis diaria admisible (ADI).

Para comprobar si la exposición en un emplazamiento excede el nivel de máximo riesgo admisible se utilizan los modelos de exposición descritos más adelante. Estos valores límite son conservadores, ya que tienen en cuenta el escenario más sensible para receptores humanos (residencial).

El procedimiento anterior, basado en criterios de evaluación genéricos conservadores, deja abierta la posibilidad de emplear el análisis de riesgos detallado en las condiciones específicas del emplazamiento como argumento para definir el nivel de riesgo en el emplazamiento y en consecuencia la necesidad de iniciar las tareas de recuperación, incluyendo los niveles objetivo de la misma. En cualquier caso, corresponde a la administración establecer el alcance de este análisis de riesgos y aprobar sus conclusiones.

Objetivos de recuperación

De acuerdo con los procedimientos establecidos en la normativa, la estrategia a seguir ante un suelo contaminado debe ser integral para todo el suceso de contaminación y depende de su alcance, distinguiendo si se trata de un suelo superficial, de un suelo profundo o de aguas subterráneas. Para el caso de suelos superficiales se distinguen cuatro categorías de objetivos de recuperación asociados a los siguientes usos del suelo:

- Categoría 1: residencial o parque público muy frecuentado.
- Categoría 2: parque público poco frecuentado.
- Categoría 3: zonas pavimentadas.
- Categoría 4: agricultura y ecosistemas.

Hasta la fecha se han definido objetivos de recuperación según las categorías anteriores para un limitado número de contaminantes que presentan escasa movilidad en el suelo (metales pesados y pesticidas).

Este procedimiento genérico normalmente implica como principal opción de gestión la eliminación de los suelos superficiales (hasta 1,5 m) en caso de contaminantes inmóviles. En otros casos (contaminación del suelo en profundidad, contaminación de las aguas subterráneas, presencia de contaminantes móviles, etc.), o si se pretende establecer objetivos de recuperación menos conservadores que los definidos legalmente, los objetivos de recuperación deberán plantearse y justificarse a partir de un análisis de riesgos específico del emplazamiento, y siempre bajo tutela del órgano ambiental competente.

Modelos de exposición

El primero de los modelos fue desarrollado por el RIVM (National Institute for Public Health and the Environment) para calcular la exposición del hombre frente a los contaminantes en suelos y aguas subterráneas. Este modelo, denominado CSOIL, vincula la contaminación del suelo y las aguas subterráneas con los receptores mediante escenarios de exposición, tanto por mecanismos directos como indirectos, para receptores adultos y niños.

El modelo CSOIL calcula la distribución del contaminante en las diferentes fases del suelo y posteriormente la transferencia desde éstas al medio de contacto. La exposición total se calcula sumando las exposiciones de las diferentes rutas como son:

- Ingestión de suelo.
- Ingestión de especies cultivadas.
- Ingestión de agua de red contaminada por permeación a través de las tuberías de abastecimiento.
- Inhalación de aire (en ambiente interior y exterior).
- Inhalación de partículas de suelo.
- Inhalación de aire durante el baño.
- Contacto dérmico con suelo.
- Contacto dérmico con agua durante el baño.

Este modelo es el que se utiliza para definir los criterios de calidad del suelo (valores de intervención - I), y es el que la normativa recomienda utilizar en caso de que se vayan a definir los plazos de urgencia y los objetivos de recuperación específicos para un emplazamiento contaminado.

El modelo contempla los siguientes escenarios (usos del suelo):

- Residencial con huerta.
- Residencial con jardín.
- Residencial sin jardín (escenario por defecto).
- Industrial.
- Infraestructuras (viario).
- Zonas recreativas.
- Parques y jardines.

CSOIL permite definir receptores específicos en cuanto a propiedades biométricas (edad y sexo). En la fase de evaluación del riesgo, el valor de la exposición total se compara con los límites de riesgo toxicológico. El modelo permite adaptaciones para casos específicos y permite introducir nuevas sustancias. Puede utilizarse también como herramienta de cálculo en análisis de riesgos para los ecosistemas (absorción radicular), aunque en la práctica este uso no está generalizado.

Tomando como base el modelo CSOIL se ha desarrollado un programa denominado SUS, que se utiliza para homogeneizar el marco de toma de decisiones y establecer si deben llevarse a cabo acciones de recuperación, así como cuándo deben comenzar éstas. Este programa presenta dos etapas:

- Basándose en la exposición potencial de humanos y de los ecosistemas a la contaminación y en la presencia de potenciales riesgos de migración de la contaminación al agua subterránea, se define en primer lugar si la contaminación del suelo se puede considerar severa.
- Si la situación se considera severa, se estiman los riesgos existentes y en función de los mismos se determina el plazo adecuado para dar comienzo a las actuaciones de recuperación.

En este programa se pierde en cierta medida la capacidad de adaptación a los parámetros específicos del emplazamiento existente en el modelo CSOIL, y aunque es capaz de evaluar los riesgos para la salud humana de la mayoría de los contaminantes para los que existen límites de riesgo máximo admitidos, algunas sustancias (como los hidrocarburos totales del petróleo o hidrocarburos policíclicos aromáticos) no pueden ser evaluadas de forma completa.

Para problemas específicos de exposición humana a ciertos medios o sustancias se emplean modelos complementarios como VOLASOIL, que calcula la exposición a compuestos volátiles en ambiente interior, o SEDISOIL para la exposición a sedimentos contaminados.

Análisis de riesgos para los ecosistemas

En la legislación actual el riesgo para los ecosistemas se estima con los denominados valores HC50, que representan la concentración en el estrato de suelo superficial (hasta 1,5 m) a la cual el 50% de las especies de un ecosistema se ven afectadas negativamente (Circulaire Streefwaarden & Interventiewaarden Bodemsanering. Staatscourant 39, 2000). Esta lista de valores límite se emplea de forma análoga a los criterios de calidad para suelo y aguas subterráneas.

4.3. Fuentes de información

A continuación se citan las fuentes de información habitualmente utilizadas en la aplicación de la metodología de análisis de riesgos.

Documentación

- Guidelines of maximum risk limits, Dutch National Institute of Public Health and the Environment" (sustancias para las que existe Normativa aplicable);
- Guidelines for Drinking Water ,WHO;
- Report of the International Program on Chemical Safety (ICPS).

Bases de datos

- Integrated Risk Information System (IRIS), EPA;
- Hazardous substances database HSDB and chemical abstracts.
- Web de la FAO y otras webs específicas de Holanda (RIKILT en la Universidad de Wageningen);
- The Substance Reports of the Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR).

4.4. Tendencias y desarrollos futuros

Algunos aspectos relacionados con la contaminación de los suelos y el análisis de riesgos no contemplados todavía en la legislación holandesa son la evaluación de riesgos para los ecosistemas o el procedimiento de gestión para los suelos contaminados que van a cambiar su uso.

En cuanto a la gestión del suelo de emplazamientos contaminados, es de esperar que en los casos en los que se manejan distintos posibles usos para ese escenario, los análisis de riesgos sean más complejos que los actualmente llevados a cabo, incluyendo un análisis cuantitativo completo.

5. Italia

En general, el análisis de riesgos en Italia tiene dos objetivos: por una parte garantizar que los niveles de contaminantes residuales no suponen un riesgo para la salud humana y, por otra, prevenir la migración del agua subterránea contaminada.

5.1. Marco legal y normativo

La problemática de los emplazamientos contaminados se ha regulado mediante la Ley DM 471/99, en la que se especifican las fases del procedimiento a seguir. Cada una de estas fases deberá ser autorizada por las autoridades locales competentes y consisten en las siguientes actuaciones:

- **Plan de caracterización.** Incluye la recopilación de información sobre el emplazamiento, la formulación de un modelo conceptual, la investigación in situ y el muestreo inicial del suelo.
- **Plan de recuperación preliminar.** Se evalúa la contaminación a partir de una investigación detallada, se perfilan y analizan las tecnologías de recuperación, se realiza una evaluación de riesgos y se describen las tecnologías de recuperación seleccionadas, incluyendo ensayos piloto y un estudio de compatibilidad medioambiental del plan de recuperación.
- **Ejecución del proyecto de recuperación.** Incluye una descripción detallada del plan de recuperación, del plan de seguimiento y de las medidas de seguridad adoptadas, además de la ejecución de la alternativa de recuperación seleccionada.

La Ley también establece los valores objetivo de concentración del suelo y aguas subterráneas, tanto para uso residencial como para uso industrial, por debajo de los cuales el emplazamiento se considera no contaminado. Si estos valores se sobrepasan se deberán llevar a cabo las acciones correctoras oportunas.

El análisis de riesgos se aplica en los dos supuestos siguientes:

- En caso de que no sea posible alcanzar los valores objetivo mediante las mejores tecnologías disponibles a un coste asumible.
- En caso de que el plan de recuperación incluya medidas de contención para evitar la migración de la contaminación.

5.2. Aspectos metodológicos

En la legislación italiana no se establece una metodología oficial para realizar el análisis de riesgos, aunque en la práctica existen tres métodos que son los habitualmente utilizados.

ASTM

Se trata de la metodología de evaluación de riesgos RBCA, desarrollada por la "American Society for Testing and Materials (ASTM, 2000)", que considera las siguientes fuentes y vías de exposición:

- Fuente: Suelo superficial.
 - Inhalación de vapores y partículas.
 - Contacto dérmico.
 - Ingestión.
 - Lixiviación al agua subterránea.
- Fuente: Suelo subsuperficial.
 - Inhalación de vapores.
 - Lixiviación al agua subterránea.
- Fuente: Agua subterránea.
 - Ingestión de agua potable.
 - Inhalación de vapores (de agua subterránea y producto en fase libre).
 - Contacto dérmico.
 - Consumo de peces y protección de ecosistemas de aguas superficiales.

Este método presenta dos niveles de evaluación; un primer nivel de criba (Tier I) que utiliza parámetros por defecto y un nivel más detallado (Tier II), con valores específicos del emplazamiento.

