



**MINISTERIO  
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA  
Y EL RETO DEMOGRÁFICO**

**SECRETARÍA DE ESTADO  
DE MEDIO AMBIENTE  
DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD  
Y EVALUACIÓN AMBIENTAL**

# **GUÍA DE ORIENTACIONES TÉCNICAS PARA LA ELABORACIÓN DE LOS ANÁLISIS DE RIESGOS MEDIOAMBIENTALES**

**COMISIÓN TÉCNICA DE PREVENCIÓN Y REPARACIÓN DE DAÑOS  
MEDIOAMBIENTALES**

## ÍNDICE

<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>1</b>
<b>1.1. Marco legal</b> .....	<b>1</b>
<b>1.2. Objetivo</b> .....	<b>3</b>
<b>2. LOS ANÁLISIS DE RIESGOS MEDIOAMBIENTALES EN EL MARCO DE LA NORMATIVA DE RESPONSABILIDAD MEDIOAMBIENTAL</b> .....	<b>5</b>
<b>3. CONTENIDO DE LOS ANÁLISIS DE RIESGOS MEDIOAMBIENTALES Y DEL PROCEDIMIENTO PARA DETERMINAR LA CUANTÍA DE LA GARANTÍA FINANCIERA</b> .....	<b>6</b>
<b>3.1. Descripción de la actividad y caracterización del entorno</b> .....	<b>8</b>
<b>3.2. Identificación de causas y peligros</b> .....	<b>9</b>
3.2.1. Identificación de fuentes de peligro .....	9
3.2.2. Identificación de causas.....	9
<b>3.3. Identificación de sucesos iniciadores</b> .....	<b>10</b>
<b>3.4. Identificación de escenarios accidentales relevantes</b> .....	<b>11</b>
<b>3.5. Asignación de probabilidades a los escenarios accidentales</b> .....	<b>15</b>
<b>3.6. Estimación de consecuencias de los escenarios accidentales: cálculo del índice de daño medioambiental (IDM) de cada escenario accidental</b> .....	<b>18</b>
<b>3.7. Estimación del riesgo medioambiental</b> .....	<b>20</b>
<b>3.8. Selección del escenario accidental de referencia</b> .....	<b>21</b>
<b>3.9. Cuantificación del daño medioambiental asociado al escenario accidental de referencia</b> .....	<b>26</b>
<b>3.10. Monetización del daño medioambiental asociado al escenario accidental de referencia</b> .....	<b>31</b>
<b>3.11. Evaluación de la necesidad de constituir una garantía financiera por responsabilidad medioambiental</b> .....	<b>32</b>
<b>3.12. Evaluación de la tolerabilidad del riesgo medioambiental</b> .....	<b>33</b>
<b>3.13. Análisis de sensibilidad del cálculo de la cuantía de la garantía financiera por responsabilidad medioambiental</b> .....	<b>34</b>
<b>4. PREGUNTAS FRECUENTES SOBRE ANÁLISIS DE RIESGOS MEDIOAMBIENTALES</b>	<b>35</b>
<b>4.1. Consulta sobre el alcance de los análisis de riesgos medioambientales y la inclusión de las actividades subcontratadas</b> .....	<b>35</b>
<b>4.2. Consulta sobre la posibilidad de utilizar el método para calcular probabilidades de un análisis de riesgos sectorial perteneciente a otro sector</b> .....	<b>36</b>
<b>4.3. Consultas sobre la elaboración de los árboles de consecuencias</b> .....	<b>36</b>
4.3.1. ¿Se pueden eliminar escenarios accidentales que sean similares si estos son muy numerosos? ¿Influye la agregación de escenarios en el cálculo de la cuantía de garantía financiera?.....	36

4.3.2.	Aplicando los árboles de sucesos, ¿puede identificarse un único escenario accidental en el análisis de riesgos? .....	37	
4.3.3.	¿Cómo se procede cuando la reparación primaria de todos los escenarios accidentales relevantes se basa en la recuperación natural? .....	37	
4.3.4.	¿Cómo se asigna la probabilidad a los escenarios accidentales? .....	39	
4.3.5.	En caso de aplicar una o más medidas de prevención ¿se deben adaptar el árbol de consecuencias y la identificación de escenarios accidentales a las nuevas condiciones? ¿Qué consecuencias podría tener sobre los árboles de sucesos y la determinación de la garantía financiera? .....	41	
4.3.6.	¿A partir de qué cantidad almacenada de una sustancia contaminante es recomendable o necesario tener en cuenta una determinada fuente de peligro? .....	42	
4.3.7.	¿Qué ejemplos pueden servir de referencia para la aplicación del artículo 3.4.b de la Ley 26/2207, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental? .....	42	
<b>4.4 Consultas sobre la cuantificación de los daños y el empleo de modelos de difusión</b>			
4.4.1.	¿Cómo se cuantifican los agentes químicos cuando se trata de una mezcla de sustancias? .....	42	
4.4.2.	¿Qué decisión se puede tomar cuando el umbral de toxicidad de determinada sustancia química no figura en la ficha de seguridad y no es posible utilizar ese dato para aplicarlo en un modelo de dispersión de contaminantes del receptor potencialmente afectado? .....	44	
4.4.3.	En el caso de un vertido al suelo que alcanza el agua subterránea, ¿cómo se reparte la cantidad vertida entre el suelo y la masa de agua subterránea? .....	45	
4.4.4.	¿Cómo se evalúa en un análisis de riesgos medioambientales un vertido que finaliza en una estación depuradora externa al operador? .....	47	
4.4.5.	¿Cómo se aborda en el análisis de riesgos medioambientales un vertido tóxico de sustancias solubles a una masa de agua superficial? .....	47	
4.4.6.	¿Cómo se aborda en el análisis de riesgos medioambientales un vertido tóxico debido al arrastre de sustancias contaminantes por las aguas de extinción? .....	49	
4.4.7.	A la hora de cuantificar un daño generado a las especies animales, ¿dónde se pueden recabar datos sobre densidad de poblaciones? .....	51	
4.4.8.	¿Cómo se determina la extensión de un daño ocasionado por un incendio a las especies silvestres? .....	54	
4.4.9.	¿Cómo tratar el arrastre de materiales finos —metales pesados— en un análisis de riesgos medioambientales? En caso de que estos lleguen a una masa de agua superficial, ¿qué parte queda en suspensión y qué parte sedimenta? .....	55	
<b>5. DAÑOS OCASIONADOS POR AGENTES BIOLÓGICOS Y EL MATERIAL TRANSGÉNICO</b> .....			<b>56</b>
5.1.	Marco normativo .....	56	
5.2.	Estado del conocimiento científico y técnico sobre los daños ocasionados por agentes biológicos .....	58	