GIUDITTA

Es el nombre de una aplicación informática que refleja el modelo conceptual establecido en la Ley DM 471/99. Los modelos analíticos y rutas de exposición que utiliza son similares a las de RBCA. Las principales diferencias respecto a RBCA radican en que el nivel I (Tier I) se limita a una simple comparación con los valores objetivo, y que no se evalúa el riesgo asociado a la ingestión de agua potable, si bien hace una comparación del nivel objetivo establecido en la ley para aguas subterráneas con la concentración estimada en diferentes puntos del emplazamiento. Tampoco considera la ruta de exposición de aguas superficiales. Este modelo se ha desarrollado para las administraciones públicas como herramienta de apoyo a la toma de decisiones.

ROME (“ReasOnable Maximum Exposure”)

Es una versión simplificada del modelo RBCA (ANPA, 1999), en el que en el nivel I del procedimiento se calculan los valores de riesgo para un modelo conceptual genérico (LAG, ANPA 1998). En el nivel II los valores específicos de un emplazamiento (LAS) se calculan para las mismas rutas de exposición que en el modelo RBCA, aunque sin considerar el contacto dérmico, la ingestión de pescado ni la afección a aguas superficiales cuando la fuente es el agua subterránea.

Se utiliza para evaluar riesgos para la salud humana para las condiciones específicas de cada caso, y establecer objetivos de recuperación, y a nivel de las administraciones, definir niveles genéricos de evaluación (Lombardía).

Los escenarios evaluados son receptores humanos en usos del suelo residencial e industrial, con variaciones en cuanto a parámetros de exposición y vías que permiten extender el análisis a zonas recreativas o infantiles.

Análisis de riesgos para los ecosistemas

El procedimiento de análisis de riesgos para los ecosistemas no se encuentra totalmente establecido en la legislación italiana, aunque es probable que se desarrolle en el futuro. Recientemente, la Agencia Nacional Medioambiental Italiana ha publicado una guía para el análisis de riesgos ecológicos, basada en las guías publicadas por la USEPA (1992, 1998), si bien estas guías son más una declaración de políticas que una definición clara de procedimientos operativos.

A día de hoy sólo se han realizado este tipo de estudios en casos contados, por lo que no están incluidos de forma sistemática en el procedimiento de análisis de riesgos.

5.3. Fuentes de información

La base de datos utilizada principalmente es la IRIS (USEPA Integrated Risk Information System). Cuando no existen datos sobre un determinado compuesto en la base IRIS se utilizan otras bases de datos como las siguientes:

- Health Effects Assessment Summary Tables (HEAST);
- National Center for Environmental Assessment (NCEA);
- Base de datos de la Organización Mundial de la Salud.

Para la evaluación de hidrocarburos totales del petróleo (TPH) los datos toxicológicos proceden del Total Petroleum Hydrocarbon Working Group (TPHCWG, 1999) o del Massachusetts Department of Environmental Protection (MADEP, 1997).

5.4. Tendencias y desarrollos futuros

En la práctica, la evaluación de riesgos se realiza únicamente para justificar la adopción de medidas de contención en el emplazamiento.

Existen sin embargo muchos partidarios de revisar la legislación, a fin de que se definan una mayor cantidad de valores objetivo derivados del procedimiento de análisis de riesgos. Así, por ejemplo, los valores objetivo legislados para el agua subterránea son muy conservadores, independientemente de que el uso de la misma sea el abastecimiento o no. Una utilización más generalizada del análisis de riesgos podría conllevar soluciones de recuperación menos costosas en los emplazamientos contaminados.

Otros aspectos sobre el análisis de riesgos para la salud humana actualmente en debate son los siguientes:

- Creación de una metodología simplificada, con requerimientos mínimos de información, a fin de llevar a cabo análisis de riesgo rápidos (screening).
- Recopilación de información más detallada para aplicar la metodología de análisis de riesgos en los casos de exposiciones acumulativas, es decir, cuando se ven involucrados distintos tipos de contaminantes de forma simultánea.
- Definición del umbral admisible para el riesgo cancerígeno. De acuerdo con la legislación vigente, los índices de riesgo inferiores a 10^6 son aceptables, mientras que resultan inadmisibles si superan 10^4 . Entre ambos valores la necesidad de recuperación debe establecerse caso por caso.

6. Reino Unido

El enfoque predominante para acometer el análisis de riesgos en el Reino Unido parte del esquema fuente-ruta-receptor. El desarrollo actual abarca tanto receptores humanos como ecosistemas, con especial atención a la potencial afección a las aguas subterráneas en ambos casos.

Así mismo, se pretende dar énfasis a la evaluación detallada de riesgos, en la que se consideran aspectos específicos de cada caso, aunque sin dejar de lado la evaluación genérica basada en criterios de calidad como herramienta de evaluación rápida y sistemática.

Los principios básicos que rigen la evaluación de la contaminación del suelo se articulan en la prevención, el desarrollo sostenible y la recuperación de espacios contaminados de forma coherente con el uso previsto al que vayan a destinarse.

6.1. Marco legal y normativo

La normativa ambiental (Part IIA - Environmental Protection Act 1990) establece la obligación de llevar a cabo acciones de recuperación sobre un suelo contaminado cuando

existan riesgos inaceptables para la salud o el medio ambiente, teniendo en cuenta el uso del suelo y su encuadre medioambiental. Para que exista riesgo debe haber un contaminante capaz de generar peligro, un receptor sensible a ese contaminante y una ruta que los vincule. Si no hay vínculo entre ambos se considera que no existe riesgo. Un análisis de riesgos efectivo debe ser capaz de identificar todos los vínculos posibles entre contaminantes y receptores.

Un aspecto destacable es la facultad atribuida a las autoridades locales para simplificar el procedimiento de análisis de riesgos en determinadas circunstancias, sustituyéndolo por una evaluación basada en criterios o umbrales de calidad. El propósito de la normativa ambiental está orientado al ordenamiento en materia de planificación urbanística (Town and Country Planning Acts), especialmente cuando están previstos cambios en el uso del suelo en emplazamientos potencialmente contaminados.

Los aspectos técnicos previstos en la Ley de 1990 han ido concretándose mediante la publicación de una serie de informes denominados Contaminated Land Report (CLR; DEFRA-EA, 2002a,b,c). Algunos CLR contienen información sobre los riesgos para la salud humana derivados de la contaminación del suelos por compuestos químicos.

Otros CLR proporcionan guías para la evaluación del suelo, definiendo las propiedades tóxicas de estos compuestos y recogen los Valores Guía del Suelo (SGVs) publicados hasta la fecha. Estos valores pretenden proporcionar un medio de evaluar rápidamente los riesgos crónicos para la salud humana y pueden utilizarse para establecer los objetivos de recuperación en un emplazamiento concreto. Hasta la fecha se han publicado y revisiones toxicológicas para 9 contaminantes (DEFRA-EA, 2002e).

6.2. Aspectos metodológicos

Se han desarrollado metodologías diferenciadas para evaluar el riesgo para receptores humanos, para aguas superficiales y subterráneas, y para ecosistemas. A continuación se describen cada una de estas metodologías.

6.2.1. Evaluación de riesgos para la salud humana

La aplicación práctica de la metodología prevista en los CLR se plasma en el modelo CLEA ("Contaminated Land Exposure Assessment"), desarrollado para evaluar el riesgo para la salud humana originado por los contaminantes presentes en el suelo y que migran por diferentes rutas. El modelo CLEA prevé varios usos del suelo que dan lugar a diferentes escenarios de exposición asociados y permite introducir diferentes parámetros para cuantificar los niveles de riesgo específicos a cada escenario considerado, como la edad del receptor, las rutas de exposición o las propiedades del suelo (pH, contenido de materia orgánica), además de las propiedades fisicoquímicas y toxicológicas de los contaminantes.

La versión actual del modelo CLEA (DEFRA-EA, 2002d) permite cuantificar la exposición a través de diez vías de exposición:

- Ingestión del suelo.
- Ingestión de partículas en el interior de las viviendas.
- Ingestión de vegetales contaminados.
- Contacto dérmico con suelos.
- Contacto dérmico con polvo doméstico.
- Inhalación de partículas en ambiente exterior.
- Inhalación de partículas en el interior de las viviendas.
- Inhalación de vapores en ambiente exterior.
- Inhalación de vapores en el interior de las viviendas.

Establece cuatro escenarios por defecto (uso residencial con y sin ingesta de vegetales, industrial y huertas particulares) y permite diferenciar receptores (adultos - hombres y mujeres, niños de diferentes edades), incluyendo modelos de migración simplificados. Su enfoque es predominantemente probabilístico, lo que permite obtener intervalos de riesgo en función de la variabilidad de los parámetros de entrada.

Sin embargo, el modelo CLEA no permite modificar ciertos parámetros de exposición, lo que reduce su capacidad para representar las condiciones específicas de un emplazamiento en un análisis caso por caso; Tampoco es apropiado para evaluar riesgos para otros receptores medioambientales (agua subterránea, agua superficial, flora, fauna, etc.) ni para evaluar riesgos por exposición aguda.

En consecuencia, el modelo CLEA se utiliza fundamentalmente por parte de las administraciones para establecer criterios de calidad del suelo basados en análisis de riesgos en determinadas condiciones, denominados Valores Guía del Suelo (SGVs), aunque puede utilizarse como herramienta complementaria en análisis de riesgos específicos siempre que las condiciones del emplazamiento se ajusten a las opciones disponibles en el modelo.

Los SGV constituyen la principal herramienta de evaluación de riesgos para la salud humana y están a medio camino entre valores guía genéricos y un análisis de riesgos específico. Se definen para tres tipos de uso del suelo, asumiendo una serie de hipótesis sobre las propiedades del suelo (pH y contenido en materia orgánica), contaminantes o rutas de exposición. Hasta la fecha se han definido SGV para siete metales (DEFRA-EA, 2002f). Existen asimismo perfiles toxicológicos en los que se presentan la información necesaria para su evaluación en términos de riesgo (DEFRA-EA, 2002e).

Cuando no existen SGV definidos para un caso concreto se suelen utilizar niveles guía publicados por otros países como indicadores de la contaminación existente. Si se determina en un caso concreto que los SGV son inadecuados para describir el nivel de riesgo, se suele realizar un análisis de riesgos específico utilizando modelos informáticos como son RBCA, RISC Human, BP RISC o RAM. Todos ellos se basan en la realización de un modelo conceptual del emplazamiento, las relaciones fuente-ruta-receptor y las características específicas del mismo.