5.3.	La aplicación del principio de precaución en el marco específico de los riesgos ocasionados por agentes biológicos .....	59
5.4.	Orientaciones para la evaluación de daños generados por organismos modificados genéticamente.....	60
5.5.	La consideración de las especies exóticas invasoras en los análisis de riesgos medioambientales .....	64
5.6	Indicaciones específicas para la evaluación de los daños ocasionados por agentes patógenos en el sector ganadero .....	69
<b>6. SELECCIÓN Y UTILIZACIÓN PRÁCTICA DE LOS MODELOS Y CRITERIOS DE DIFUSIÓN PARA LA CUANTIFICACIÓN DEL DAÑO MEDIOAMBIENTAL.....</b>		<b>71</b>
6.1.	Pautas relativas a la determinación de la intensidad de los daños medioambientales	71
6.2.	Pautas relativas a la determinación de la escala temporal de los daños medioambientales .....	72
6.3	Pautas relativas a la determinación de la extensión de los daños medioambientales	74
6.3.1.	Modelización de la contaminación por agentes químicos al agua marina (C1)..	75
6.3.2.	Modelización de la contaminación por agentes químicos al agua continental superficial (C2).....	77
6.3.3.	Modelización de la contaminación por daños al suelo y a las aguas subterráneas (C3 y C5)	80
5.2.4.	Modelización de la contaminación por agentes químicos al lecho de las aguas superficiales continentales y las aguas marinas (C4).....	83
5.2.5.	Modelización de la contaminación por agentes químicos la ribera del mar y de las rías (C6) .....	85
5.2.6.	Modelización de la contaminación por agentes químicos a las especies vegetales (C7) .....	86
5.2.7.	Modelización de la contaminación por agentes químicos a las especies animales (C8) .....	89
5.2.8.	Modelización de los daños por extracción/desaparición de recursos naturales (C9-C13)	92
5.2.9.	Modelización de los daños por vertido de inertes a los recursos naturales (C14-C15)	92
5.2.10.	Modelización de los daños por variación de temperatura del agua continental superficial (C16).....	93
5.2.11.	Modelización de los daños por variación de temperatura al suelo y a las especies vegetales y animales (C17-C19).....	96
5.2.12.	Modelización de los daños por incendio a las especies vegetales (C20).....	97
5.2.13.	Modelización de los daños por incendio a las especies de animales (C21).....	98

5.2.14. Modelización de la contaminación atmosférica generada por agentes químicos en forma de nubes tóxicas y de partículas en suspensión (V1) .....	98
Limitaciones e hipótesis asumidas con carácter general para la modelización de la contaminación atmosférica .....	98
<b>6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>102</b>
<b>ANEXO 1. MODELO GRIMAZ.....</b>	<b>104</b>
Cálculo de la superficie de la mancha de contaminación en suelos impermeables .....	104
<i>Suelo plano</i> .....	104
<i>Suelo inclinado</i> .....	105
Simplificaciones que permiten aplicar el modelo a suelos permeables .....	107
Cálculo de la profundidad máxima alcanzada por el vertido.....	109
1. Cálculo de la profundidad de saturación del suelo por el vertido .....	110
2. Parámetros de entrada.....	111
Recomendaciones prácticas en función del alcance y las limitaciones del Modelo GRIMAZ .....	112
Orientaciones para la selección y utilización práctica de modelos de difusión para la cuantificación del agua subterránea contaminada.....	114
Ejemplo de aplicación del modelo GRIMAZ.....	116
<b>ANEXO 2. MODELO BEHAVE.....</b>	<b>121</b>
<b>ANEXO 3. EL MODELO DE DISPERSIÓN ATMOSFÉRICA ALOHA .....</b>	<b>130</b>
<i>Objetivos, alcance y limitaciones</i> .....	130
<i>Variables de entrada</i> .....	131
<i>Ejemplo de salida gráfica</i> .....	134
<i>Otras funcionalidades de ALOHA: estimación de concentraciones del agente causante del daño</i> .....	138
<i>Cuadro resumen de Ejemplo 2</i> .....	142
<i>Hipótesis adoptadas sobre la base de los resultados del Modelo ALOHA para la evaluación de daños por contaminación atmosférica a las especies vegetales y la determinación de posibles medidas de reparación</i> .....	144

# 1. INTRODUCCIÓN

## 1.1. Marco legal

La Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental establece en su artículo 24 que determinados operadores de las actividades incluidas en su anexo III deberán disponer de una garantía financiera que les permita hacer frente a la responsabilidad medioambiental inherente a la actividad o actividades que pretendan desarrollar. Esta previsión se establece sin perjuicio de las exenciones previstas en el artículo 28, entre ellas el mecanismo de flexibilización por el cual el valor del daño a partir de cuyo límite la garantía financiera es obligatoria, se establece en 300.000 euros, o 2.000.000 de euros para los operadores que estén adheridos con carácter permanente y continuado, al sistema comunitario de gestión y auditoría medioambientales EMAS y/o al sistema de gestión medioambiental UNE-EN ISO 14001 vigentes.

El Reglamento de desarrollo parcial de la ley, aprobado mediante el Real Decreto 2090/2008, de 22 de diciembre, desarrolla en su capítulo 3 los preceptos esenciales de la garantía financiera obligatoria. Estas previsiones abarcan tanto el procedimiento para determinar la cuantía de la garantía financiera y las modalidades de la misma –aval, reserva técnica o póliza de seguro–, como la definición de las categorías de actividades profesionales que quedan tanto exentas como obligadas a constituir la garantía financiera y, por tanto, que deben realizar el análisis de riesgos medioambiental previsto en la ley para su determinación.

La Ley 11/2014, de 3 de julio, por la que modifica Ley 26/2007, de 23 de octubre, introdujo un nuevo apartado d) en el artículo 28 de la ley, que establece los criterios para determinar por vía reglamentaria las actividades que quedan exentas de constituir la garantía financiera obligatoria con el objetivo de racionalizar tal obligación a las actividades con mayor incidencia ambiental. El Real Decreto 183/2015, de 13 de marzo, por el que se modifica el Reglamento de desarrollo parcial, modificó el artículo 37 del Reglamento para determinar las actividades exentas de la obligación de constituir una garantía financiera. De este modo, las actividades profesionales que quedan obligadas a constituir la garantía financiera, son las incluidas en el apartado 2.a) del artículo 37, las cuales quedan también obligadas a realizar el análisis de riesgos medioambientales a partir del que se determina la cuantía de garantía financiera. Las actividades profesionales **sujetas a la obligación de constituir la garantía financiera** son las siguientes:

- Operadores sujetos al ámbito de aplicación del Real Decreto 840/2015, de 21 de septiembre, por el que se aprueban medidas de control de los riesgos inherentes a los accidentes graves en los que intervengan sustancias peligrosas (operadores SEVESO).
- Categorías de actividades industriales incluidas en el anexo I del Texto refundido de la Ley de prevención y control integrados de la contaminación aprobado por el Real Decreto Legislativo 1/2016, de 16 de diciembre.
- Los operadores que cuenten con instalaciones de residuos mineros clasificadas como de categoría A de acuerdo a lo establecido en el Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras.

En consonancia con lo anterior, los operadores que quedan exentos de la obligación de constituir la garantía financiera obligatoria y de realizar el análisis de riesgos medioambientales, son los siguientes:

- Las actividades profesionales del anexo III de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, que no estén incluidas en ninguno de los supuestos del apartado 2 a) del artículo 37 que se

exponen anteriormente y por los cuales se establece el alcance de los operadores que están sujetos a la garantía financiera obligatoria.

- La utilización de los productos fitosanitarios y biocidas a los que se refiere el apartado 8.c) y 9) del anexo III, con fines agropecuarios y forestales.

Por último, quedan obligados a realizar el análisis de riesgos medioambientales, pero exentos de constituir la garantía financiera los siguientes operadores:

- Los operadores de aquellas actividades susceptibles de ocasionar daños cuya reparación se evalúe por una cantidad inferior a 300.000 euros.
- Los operadores de actividades susceptibles de ocasionar daños cuya reparación se evalúe por una cantidad comprendida entre 300.000 y 2.000.000 de euros y acrediten mediante la presentación de certificados expedidos por organismos independientes que están adheridos con carácter permanente y continuado, bien al sistema comunitario de gestión y auditoría medioambientales (EMAS), bien al sistema de gestión medioambiental UNE-EN ISO 14001 vigente.