6.2.2. Evaluación de riesgos para las aguas superficiales y subterráneas

La Agencia Medioambiental (EA) ha publicado un documento (EA, 1999) que presenta objetivos de recuperación para suelo y agua subterránea en el que se incluye una estimación del impacto para los receptores acuáticos en función de un conjunto de condiciones genéricas del emplazamiento.

La metodología de evaluación de riesgos para aguas (superficiales y subterráneas) se desarrolla en etapas, de manera que la evaluación inicial comprende la comparación de las mediciones o estimaciones de concentración de contaminantes en el agua contenida en los poros del suelo con los estándares de agua aceptados.

En el siguiente paso se realiza una evaluación específica teniendo en cuenta la dilución del agua infiltrada en el acuífero y la atenuación durante el transporte (dispersión, degradación, etc.) mediante una combinación de campañas de muestreo y análisis y aplicación de modelos de migración, comparando los valores obtenidos con los criterios genéricos apropiados para cada caso.

Puesto que en el Reino Unido no existen criterios de calidad específicos para las aguas subterráneas, se suele utilizar los niveles de calidad fijados en la normativa del año 2000 para el agua potable o, en su defecto, se recurre a criterios técnicos de calidad ambiental definidos por otros organismos nacionales o internacionales (como los niveles guía holandeses, por ejemplo).

La Agencia Medioambiental también ha publicado el modelo CONSIM, que presenta la misma metodología pero tiene en cuenta además el transporte a través de la zona no

saturada aplicando un modelo probabilístico. En casos complejos se puede aplicar este modelo en combinación con otros más detallados como MODFLOW o MT3D.

La evaluación de los riesgos para las aguas superficiales se realiza sobre la base de niveles de calidad actual en los cauces receptores, complementada con los objetivos de calidad deseables (en aquellos cursos donde se hayan definido).

6.2.3. Evaluación de riesgos ambientales

En la actualidad la metodología de evaluación de riesgos para los ecosistemas se encuentra en fase de desarrollo, aunque se han realizado algunos estudios a escala limitada. La Agencia Medioambiental ha publicado un borrador (EA, Draft report R&D 338) en el que se realiza un estudio comparativo de diferentes metodologías de análisis de riesgos para receptores ecológicos (EE.UU., Australia, Canadá y Holanda). A día de hoy la tónica general es que los riesgos ecológicos se evalúen caso por caso a instancias de la administración local competente, quien establece el alcance y nivel de detalle necesario para el estudio.

En el documento "Assessment and Reclamation of Contaminated Land" (Hester & Harrison, 2001) se proporciona más información sobre la evaluación de riesgos ecológicos, confirmando que para considerar un suelo como contaminado a partir del impacto ecológico, tienen que darse efectos negativos en un área protegida, que se ponga en peligro el desarrollo a largo plazo de la población de una especie importante en esta zona, o tiene que existir la posibilidad de que tales efectos tengan lugar en el futuro.

De acuerdo a los objetivos de la ley de Protección Medioambiental de 1990 se han identificado los siguientes receptores ecológicos:

- Emplazamientos RAMSAR.
- Áreas Especiales de Conservación (SACs).
- Áreas de Especial Protección (SPAs).
- Emplazamientos de especial interés científico (SSSIs- ASSI en Irlanda del Norte).
- Reservas Naturales Nacionales (NNRs).
- Reservas Naturales Locales (LNRs).
- Reservas Naturales Marinas (MNRs).
- Suelos calizos.

Se incluyen en esta lista todas las áreas sobre las que exista cualquier figura de protección estatal, así como los animales y plantas incluidos en ellas. Sin embargo, los individuos de las especies protegidas que se encuentren fuera de las áreas protegidas no se consideran como receptores.

6.3. Fuentes de información

Las revisiones toxicológicas publicadas hasta la fecha han aparecido como parte de los documentos TOX (DEFRA-EA, 2002e). El informe CLR 9 (DEFRA-EA, 2002c) proporciona la metodología para establecer las propiedades toxicológicas de otros compuestos, utilizando para ello datos de otras fuentes, normalmente la base de datos IRIS de la USEPA. Esta base de datos también se suele consultar para obtener información toxicológica para otros modelos de salud humana utilizados habitualmente (RBCA, RISC Human, BP RISC, RAM).

La Agencia Medioambiental ha identificado diversas fuentes candidatas a proporcionar los valores de referencia para riesgo ecológico. Dichas fuentes son:

- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment).
- RIVM (Dutch National Institute of Public Health and the Environment).
- ANZECC (Australia and New Zealand Environment and Conservation Council).

En cuanto a información sobre parámetros fisicoquímicos se recurre a bases de datos como RAIS de EE.UU.

6.4. Tendencias y desarrollos futuros

El informe CLR 8 (DEFRA-EA, 2002b) recoge un gran número de contaminantes para los cuales se van a publicar revisiones toxicológicas o SGV's. Además se espera una nueva versión del modelo CLEA que permita una mayor flexibilidad en el empleo de valores específicos del emplazamiento y que sirva como futura herramienta de evaluación de riesgos específicos para salud humana y ecosistemas.

En cuanto a las evaluaciones de riesgo ecológico, que actualmente se basan en guías publicadas por otros países o en modelos específicos de cada emplazamiento, los proyectos que se están realizando actualmente se encuentran ensayando y validando la metodología desarrollada por la Agencia Medioambiental mediante estudios en campo. Próximamente se publicarán documentos en los que se plasmarán la metodología y los ensayos necesarios para realizar análisis de riesgos para los ecosistemas.

En el documento (EA, 2002) se esbozan las futuras directrices del análisis de riesgos para ecosistemas en el que se prevé realizar una evaluación genérica sobre la base de niveles guía (por desarrollar) y eventualmente un análisis de riesgos específico en tres pasos sucesivos (recopilación de información, confección de un modelo conceptual y evaluación del riesgo). A medida que esta metodología se vaya estableciendo de forma definitiva, se prevé que la realización de análisis de riesgos para ecosistemas sea cada vez más habitual. Entre los proyectos relacionados con esta guía todavía por desarrollar está previsto un modelo de exposición para evaluar el riesgo de los ecosistemas frente a la contaminación del suelo.

ANEXO 2

1. Introducción
2. Modelización de la migración de contaminantes
3. Migración en el suelo y las aguas subterráneas
4. Migración a través del aire
5. Migración a través de la cadena trófica

PROCESOS Y MODELOS DE MIGRACIÓN DE CONTAMINANTES

1. Introducción

Una vez que un contaminante es emitido desde el foco originario a un determinado medio, sufre una serie de procesos que, en general, provocan su distribución en fases (sólida, líquida y gaseosa), su transformación en otras especies químicas y su movilización hacia lugares más o menos distantes del foco. Estos procesos ocurren de forma simultánea y superpuesta y se agrupan aquí bajo el término migración. Los mecanismos que rigen la migración son múltiples y están condicionados básicamente por las propiedades de cada contaminante y las de los medios en que se encuentran.

De forma esquemática, en los procesos de migración de contaminantes pueden diferenciarse los de transporte (movilización en sentido estricto), transformación (conversión de una sustancia en otras diferentes dentro de un mismo medio) y transferencia (intercambio entre medios).

En la práctica, el estudio de los procesos de migración suele apoyarse en modelos que simulan, de forma más o menos compleja, uno o varios procesos. Los modelos de migración más extendidos suelen basarse en la simulación del transporte de contaminantes en un determinado medio a partir de una fuente, la cual puede reflejar la transferencia de contaminantes desde otros medios. Algunos modelos incorporan en la simulación del transporte la de ciertos procesos de transformación.

El presente anexo incluye, en primer lugar, una descripción breve de las etapas genéricas inherentes a cualquier trabajo de modelización de la migración de contaminantes. Los epígrafes posteriores se dedican a mencionar los principales procesos de migración que pueden tener lugar en los distintos medios contemplados en la Guía, ofreciendo ejemplos de modelos que permiten simularlos.

A día de hoy, existen numerosos modelos de migración de contaminantes en diversos medios (particularmente, en suelo y aguas subterráneas), con distintos grados de complejidad en su formulación y requisitos de datos para alimentarlos. La mención que se realiza en este anexo a determinados modelos está guiada por el criterio de que son algunos de los que se utilizan con más frecuencia en el marco de los análisis de riesgos, si bien no presupone recomendación alguna al respecto. De hecho, el equipo responsable del análisis debe decidir en cada caso cuales son los modelos más adecuados a las circunstancias del mismo.

2. Modelización de la migración de contaminantes

La modelización de la migración de contaminantes constituye una tarea que se puede estructurar en las siguientes etapas (ASTM, 1995), habitualmente interactivas:

- Definición de objetivos de la modelización. Aunque la modelización de la migración puede responder a diversos propósitos, en el marco de la presente Guía su uso está orientado a

estimar las concentraciones de contaminantes en distintos medios de contacto y puntos de exposición para un escenario (temporal) dado. Por ello, los objetivos se deben concretar en términos del nivel de detalle necesario y margen de incertidumbre admisible en los resultados de la misma.

- **Concreción del modelo conceptual.** Se entiende por tal la interpretación de las características y dinámica del sistema físico que se va a modelizar, traduciéndolas en un conjunto de parámetros que se puedan evaluar cuantitativamente. El modelo conceptual del emplazamiento elaborado al inicio del análisis de riesgos es el marco de referencia para abordar esta etapa. No obstante, los resultados de la modelización de la migración pueden matizar el modelo conceptual original del análisis, en cuyo caso se documentarán los cambios. En esta etapa deben identificarse las lagunas de información (disponibilidad de datos específicos del emplazamiento frente a datos genéricos) y las posibles fuentes de errores e incertidumbres derivadas de aquéllas.
- **Selección de los algoritmos de modelización.** Consiste en elegir los algoritmos que mejor se ajustan a las necesidades de análisis, teniendo en cuenta los objetivos de la modelización, el modelo conceptual y los datos disponibles. Se recomienda documentar su formulación, indicando los requisitos técnicos para su uso (medios informáticos, personal, formato de datos, etc.).
- **Construcción del modelo.** Consiste en organizar los datos de entrada (propiedades de los contaminantes y medios implicados) que se van a utilizar para adaptarlos a los requisitos de los algoritmos y herramientas seleccionadas (en su caso, software). También deben establecerse las condiciones iniciales y de contorno y los intervalos de cálculo (discretización).
- **Calibración y validación.** Para garantizar que su uso posterior es fiable, cualquier modelo debe someterse a calibración y validación. La primera consiste básicamente en seleccionar los valores de los parámetros de entrada para los que no se dispone de datos medidos en campo de forma que los resultados de la modelización se aproximen suficientemente a las concentraciones reales observadas. La calibración suele efectuarse mediante tanteos sucesivos, en cada uno de los cuales se analizan estadísticamente las desviaciones entre los resultados del modelo y los valores observados.