El análisis de riesgos medioambientales necesario para determinar la cuantía de la garantía financiera es un método de cálculo homogéneo y eficiente que permita definir con la suficiente certeza la cobertura o valor económico del riesgo medioambiental asociado a cada una de las actividades económicas y profesionales. Para facilitar la evaluación de los escenarios de riesgos así como para reducir el coste de su realización, el Reglamento prevé la posibilidad de que los operadores sujetos a la obligación de constituir la garantía financiera y que pertenecen a la misma actividad profesional desarrollen, instrumentos de carácter voluntario como los análisis de riesgos medioambientales sectoriales y las tablas de baremos. Los análisis sectoriales, que deberán ser particularizados para cada caso concreto, pueden consistir bien en modelos de informe de riesgos ambientales tipo –los denominados MIRAT– bien en guías metodológicas cuando la heterogeneidad de las actividades que integren un mismo sector así lo requiera.

Por otro lado, el Reglamento también prevé la posibilidad de desarrollar tablas de baremos que permiten a los operadores determinar la cuantía de la garantía financiera sin tener que realizar un análisis de riesgos medioambientales individual.

En todos los casos se requerirá informe favorable de la Comisión técnica de prevención y reparación de daños medioambientales para que esos instrumentos puedan ser utilizados por los operadores de los sectores que los han desarrollado, y corresponderá al Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico dar publicidad a través de su página web de los instrumentos informados favorablemente.

La fecha a partir de la cual la constitución de la garantía financiera obligatoria se hace exigible para cada una de las actividades profesionales del anexo III sujetas a esta obligación, se debía establecer por orden ministerial según lo dispuesto en la Disposición final cuarta de la Ley 26/2007, de 23 de octubre.

La Orden ARM/1783/2011, de 22 de junio, estableció el orden de prioridad y el calendario para la aprobación de las órdenes ministeriales a partir de las cuales se exige la constitución de la garantía financiera para todas las actividades obligadas a constituir la garantía financiera y clasificadas con un nivel de prioridad entre 1 y 3.

Posteriormente y en consonancia con el nuevo artículo 37 del Reglamento que desarrolla parcialmente la Ley 26/2007, de 23 de octubre, por el cual se reduce el alcance del número de actividades que quedan sujetas a la obligación de constituir una garantía financiera, la Orden APM/1040/2017, de 23 de octubre, modificó el anexo de la Orden ARM/1783/2011, de 22 de

junio, y estableció la fecha a partir de la cual será exigible la constitución de la garantía financiera para las actividades económicas clasificadas con los niveles de prioridad 1 y 2.

A estos efectos, las actividades clasificadas con nivel de prioridad 1 en la Orden ARM/1783/2011, de 22 de junio, debían disponer de la garantía financiera obligatoria a partir del 31 de octubre de 2018; y las actividades clasificadas con nivel de prioridad 2 a partir del 31 de octubre de 2019.

Finalmente, la Orden TEC/1023/2019, de 10 de octubre, establece la fecha a partir de la cual será exigible la constitución de la garantía financiera obligatoria para las actividades clasificadas como nivel de prioridad 3. Esa Orden establece que las actividades de prioridad 3 deberán disponer de la garantía financiera por responsabilidad medioambiental a partir del 16 de octubre de 2021, a excepción de las actividades de cría intensiva de aves de corral o de cerdos que deberán disponer de la garantía financiera a partir del 16 de octubre de 2022.

## **1.2. Objetivo**

La Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico tiene habilitado, desde el año 2010, un servicio de apoyo para la asesoría técnica de las actividades profesionales para la elaboración de los análisis de riesgos medioambientales que se realizan en el marco de la normativa de responsabilidad medioambiental. Este servicio tiene específicamente los siguientes objetivos:

- Resolver dudas sobre aspectos metodológicos concretos para el planteamiento y la realización de los análisis de riesgos medioambientales sectoriales e individuales.
- La orientación técnica para la aplicación de la metodología para la elaboración de los análisis de riesgos medioambientales, incluida la cuantificación y monetización de los daños asociados al escenario accidental de referencia.
- Resolver dudas sobre el uso de la aplicación informática ARM-IDM-MORA, disponible al público a través de la página web del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico<sup>1</sup>. Esta aplicación integra en una sola herramienta los tres Módulos informáticos ARM, IDM y MORA, con el fin de ayudar al usuario a elaborar los árboles de sucesos en los que se basan los análisis de riesgos, al cálculo del IDM y a la valoración económica de los daños medioambientales asociados al escenario accidental de referencia a partir del cual se calcula la garantía financiera.