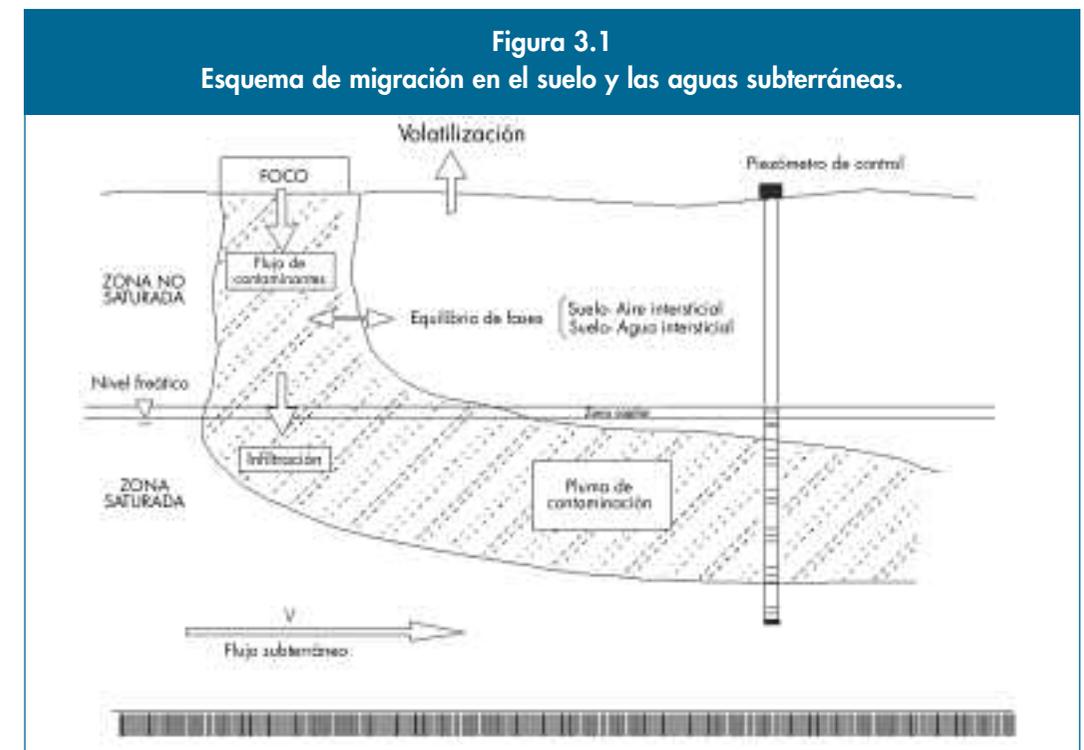
La validación persigue dotar al uso del modelo de un mayor grado de confianza, para lo cual se ajustan los valores de los parámetros de entrada de forma que la convergencia entre resultados del modelo y valores observados se produzca en varias condiciones de partida. El uso de un modelo validado permite cuantificar el margen de incertidumbre inherente a los resultados que proporciona.

- **Análisis de sensibilidad.** Pretende cuantificar el efecto que tienen las variaciones en los valores de los parámetros de entrada en los resultados que proporciona el modelo. Este análisis permite identificar los parámetros críticos (es decir, aquéllos para los que pequeñas variaciones en sus valores producen resultados muy distintos) y constituye la mejor herramienta para cuantificar las incertidumbres.
- **Aplicación del modelo.** Una vez se han ejecutado las etapas anteriores, el modelo se encuentra listo para su aplicación dentro de las limitaciones asumidas por sus objetivos y su modelo conceptual. En todo caso, la evaluación de los resultados obtenidos con su aplicación debe incluir un análisis de incertidumbres.

Como en otros aspectos del análisis de riesgos, es imprescindible documentar todo el proceso de modelización incluyendo la justificación del modelo elegido, su formulación (siquiera básica), la justificación de los datos de entrada utilizados (tanto genéricos como específicos del emplazamiento) y una valoración (en lo posible cuantitativa) de las incertidumbres asociadas a sus resultados.

3. Migración en el suelo y las aguas subterráneas

En muchos casos la migración de los contaminantes a través del suelo y las aguas subterráneas constituye la primera y más importante ruta a considerar en el análisis de riesgos. La figura 3.1 refleja un esquema simplificado del flujo de contaminantes en las zonas no saturada y saturada del suelo (ASTM, 1995-2000; GSI, 1998).



La migración en sentido estricto se produce una vez que un contaminante es liberado al suelo desde el foco. Si la incorporación se produce en la zona no saturada, se ponen en juego una serie de procesos que producen la distribución del contaminante en las tres fases del suelo (sólida, líquida y gaseosa). La relevancia de cada uno de estos procesos depende tanto de las características de la zona no saturada como de las del contaminante en cuestión.

El movimiento del agua en la zona no saturada viene determinado fundamentalmente por las fuerzas gravitacionales y por las fuerzas capilares. La importancia relativa de unas y otras depende de varios factores (superficie específica de las partículas del suelo, grado de humedad, etc.). Además pueden intervenir otros procesos, más difíciles de simular analíticamente (variaciones de salinidad y temperatura, etc.).

Los contaminantes incorporados en la fase líquida avanzan hasta interceptar la zona capilar, inmediatamente por encima del nivel freático, produciendo un ensanchamiento de la pluma según la dirección dominante del flujo.

A partir de aquí, los contaminantes se incorporan a la zona saturada, movilizándose en la misma de acuerdo con los procesos que tienen lugar en ella. Los contaminantes disueltos en el agua subterránea migran hacia las zonas de descarga siguiendo diferencias de potencial hidráulico. Los aportes de contaminantes que superan la solubilidad en agua dan lugar a fases no disueltas en el acuífero en las que, según la densidad de las sustancias implicadas, cabe distinguir las más ligeras (LNAPL), que tienden a acumularse sobre el nivel freático, y las más pesadas (DNAPL), que tienden a localizarse en la base impermeable (a efectos prácticos) del acuífero.

Desde el punto de vista del comportamiento hidráulico del suelo, cabe distinguir dos grandes tipos de medios:

- Medios porosos: son aquéllos cuya permeabilidad se debe a la existencia de huecos (poros) interconectados entre las partículas del suelo. Pueden ser homogéneos o heterogéneos.
- Medios fisurados: son aquéllos cuya permeabilidad se debe a la presencia de fisuras en el material que constituye el suelo. Dentro de éstos se distingue entre medios fisurados por fracturación, en los que las fisuras están conectadas entre sí y normalmente distribuidas de forma anisótropa, y medios fisurados por disolución (o karstificados), en los que las fisuras son conductos canalizados de dimensiones variables originados por la disolución de la matriz en el agua.

Los principales procesos que, genéricamente, intervienen en la migración de solutos en el suelo y las aguas subterráneas son los siguientes (McMahon et al., 2001):

- Advección: es el movimiento de los solutos debido exclusivamente a las pautas principales de flujo de las aguas subterráneas. Depende de las propiedades hidrodinámicas del acuífero pero no de las de los contaminantes. Suele representar el proceso más importante que gobierna la migración de los contaminantes en este medio.
- Dispersión: refleja la mezcla de fluidos debida a las heterogeneidades del acuífero (variaciones de porosidad y densidad, presencia de vías preferentes en medios fracturados o karstificados, etc.). Depende de algunas propiedades hidrodinámicas del acuífero pero no de las de los contaminantes. Se traduce en la dispersión longitudinal, transversal y vertical de la pluma de contaminación.
- Difusión: es el movimiento debido a la difusión molecular y está asociado a los gradientes que se producen desde zonas de mayor a menor concentración. Depende de las propiedades de los contaminantes y de los gradientes de concentración.
- Adsorción-desorción: son los procesos que se dan entre la matriz sólida y los solutos por los cuales los contaminantes disueltos se adsorben en las partículas del suelo o se desorben de ésta y pasan a estar disueltos. Dependen de ciertas propiedades de la matriz sólida (contenido en carbono orgánico, contenido en arcilla, densidad, porosidad, superficie específica) y de las de los contaminantes (solubilidad, hidrofilia).
- Dilución: refleja el efecto de la mezcla de los contaminantes con los aportes a las aguas subterráneas (por recarga, infiltración, etc.) y está gobernada por la dispersión. Se traduce en una disminución de las concentraciones de contaminantes.
- Volatilización: es la transferencia de contaminantes (volátiles) disueltos en las aguas subterráneas al aire intersticial del suelo. Depende de la presión de vapor y constante de Henry de los contaminantes.
- Biodegradación: agrupa las reacciones de oxidación-reducción provocadas por los microorganismos del suelo y se traduce en una transformación de los contaminantes originales en otras especies químicas. Puede producirse en condiciones aerobias y anaerobias.
- Degradación abiótica: conjunto de reacciones químicas que producen la transformación de los contaminantes originales en otras especies, independientemente de la intervención de microorganismos (por ejemplo, hidrólisis). Suele tener mucha menor trascendencia que la biodegradación.
- Intercambio entre fases no disueltas y disueltas: en la medida que existan contaminantes en formas no disueltas (LNAPL o DNAPL), pueden constituir fuentes de aporte a la contaminación disuelta en las aguas subterráneas.

La relevancia de cada uno de los procesos anteriores en el conjunto de la migración varía en cada caso (según las características hidrogeológicas y geoquímicas del emplazamiento) y para cada contaminante (en función de sus propiedades fisicoquímicas).

Además de los procesos anteriormente descritos, que son relevantes en el subsuelo, el arrastre de partículas de suelo contaminado por la escorrentía superficial constituye la principal causa de migración en superficie, estando particularmente asociada a episodios de inundación y/o fuertes precipitaciones. La migración asociada a la escorrentía superficial suele modelizarse mediante expresiones empíricas aunque algunos modelos matemáticos de zona no saturada incluyen ecuaciones simplificadas para estimar sus efectos (por ejemplo, Schroeder et al., 1994).