Este servicio ha atendido y resuelto hasta la fecha más de 600 consultas técnicas relativas al desarrollo de los análisis de riesgos medioambientales y al procedimiento para estimar la cuantía de la garantía financiera.

Tras el análisis del tipo de consultas o de inquietudes técnicas formuladas por los operadores y sectores profesionales en el contexto del mencionado servicio de apoyo, se han identificado aquellos aspectos que demandan un mayor desarrollo a fin de ofrecer un marco de solución técnica común para todas las actividades profesionales sujetas a la obligación de constituir una garantía financiera. En este contexto y con el fin de seguir dando respuesta a la demanda expresada por las actividades profesionales para ayudarles a resolver los aspectos técnicos de los análisis de riesgos que llevan asociada una mayor complejidad, se ha elaborado esta guía.

La guía reúne los aspectos técnicos de los análisis de riesgos medioambientales a los que se refiere los artículos 33 y 34 del Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, que llevan asociada una mayor complejidad. Su objetivo es ofrecer un marco común a

---

<sup>1</sup> <https://servicio.mapama.gob.es/mora/login.action>



todos los operadores sujetos a la obligación de constituir una garantía financiera por responsabilidad medioambiental, que facilite la toma de decisiones técnicas y la resolución de las dificultades más comunes que se han identificado durante la elaboración de los análisis de riesgos medioambientales.

A estos efectos, la guía se estructura en tres partes:

- Una primera parte que incluye la revisión y descripción de la estructura y los contenidos que deben tener los análisis de riesgos medioambientales por aplicación de lo dispuesto en la normativa de responsabilidad medioambiental.
- Una segunda parte con la resolución de las preguntas más frecuentes que se han identificado en el marco de la actividad del servicio de apoyo a las actividades profesionales sujetas a la obligación de constituir una garantía financiera por responsabilidad medioambiental.
- Una tercera parte donde se identifican aspectos técnicos concretos que llevan asociada una mayor complejidad y donde las orientaciones técnicas a este respecto demandan un tratamiento independiente.

Los aspectos técnicos que han sido objeto de una atención y desarrollo específicos se refieren a la consideración de los agentes biológicos y de los materiales transgénicos en los análisis de riesgos medioambientales, y a la selección y la utilización práctica de los criterios y modelos de difusión para la cuantificación del daño medioambiental.

Dichos modelos de difusión están dirigidos a explicar el comportamiento de los agentes causantes del daño una vez son liberados en el medio receptor. Sobre este particular se ofrecen orientaciones técnicas para la modelización de la contaminación atmosférica (como vector de contaminación) por nubes tóxicas y deposición de partículas y para la modelización de los daños al suelo. A título ilustrativo se incluyen también algunos ejemplos prácticos de los modelos de difusión que se describen en el documento para facilitar al usuario la aplicación de las recomendaciones correspondientes.

Es importante recordar que la autoridad competente establece el tipo y alcance de los correspondientes sistemas de control que le permitan comprobar que el operador cumple con los requerimientos técnicos correspondientes, tal como debe comunicar en la declaración responsable de haber realizado el análisis de riesgos medioambientales y constituido, en su caso, la garantía financiera correspondiente según lo dispuesto en el artículo 33 del Reglamento y conforme a la información que se incluye en su anexo IV.

Por último, debe tenerse presente que las orientaciones que en esta guía se presentan deberán entenderse exclusivamente como recomendaciones, y que el analista habrá en todo momento de argumentar y documentar convenientemente todas las decisiones técnicas que se adopten durante la elaboración de los análisis de riesgos medioambientales.