Cuando cabe asumir condiciones de equilibrio entre las fases del suelo (sólida, agua de poro y aire intersticial) y que no existe producto no disuelto (fase libre), las concentraciones de un contaminante en el agua de poro y en el aire intersticial se pueden estimar a partir de la concentración en la fase sólida mediante las siguientes ecuaciones (Vik, E.A. et al., 1999):

$$C_w = C_s \times \left[K_d + \frac{\theta_w + \theta_a \times H'}{\rho_s} \right]^{-1}$$

$$C_a = H' \times C_w$$

donde:

C_w = Concentración del contaminante en el agua de poro (mg/l).

C_s = Concentración del contaminante en la fase sólida del suelo (mg/kg).

K_d = Coeficiente de partición suelo-agua (l/kg).

θ_w = Volumen unitario de poros ocupados por agua (adimensional).

θ_a = Volumen unitario de poros ocupados por aire (adimensional).

H' = Constante de Henry (adimensional).

ρ_s = Densidad del suelo (kg/l).

C_a = Concentración del contaminante en el aire intersticial del suelo (mg/l).

Para contaminantes orgánicos, el valor de K_d puede estimarse mediante las expresiones siguientes:

$$K_d = K_{oc} \times f_{oc}$$

$$\log K_{oc} = 1,04 \times \log K_{ow} - 0,84$$

donde:

K_{oc} = Coeficiente de partición carbono orgánico-agua (l/kg).

f_{oc} = Contenido de carbono orgánico en el suelo (kg carbono/kg suelo).

K_{ow} = Coeficiente de partición octanol-agua.

Para contaminantes inorgánicos, el valor de K_d depende del contaminante y del tipo de suelo (en particular, de su pH), por lo que debería estimarse caso por caso. A efectos de modelización, suelen adoptarse valores extraídos de fuentes bibliográficas reconocidas.

En la realidad, los valores de K_d y K_{ow} no son constantes en el tiempo, sino que cambian a partir del momento en que se produce la liberación del contaminante al suelo. No obstante, a efectos de estimar la distribución de un contaminante entre las fases del suelo en el análisis de riesgos, suelen adoptarse los valores correspondientes a contaminación reciente.

El valor de la constante de Henry se puede calcular mediante las siguientes expresiones (IHOBE, 1998):

$$H' = H \times 41$$

$$H = VP \times M \times S$$

donde:

H = Constante de Henry ($\text{atm} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$).

H' = Constante de Henry (adimensional).

VP = Presión de vapor (atm).

M = Peso molecular (g/mol).

S = Solubilidad en agua a 25°C (mg/l).

Todos los modelos que simulan la circulación del agua en la zona no saturada se apoyan en la ley de Darcy y en la ecuación de continuidad. Para tener en cuenta además procesos de transformación y transferencia es necesario incorporar otras consideraciones que suelen hacer compleja la modelización detallada.

Por esta razón, la modelización enmarcada en los análisis de riesgos suele acudir (al menos, como primera aproximación) a modelos analíticos muy simples y conservadores. Entre las simplificaciones habituales en este tipo de modelos cabe citar la unidimensionalidad en vertical (se desprecia la dispersión lateral), la asunción de condiciones estacionarias y la no consideración de procesos de degradación.

Ejemplos de esta tendencia pueden encontrarse en numerosas publicaciones (Vik et al., 1999; ASTM, 1995; ASTM, 2000). En ellos, se define un factor de dilución que permite estimar la concentración disuelta de un contaminante en la zona saturada a partir de la concentración en el agua intersticial de la zona no saturada. Este factor se calcula teniendo en cuenta la sección transversal media del foco respecto a la dirección de flujo, la tasa de infiltración de agua en el terreno, la conductividad hidráulica del suelo, el gradiente hidráulico del acuífero y la distancia entre el foco y el punto de exposición.

Ejemplos de modelos algo más sofisticados son Jury (Jury et al., 1990), HELP (Schroeder et al., 1994) y SESOIL (Bonazountas et al. 1984-1986).

JURY es un modelo que originalmente se diseñó para estimar flujos de volatilización de contaminantes desde el suelo. El modelo también permite cuantificar la transferencia de contaminantes al acuífero a través de la zona no saturada a partir de un balance hídrico anual, asumiendo que el medio es poroso, isótropo y homogéneo y que se encuentra en equilibrio entre fases.

HELP es un modelo de migración bidimensional que permite estimar la infiltración en el terreno y la incorporación a la zona saturada de contaminantes procedentes de una fuente superficial o enterrada. El modelo simula un balance hídrico detallado en superficie

(precipitación, escorrentía, cobertura de nieve, evapotranspiración, cobertura vegetal) y los fenómenos de lixiviación e infiltración en la zona no saturada, permitiendo estimar la transferencia de contaminantes a la zona saturada.

SESOIL es un modelo unidimensional orientado a simular la migración de un contaminante a lo largo del tiempo en una columna de la zona no saturada. Se basa en un balance estacional entre los componentes del suelo y permite contemplar los siguientes procesos:

- Condiciones meteorológicas variables.
- Distribución de contaminantes en las fases sólida, líquida y gaseosa del suelo.
- Transferencia de contaminantes hacia la zona saturada (por lixiviación/desorción) y hacia el aire ambiente (por volatilización).
- Transporte de contaminantes debido al arrastre de partículas por la escorrentía superficial.

La modelización de la migración en la zona saturada suele apoyarse en soluciones aproximadas a la ecuación de advección-dispersión, que gobierna el transporte de solutos y en la cual se basan muchos de los modelos desarrollados hasta la fecha. La simulación de procesos de transformación y transferencia se puede superponer o integrar en las soluciones de la mencionada ecuación, dando lugar a modelos de diversa complejidad.

Los modelos más avanzados de migración en zona saturada se apoyan en modelos de flujo. Por ello, es clave definir, ajustar y calibrar éstos antes de abordar la modelización de migración. MODFLOW (Voss, 1984; McDonald, M.G., and Harbaugh, A.W., 1988) es uno de los modelos más utilizados en la simulación de flujo de las aguas subterráneas en medios porosos. El flujo se simula mediante elementos finitos, definiendo una malla regular sobre el área de estudio. Permite la simulación de acuíferos multicapa, barreras impermeables horizontales y verticales, aportes o detrimentos externos en forma de flujos subterráneos, superficiales o pluviales, bombeos, balance hídrico, etc. La utilización de MODFLOW requiere, no obstante, un gran volumen de información para garantizar la fiabilidad de sus resultados.

Actualmente están disponibles numerosos modelos de migración de contaminantes en zona saturada. Gran parte de ellos simulan la migración en medios porosos y muchos han sido volcados a programas informáticos comerciales. A continuación se citan, a título de ejemplo, algunos de los más difundidos en el marco de la ejecución de análisis de riesgos.

DOMENICO (Domenico, 1987 y Domenico et al., 1990) es un modelo analítico que proporciona soluciones al transporte de solutos en la zona saturada en régimen estacionario. Permite estimar la concentración de un contaminante disuelto aguas abajo de la fuente que lo genera teniendo en cuenta o no el efecto de la degradación del mismo.

El modelo AT123D (Yeh, 1981) permite modelizar la migración de contaminantes en la zona saturada y conocer la variación temporal de la concentración aguas abajo de la fuente. Las hipótesis básicas que incorpora son las siguientes:

- Dispersión en tres dimensiones (longitudinal, lateral y transversal).
- Advección unidimensional (longitudinal).
- Régimen estacionario.
- Equilibrio de fases lineal y reversible.
- Degradación de primer orden (procesos de transformación química o biológica).

- Zona saturada homogénea e isotrópica, infinita o limitada tanto en horizontal (contacto lateral impermeable) como en vertical (base impermeable).
- Fuente de contaminación puntual, lineal, superficial o volumétrica, con inyección puntual, continua o discontinua en el tiempo.

MT3D es un modelo de transporte de solutos apoyado en MODFLOW. Permite dar soluciones en tres dimensiones al transporte de contaminantes disueltos en la zona saturada considerando flujos variables, dispersión, adsorción (lineal o no lineal) y degradación de primer orden.

4. Migración a través del aire

En la modelización de la migración de contaminantes a través del aire cabe diferenciar dos situaciones:

- La migración en forma de partículas de suelo contaminado que, por efecto de algún mecanismo de erosión, pasan a encontrarse suspendidas en el aire y pueden ser transportadas a lugares localizados tanto en ambiente exterior como interior.
- La migración en forma de gas o vapor procedente del suelo y/o las aguas subterráneas contaminadas. En este caso, se da una primera etapa de movilización a través de los poros del suelo de la zona no saturada y una posterior en la que los vapores se incorporan al aire atmosférico o al aire de ambientes interiores (en el último caso, a través de las grietas o fisuras existentes en los elementos estructurales y de cerramiento que están en contacto con el suelo).

Una vez que se ha producido su emisión al aire atmosférico, la migración de los contaminantes (sea en forma de gas o de partículas) está condicionada principalmente por la acción del viento y por las condiciones de estabilidad de la atmósfera.

La figura 4.1 muestra un esquema del proceso de volatilización y dispersión en el aire de contaminantes procedentes del suelo.

Cada uno de los procesos antes mencionados conlleva una modelización diferenciada.

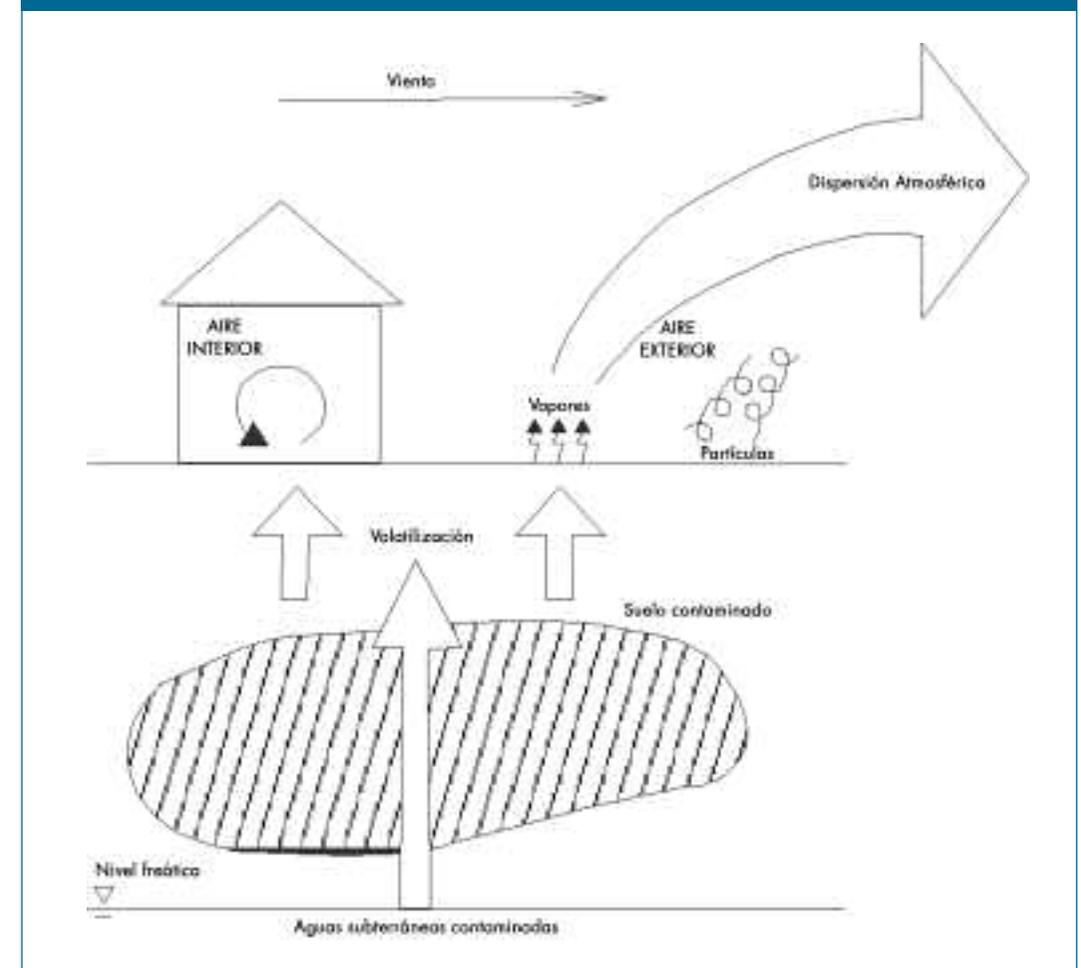
En análisis de riesgos simplificados o en tanteos preliminares de análisis detallados se suelen utilizar modelos simples plasmados en factores de volatilización (para vapores) que permiten estimar la concentración del contaminante en el aire (exterior o interior) a partir de la concentración en el medio origen (suelo superficial o subsuperficial, agua subterránea) o en factores de dispersión (para partículas) que proporcionan la concentración de partículas respirables en el aire a partir del caudal de emisión desde la fuente origen (suelo superficial). Ejemplos de este enfoque se pueden encontrar en ASTM, 1995 y ASTM, 2000. Algunos de los modelos en que se basan son los siguientes:

- Cowherd (Cowherd et al., 1985): emisión de partículas desde el suelo al aire ambiente.
- Jury (Jury et al., 1990): emisión de vapores desde el suelo al aire ambiente.
- Johnson-Ettinger (Johnson, P. C. and R.A. Ettinger, 1991): emisión de vapores desde el suelo y las aguas subterráneas al aire de ambientes interiores.

Cuando sea preciso modelizar la migración de contaminantes a través del aire atmosférico, se puede acudir a modelos de dispersión, que simulan los movimientos advectivos y convectivos de la atmósfera. Algunos ejemplos de ellos son SCREEN3 (USEPA, 1995a) o ISC3 (USEPA, 1995b).

La base de estos modelos es la formulación de penacho gaussiano adaptada a las circunstancias particulares de cada caso. Los modelos de dispersión gaussiana tienen en

Figura 4.1
Esquema de migración a través del aire.



cuenta las características del viento (dirección y velocidad) y la estabilidad de la atmósfera para determinar su capacidad de dispersión por mezcla térmica y mecánica, asumiendo que la dispersión lateral y vertical siguen una distribución gaussiana.

5. Migración a través de la cadena trófica

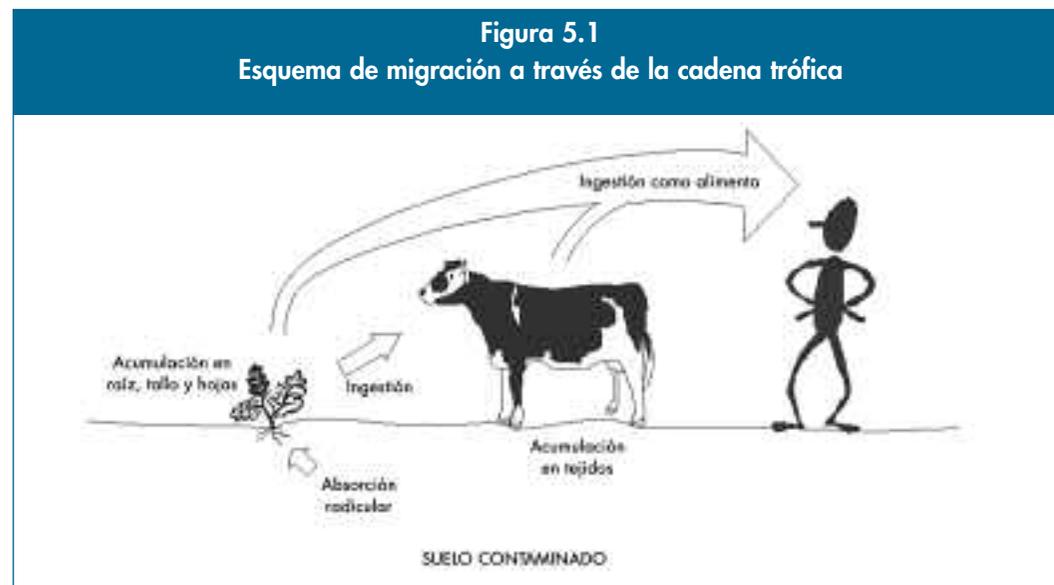
La incorporación de contaminantes procedentes del suelo a elementos bióticos y su posterior transferencia a lo largo de la cadena trófica constituyen procesos de migración que, en la medida que las circunstancias del caso lo indiquen, pueden tener que cuantificarse en el análisis de riesgos. La figura 5.1 muestra un esquema básico de este tipo de migración en la que, en general, se ven afectados tanto receptores humanos como ecológicos.

En este caso, a la variabilidad de los medios abióticos habitualmente considerados (suelo, aguas, aire) se une la diversidad de elementos bióticos que pueden encontrarse implicados, con diferentes respuestas a la ingesta de contaminantes y complejas relaciones estructurales y funcionales entre ellos.

Desde la perspectiva de análisis de la cadena trófica, la concentración de un contaminante que en un momento dado puede presentar un tejido de un determinado elemento biótico está condicionada por, entre otros, los siguientes mecanismos:

- La **biodisponibilidad** del contaminante, entendida como la cantidad del mismo realmente absorbible por el organismo receptor (vegetal o animal).

- La **bioacumulación** del contaminante en determinados tejidos biológicos, entendida como la capacidad de dichos tejidos para "retener" sustancias químicas.
- La **biomagnificación**, fenómeno que se traduce en un incremento de la concentración absorbida del contaminante a medida que se asciende por la cadena trófica.



Aunque se trata de un campo en el que el conocimiento científico está progresando, todavía es limitada la información disponible que pudiera permitir un enfoque sistemático del problema. En general, se trata de establecer los valores de unos coeficientes o factores que, aplicados a la concentración del contaminante en el suelo, permitan estimar la concentración de ese contaminante en un tejido concreto de un elemento biótico de la cadena trófica. Tales factores incorporan oportunamente los mecanismos de biodisponibilidad, bioacumulación y biomagnificación relevantes en las condiciones del caso. La determinación de los valores de estos factores se apoya en resultados empíricos, algunos de los cuales han permitido elaborar modelos matemáticos para este propósito.

Los mayores desarrollos se han producido en el área de la transferencia de contaminantes del suelo a las plantas y su acumulación en las mismas. El efecto de estos mecanismos se suele simular mediante un factor (BCF) que responde a la siguiente formulación:

$$C_{planta} = BCF \times C_{suelo}$$

donde:

C_{planta} = Concentración del contaminante en la planta o en una parte de la misma (raíces, tallos, hojas), referida a peso seco.

BCF = Factor de bioconcentración o bioacumulación (adimensional).

C_{suelo} = Concentración del contaminante en el suelo, referido a peso seco.

En cuanto a la determinación del valor de BCF, es preciso diferenciar entre contaminantes inorgánicos (en particular, metales) y orgánicos. La transferencia y acumulación de metales en las plantas depende de diversos factores, entre los que cabe destacar:

- Características del suelo: pH, contenido en materia orgánica, granulometría (contenido en finos), presencia de cationes y aniones que reducen la biodisponibilidad de los metales, etc.
- Forma química en que se encuentra el metal: en general, la acumulación tiende a ser mayor cuando se trata de sales metálicas que cuando se trata de metales en forma elemental.

- Especie implicada: cada especie de planta posee distinto grado de afinidad a absorber metales del suelo. Algunas plantas son resistentes a ciertos metales que, sin embargo, se transfieren fácilmente a otras.
- Fitotoxicidad: la aparición de efectos tóxicos en las plantas como consecuencia de la absorción de metales del suelo limita su crecimiento y puede potenciar o reducir la acumulación de éstos en los tejidos supervivientes.

Los múltiples factores implicados dificultan la modelización de estos procesos y aconsejan utilizar datos empíricos para determinar en cada suelo, contaminante y especie vegetal el valor de BCF. En todo caso, a falta de ellos, se puede acudir a expresiones que facilitan un valor aproximado, como por ejemplo (Baes et al., 1984):

$$\ln BCF = 2,67 - 1,12 \ln K_d$$

El valor de BCF resultante se corrige para el pH real del suelo de acuerdo con la siguiente expresión (Veerkamp, W. y ten Berge, W., 1995):

$$BCF_c = BCF \times 10^{0,25(pH_r - pH)}$$

donde:

BCF_c = Valor BCF corregido para el pH real del suelo.