## **2. LOS ANÁLISIS DE RIESGOS MEDIOAMBIENTALES EN EL MARCO DE LA NORMATIVA DE RESPONSABILIDAD MEDIOAMBIENTAL**

Los operadores sujetos a la obligación de constituir una garantía financiera por responsabilidad medioambiental que se incluyen en el apartado 2.a) del artículo 37 del Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, deben realizar un análisis de riesgos medioambientales a partir del cual estimar la cuantía de dicha garantía, cuya metodología se regula en artículos 33 y 34 del reglamento.

Esta metodología para determinar la cuantía de la garantía financiera obligatoria se debe aplicar con independencia de que los operadores del mismo sector profesional hayan optado previamente por realizar, con carácter voluntario, alguno de los instrumentos sectoriales que se regulan en el artículo 35 del Reglamento, que les facilite posteriormente la tarea de evaluar sus escenarios de riesgo a nivel individual además de contribuir a reducir su coste de realización. Estos son, según la homogeneidad de la tipología de instalaciones que comparta el sector y la peligrosidad o magnitud del riesgo inherente a su actividad, los modelos de informe de riesgos ambientales tipo («MIRAT») o las guías metodológicas.

En el caso de haber desarrollado las tablas de baremos previstas en el artículo 36 del Reglamento, no es necesario que los operadores del sector realicen el análisis de riesgos medioambientales, pudiendo calcular directamente la cuantía de la garantía financiera a partir de la tabla de baremos. Todos estos instrumentos deben ser informados favorablemente por la Comisión técnica de prevención y reparación de riesgos medioambientales antes de poder ser utilizados por los operadores del sector, antes de la fecha a partir de la cual sea exigible la constitución de la garantía financiera obligatoria para cada sector de actividad.

Los operadores de las actividades profesionales sujetas a la obligación de constituir la garantía financiera deberán presentar a la autoridad competente de la comunidad autónoma correspondiente y antes del plazo establecido en la correspondiente orden ministerial, una «declaración responsable» donde afirmen haber realizado un análisis de riesgos medioambientales conforme a la metodología que propugna la ley y su reglamento, y haber evaluado, consecuentemente, la necesidad de constituir una garantía financiera, sin perjuicio de las exenciones previstas en el artículo 28 de la Ley de Responsabilidad Medioambiental.

Con la firma de esta declaración responsable, el operador asume que para la determinación de la cuantía de la garantía financiera ha realizado el análisis de riesgos medioambientales de la actividad previsto en el artículo 24.3 de la Ley 26/2007, siguiendo la metodología que se desarrolla en la Sección 1ª del Capítulo III del Reglamento. La autoridad competente establecerá los correspondientes sistemas de control que le permitan comprobar el cumplimiento de las obligaciones establecidas por la normativa de responsabilidad medioambiental en relación a la constitución de la garantía financiera obligatoria y la presentación de la declaración responsable, a cuyo efecto los operadores deberán proporcionar a la autoridad competente toda la información que se estime necesaria.

### **3. CONTENIDO DE LOS ANÁLISIS DE RIESGOS MEDIOAMBIENTALES Y DEL PROCEDIMIENTO PARA DETERMINAR LA CUANTÍA DE LA GARANTÍA FINANCIERA**

En este apartado se identifican y describen los aspectos críticos relacionados con el contenido que deberá contemplar el análisis de riesgos medioambientales a partir del cual el operador determina la cuantía de la garantía financiera por responsabilidad medioambiental. El Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, indica en su artículo 34.1 que dicho análisis de riesgos ha de realizarse siguiendo el esquema establecido por la norma UNE 150008 u otras normas equivalentes.