BCF = Valor BCF correspondiente al pH del suelo para el que se ha determinado K_d .

pH_r = pH real del suelo.

pH = pH del suelo para el que se ha determinado K_d .

Para contaminantes orgánicos, el mayor número de datos empíricos disponibles de valores de BCF se refiere a pesticidas. Si no se dispone de datos empíricos para los contaminantes implicados en un caso concreto, se puede acudir a modelos basados en ecuaciones de regresión que correlacionan el valor de BCF con el del coeficiente de partición octanol-agua (K_{ow}). Uno de los más difundidos es el de Briggs-Ryan, que proporciona valores de BCF diferenciados para las raíces y la parte aérea de la planta (Veerkamp, W. y ten Berge,

$$C_{ac} = C_s \times (BCF^{tallos} \times f_{tallos} + BCF^{raiz} \times f_{raiz}) \times \left(\frac{\rho_s}{\theta_w + K_d \times \rho_s + H \times \theta_a} \right)$$

W., 1995; IHOBE, 1998; Vik et al., 1999; IHOBE, 2003). De acuerdo con él, la concen-

$$BCF^{tallos} = 0,784 \times 10^{-0,1799(\log K_{ow} - 1,78)^2} \times (10^{(0,95 \log K_{ow} - 2,05)} + 0,82)$$

$$BCF^{raiz} = 10^{(0,77 \log K_{ow} - 1,52)} + 0,82$$

tración de un contaminante en una planta vendría dada por la siguiente expresión:

donde:

C_{ac} = Concentración bioacumulada en la planta (mg contaminante/kg planta).

BCF^{tallos} = Factor de bioacumulación correspondiente al tallo y hojas (l/kg peso húmedo).

BCF^{raiz} = Factor de bioacumulación correspondiente a la raíz (l/kg peso húmedo).

K_{ow} = Coeficiente de partición octanol-agua (l/kg).

f_{tallo} = Fracción de tallos y hojas respecto al total de la planta.

$f_{raíz}$ = Fracción de raíces respecto al total de la planta.

ρ_s = Densidad del suelo (kg/l).

θ_w = Volumen unitario de poros ocupados por agua (adimensional).

θ_a = Volumen unitario de poros ocupados por aire (adimensional).

K_d = Coeficiente de partición suelo-agua (l/kg).

H' = Constante de Henry (adimensional).

Para contaminantes orgánicos, también se han desarrollado modelos más sofisticados, concebidos específicamente para su uso en análisis de riesgos. Es el caso de PLANTX (Trapp et al., 1995), modelo basado en coeficientes de partición entre fases que simula de forma dinámica los procesos de absorción radicular, metabolización y acumulación de contaminantes xenobióticos en raíces, tallos, hojas y frutos y cuya aplicación requiere un número limitado de datos de entrada. Otro modelo, desarrollado sobre las mismas bases, es PLANTE que permite estimar la absorción por las plantas de contaminantes presentes en el aire durante la transpiración.

Así mismo, se han desarrollado expresiones matemáticas que permiten estimar la concentración de un contaminante en una planta como consecuencia de la deposición de polvo contaminado que se encuentra suspendido en el aire (Veerkamp, W. y ten Berge, W. 1995).

La transferencia y acumulación de contaminantes en niveles superiores de la cadena trófica también ha sido y es objeto de investigación, si bien la cuantificación de las concentraciones resultantes plantea aún más dificultades e incertidumbres. En la actualidad se dispone de algunos modelos simples que permiten estimar las concentraciones de contaminantes orgánicos en carne, leche y huevos del ganado (Veerkamp, W. y ten Berge, W., 1995) o del pescado (Vik et al., 1999) y su posterior incorporación a receptores humanos. Todos se apoyan en la formulación de coeficientes de partición del contaminante en el tejido graso del animal/alimento en cuestión a partir de los valores del coeficiente de partición octanol-agua (Travis et al., 1988; Kenaga, 1980).

Finalmente, de cara a su utilización en análisis simplificados de riesgos para ecosistemas, se han formulado expresiones simples que proporcionan valores aproximados del factor de bioacumulación de un contaminante orgánico en grandes grupos de organismos a partir de su coeficiente de partición octanol-agua. Como ejemplo de esta tendencia se citan las siguientes expresiones:

Para plantas (USEPA, 1999):

$$\log BCF = 1,588 - 0,578 \times \log K_{ow}$$

Para invertebrados (USEPA, 1999):

$$\log BCF = 0,819 \times \log K_{ow} - 1,146$$

Para peces (SFT, 1999):

$$BCF = I \times K_{ow}$$

donde I es el contenido en lípidos del pez (%).

Algunas expresiones facilitadas en este anexo para estimar los factores de bioacumulación, así como otras disponibles en la bibliografía especializada, proporcionan los valores referidos a peso húmedo (o fresco) del tejido implicado (hojas, raíces, etc.), mientras que otras los refieren al peso seco. A efectos de su correcta utilización, se recomienda consultar este aspecto en las referencias originales y realizar las correcciones que resulten oportunas en cada caso.

ANEXO 3

1. Introducción
2. Parámetros biométricos
3. Patrones de actividad
4. Tasas de contacto

PARÁMETROS DE EXPOSICIÓN EN ANÁLISIS DE RIESGOS PARA LA SALUD HUMANA

1. Introducción

El presente anexo recoge una serie de valores orientativos referentes a parámetros biométricos de la población, patrones de actividad y tasas de contacto, que pueden ser útiles para el cálculo de ingestas en análisis de riesgos para la salud humana.

Se recomienda utilizarlos en la medida que no se disponga de datos característicos de las poblaciones específicas a evaluar en el caso concreto objeto de análisis. Estos datos específicos pueden obtenerse a través de estudios de campo, fuentes estadísticas, etc. Siempre que se encuentren disponibles, se primará el uso de datos representativos de la población de la Comunidad de Madrid. En su defecto, podrán utilizarse datos procedentes de otras fuentes siempre y cuando las poblaciones a que se refieran sean asimilables a las que son objeto de análisis.

2. Parámetros biométricos

A continuación se proporcionan, para diferentes receptores tipo, datos relativos a la superficie corporal expuesta en distintas situaciones de exposición por contacto dérmico, así como al peso corporal.

Situación de exposición	Superficie expuesta	Niños	Adultos
Contacto dérmico con suelo (ambiente exterior) o polvo (ambiente interior)	Manos, antebrazos y pies	0,182 ⁽²⁾	0,31 - 0,50
Contacto dérmico con agua durante el baño/ducha o baño recreativo	Todo el cuerpo	0,728 ⁽¹⁾	1,94 - 2,30

(1) Percentil 50

(2) Para niños se considera expuesta (por defecto) el 25% de la superficie corporal total (0,728 m²)

Tabla 2.2
Peso corporal (kg)

Receptor tipo	Peso corporal (kg)
Mujer ⁽²⁾	58
Hombre ⁽²⁾	70
Adulto (indiferenciado) ⁽¹⁾	70
Niño (indiferenciado) ⁽¹⁾	15

⁽¹⁾ Valor medio a lo largo del período de exposición para efectos crónicos

⁽²⁾ Percentil 50

3. Patrones de actividad

Los valores de duración y frecuencia de la exposición asociada a cada actividad que aparecen en las tablas siguientes pueden servir de orientación para calcular el tiempo de exposición correspondiente a un escenario de análisis cuando no se disponga de datos específicos para las poblaciones a evaluar. En varios casos se ofrecen intervalos de valores, que tratan de reflejar la variabilidad de estos parámetros de unas situaciones a otras. El informe del análisis de riesgos deberá incluir una justificación razonada de los valores adoptados en cada caso específico.

Se presentan valores de duración y frecuencia de exposición para población infantil y adulta por separado. En principio, los valores que se indican son aplicables a ambos sexos en cada subgrupo de población. No obstante, si la información disponible y el nivel de detalle del análisis lo justifican, se pueden establecer valores diferenciados por sexos y/o tramos de edad.

Los valores indicados para actividad residencial corresponden al supuesto de vivienda habitual. Si se tratara de viviendas de segunda residencia, habría que ajustar la frecuencia de exposición a las circunstancias del caso. Los valores correspondientes a actividades productivas pueden presentar una gran variabilidad de un emplazamiento a otro e incluso de un segmento de población a otro dentro del mismo emplazamiento. Sin detrimento de adoptar los indicados en la tabla, se recomienda recabar información específica que permita ajustarlos a la realidad de cada caso.

Tabla 3.1
Duración y frecuencia de exposición para actividades desarrolladas por población infantil

Ubicación	Actividad	Duración (di) (min/día)	Frecuencia (fi) (días/año)
Ambiente exterior	Residencial (jardín)	150 - 420	90 - 300
	Recreativa (parques y zonas de juego)	90 - 240	180 - 210
	Escolar (juego)	120 - 240	180
	Deportiva	30 - 90	130
	Baño recreativo	30 - 60	30 - 120
Ambiente interior	Residencial	720 - 1.020	270 - 365
	Baño/ducha	30	270 - 365
	Escolar	240 - 360	180

Tabla 3.2
Duración y frecuencia de exposición para actividades desarrolladas por población adulta

Ubicación	Actividad	Duración (di) (min/día)	Frecuencia (fi) (días/año)
Ambiente exterior	Residencial (jardín)	150 - 420	90 - 300
	Recreativa (parques y zonas verdes)	120 - 240	180 - 210
	Educativa	60 - 120	180
	Deportiva	90	130
	Baño recreativo	30 - 60	20 - 120
Ambiente interior	Residencial	720 - 1.020	330 - 365
	Baño/ducha	30	330 - 365
	Educativa	300 - 360	180
	Deportiva	60 - 120	72 - 132
Entornos productivos	Contacto con agua en el trabajo	30	230
	Agrícola	60 - 180	230
	Construcción	480	230
	Industria y servicios (ambiente interior)	360 - 480	230
	Industria y servicios (ambiente exterior)	30 - 60	230

4. Tasas de contacto

Las tablas adjuntas proporcionan algunos valores orientativos de las tasas de contacto con diversos medios a través de las vías de ingestión e inhalación. Estos valores pueden utilizarse cuando no se disponga de datos específicos para las poblaciones a evaluar. En todo caso, el informe del análisis de riesgos deberá incluir una justificación razonada de los valores adoptados.

En las tasas de contacto vía ingestión (o **tasas de ingestión**) se diferencian valores para población infantil y adulta. En principio, los valores que se indican son aplicables a ambos sexos en cada subgrupo de población. No obstante, si la información disponible y el nivel de detalle del análisis lo justifican, se puede diferenciar valores por sexos y/o tramos de edad.

Para la vía de ingestión se contemplan como medios de contacto el suelo (en ambiente exterior) y el polvo (en ambiente interior), los alimentos y el agua. Se suele considerar que los valores realistas para ingestión de suelo por parte de la población adulta dependen en gran medida de la actividad/uso del suelo. Así, los más bajos de los indicados corresponderían a uso industrial/comercial mientras que los más altos se ajustan mejor al uso residencial. En el rango indicado en la tabla no se contempla la ingestión accidental de suelo durante labores agrícolas o asimilables (mantenimiento de jardines, etc.); en estas labores la ingestión suele ser considerablemente mayor, pudiendo alcanzar valores del orden de 400-450 mg/día.

Las tasas de ingestión de alimentos siempre incorporan amplias incertidumbres, dada la gran variabilidad local y estacional que se produce en la composición de la dieta. Por ello se ha optado por indicar, en general, rangos de valores dentro de los cuales es razonable se encuentren las cantidades de los diversos grupos de alimentos consumidos por los receptores. Los valores de las tasas de ingestión de alimentos se refieren al peso fresco de la parte comestible de los mismos y corresponden al total de la dieta del tipo de receptor que se trate. Consideración aparte merece la evaluación de qué fracción de la dieta total se encuentra contaminada por efecto del emplazamiento que se está analizando. En ausencia de datos específicos que permitan estimarla, es frecuente asumir valores entre un 10 y un 30%.

En cuanto a la ingestión de agua, se contempla no sólo la de bebida sino también la ingerida durante el baño/ducha o baño recreativo. En el último caso, la tasa viene referida a la duración del baño/ducha o baño recreativo.

Tabla 4.1 Tasas de ingestión			
Medio de contacto		Niños	Adultos
Suelo/polvo	Ingestión accidental de suelo (exterior)	150 - 200 mg/día	50 - 100 mg/día
	Ingestión accidental de polvo (interior)	45 - 200 mg/día	0,5 - 3 mg/día
	Ingestión voluntaria de suelo (pica)	10 g/día ⁽¹⁾	-
Alimentos	Vegetales (indiferenciado)	70 - 230 g/día	150 - 470 g/día
	Vegetales de hoja	25 - 40 g/día	60 - 150 g/día
	Frutas y vegetales de fruto	30 - 150 g/día	60 - 200 g/día
	Vegetales de raíz	15 - 40 g/día	30 - 120 g/día
	Pescado	50 g/día	80 - 150 g/día
	Lácteos	500 g/día	300 - 350 g/día
	Huevos	20 g/día	30 - 40 g/día
	Carne	70 g/día	150 - 250 g/día
Agua	Bebida	1,0 l/día	1,4 - 2,0 l/día
	Baño/ducha o baño recreativo	50 ml/hora	50 ml/hora

(1) Sólo niños entre 1 y 3 años de edad.

Las tasas de contacto vía inhalación (o **tasas de inhalación**) se proporcionan, en primer lugar, referidas al grado de intensidad de la actividad desarrollada por el receptor, distinguiendo situaciones de reposo, actividad ligera, moderada y pesada. Se presentan valores para población infantil y adulta, sin distinción de sexo. No obstante, dadas las significativas diferencias entre las tasas de inhalación de adultos de los dos sexos, se ha considerado oportuno incluir también valores diferenciados para hombres y mujeres.

En un escenario dado, la situación puede responder a uno de los grados de intensidad de actividad señalados o a una mezcla de varios de ellos, en cuyo caso la tasa se calcularía como media ponderada de las correspondientes a los grados aplicables. Desde esta perspectiva, se han estimado valores de las tasas de inhalación para varias actividades, que se presentan en una tabla aparte para población infantil y adulta, sin distinción de sexo. Los valores estimados que se proporcionan deben utilizarse con precaución, ya que las situaciones reales pueden diferir sensiblemente respecto a los patrones supuestos. La variabilidad es particularmente marcada en actividades asociadas a entornos productivos, para las que se ofrecen rangos de valores meramente orientativos.

Tabla 4.2 Tasas de inhalación según grado de intensidad de la actividad (m³/h)				
Intensidad de la actividad	Niños	Adultos (1)	Hombres	Mujeres
Reposo	0,4	0,5	0,7	0,3
Actividad ligera (trabajo sentado, tiempo libre)	0,8	0,6	0,8	0,5
Actividad moderada (deporte, trabajo de pie, tareas domésticas)	2,0	2,1	2,5	1,6
Actividad pesada (construcción, deporte intenso)	2,4	3,9	4,8	2,9

(1) Sin diferenciar sexo.

Tabla 4.3 Tasas de inhalación según tipo de actividad (m³/h)			
Ubicación	Actividad	Niños	Adultos
Ambiente exterior	Residencial (jardín)	1,5	1,5
	Recreativa (parques y zonas de juego)	2,0	2,3
	Educativa	2,0	2,1
	Deportiva al aire libre	2,0	2,5
Ambiente interior	Residencial	0,5	1,5
	Baño/ducha	0,6	0,6
	Educativa	1,4	1,8
	Deporte en recinto cerrado	2,0	2,5
Entornos productivos	Agrícola	NA	2,0 - 3,0
	Construcción	NA	3,0 - 3,9
	Industria y servicios (ambiente interior)	NA	1,0 - 2,0
	Industria y servicios (ambiente exterior)	NA	1,5 - 2,3

NA: No aplicable

ANEXO 4

1. Introducción

2. Parámetros de exposición

2.1. Peso Vivo y Tasas de Ingestión para vertebrados

2.2. Factores de bioacumulación

PARÁMETROS DE EXPOSICIÓN EN ANÁLISIS DE RIESGOS PARA ECOSISTEMAS

1. Introducción

El presente anexo incluye información necesaria para la realización de los análisis de riesgos para ecosistemas. Toda la información contemplada procede de fuentes avaladas científica y técnicamente por instituciones internacionales, de forma que posee la validez suficiente para considerarlos como datos a utilizar por defecto en análisis de riesgos simplificados, en los que no se suelen llevar a cabo estudios específicos de cada caso.

Se incluyen valores referentes a varios parámetros de exposición, en concreto, valores de peso vivo, tasas de ingestión y factores de bioacumulación para distintos grupos de organismos.

2. Parámetros de exposición

2.1. Peso Vivo y Tasas de Ingestión para vertebrados

A continuación se ofrecen los valores de Peso Vivo y Tasas de Ingestión de alimento, agua y suelo para los vertebrados seleccionados (USEPA, 1999) de los grupos: ave herbívora, ave omnívora, mamífero herbívoro y mamífero omnívoro.

Especies	Grupo	Peso Vivo (kg)	TI alimento (kg ph/kg pv d)	TI agua (l/kg pv d)	TI suelo (kg ps/kg pv d)
Columba livia (Paloma bravía)	Ave herbívora	0.15	0.349	0.109	0.00701
Troglodytes troglodytes (Chochín)	Ave omnívora	0.01	0.926	0.275	0.0196
Mus musculus domesticus (Ratón doméstico)	Mamífero herbívoro	0.0148	0.599	0.151	0.00144
Crocidura russula (Musaraña común)	Mamífero omnívoro	0.004	0.62	0.172	0.0136

2.2. Factores de bioacumulación

Factores de bioacumulación (BCF) en invertebrados.

A continuación se ofrecen los valores de BCF en invertebrados (mg compuesto / kg peso seco) / (mg compuesto/kg suelo seco) y plantas (en mg compuesto/g peso seco planta) / (mg compuesto / g suelo seco)

Sustancias	BCF invertebrados (USEPA, 1999)
Aluminio	0,22
Antimonio	0,22
Aroclor 1016	1,13
Aroclor 1254	1,13
Arsénico	0,11
Bario	0,22
Benzo(a)antraceno	0,03
Dibenzo(a,h)antraceno	0,07
Benzo(a)pireno	0,07
Benzo(b)fluoranteno	0,07
Benzo(k)fluoranteno	0,08
Berilio	0,22
Boro	0,22
Cadmio	0,96
Cianuro	1,12
Heptacloro	1,40
1,2,3,7,8-pentaclorodibenzofurano	0,32
2,3,7,8-tetraclorodibenzofurano	1,27
1,2,3,6,7,8-hexaclorodibenzofurano	0,3
Cloruro de mercurio	0,04
Cobre	0,04
Criseno	0,04
Cromo total	0,01
4,4'-DDE	1,26
Estaño	0,22
Estroncio	0,22
Indeno(1,2,3-cd)pireno	0,08
Litio	0,22
Manganeso	0,22
Mercurio inorgánico	0,04
Metilmercurio	8,5
Molibdeno	0,22
Níquel	0,02
Plata	0,22
Plomo	0,03
Selenio	0,22
Talio	0,22
Vanadio	0,22
Zinc	0,56

Para otros compuestos orgánicos para los que no existen datos disponibles, el BCF se puede estimar como (USEPA, 1999):

$$\text{BCF invertebrados: } \log BCF = 0,819 \times \log K_{ow} - 1,146$$

Factores de bioacumulación (BCF) en plantas.

A continuación se ofrecen los valores de BCF en plantas (en mg compuesto/g peso seco planta) / (mg compuesto / g suelo seco)

Sustancias	BCF plantas (USEPA, 1999)
Arsénico	0,036
Cadmio	0,364
Mercurio inorgánico	0,0375
Metilmercurio	0,137
Níquel	0,032
Selenio	0,016
Zinc	0,0000000000012

Para otros compuestos inorgánicos para los que no existen datos disponibles, el BCF se pueden estimar como (Baes et al, 1984):

$$\ln BCF = 2,67 - 1,12 \ln K_d$$

Para otros compuestos orgánicos para los que no existen datos disponibles, el BCF se pueden estimar como (USEPA, 1999):

$$\log BCF = 1,588 - 0,578 \log K_{ow}$$