El esquema que han de seguir los análisis de riesgos medioambientales con base en la norma UNE 150008 se estructura en las siguientes etapas:

- i) **Identificación de causas y peligros.** Las fuentes de peligro son tanto los elementos o equipos (almacenamiento de sustancias, depósitos, tuberías, balsas, etc.) como las actividades (carga y descarga, trasiegos, etc.) que puedan entrañar peligro generando un episodio no deseado, accidental, que desencadene un daño al medio natural. Al mismo tiempo se irán reconociendo las causas que podrían determinar la materialización de la fuente de peligro como generadora de un daño medioambiental. A modo de ejemplo, siendo una fuente de peligro un depósito de gasóleo aéreo, entre las causas que han de manifestarse para que se genere un daño al medio natural podrían incluirse la corrosión de los materiales del depósito, la colisión de un vehículo o una operación incorrecta.

En definitiva, la aparición de un daño requiere un accidente o funcionamiento anormal de las fuentes de peligro y dichas circunstancias que inician el daño se denominan causas en el ámbito de los análisis de riesgos.

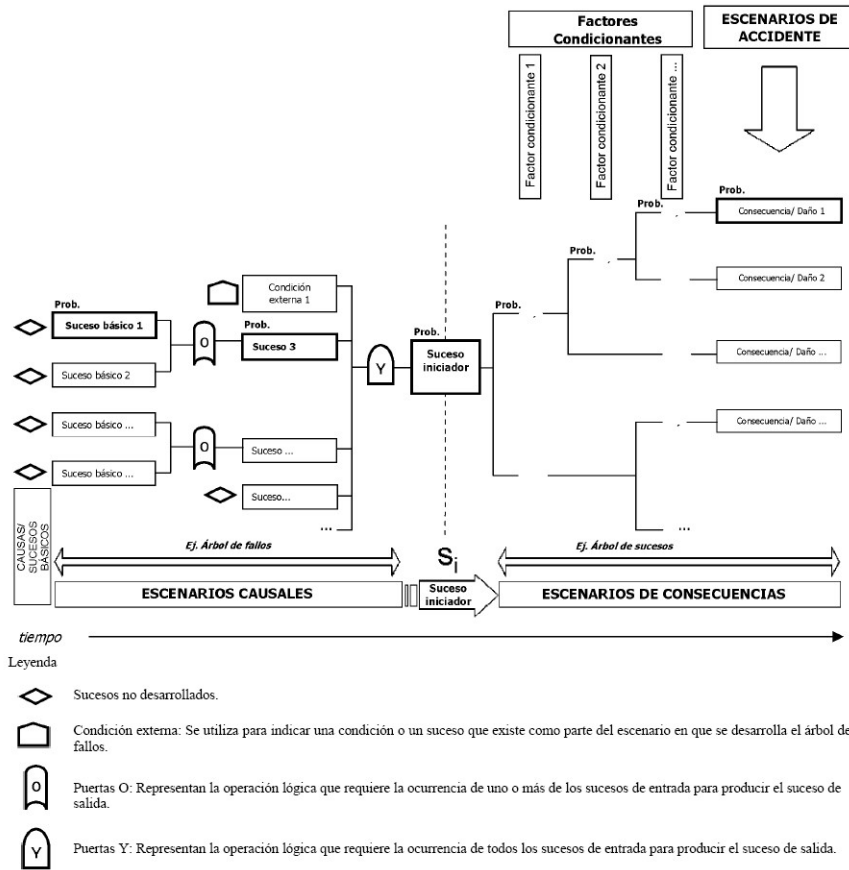
- ii) **Identificación de sucesos iniciadores.** Cuando una determinada fuente de peligro deja de funcionar como debería se origina la aparición de un suceso iniciador, que se define como cualquier incidente por el cual el agente causante del daño (una sustancia química, un incendio, etc.) deja de estar en el lugar donde estaría si continuase la operación normal (en el caso de las sustancias químicas) o bien aparece (en el caso de un incendio o explosión).

El suceso iniciador que podría derivar de una tubería con líquido inflamable sería la fuga o derrame de la sustancia a consecuencia de su rotura. Aquellos episodios que suceden de manera previa al suceso iniciador forman parte del llamado árbol causal, centrado en la identificación de las principales causas que puedan originar una operación anormal de un equipo o actividad. Por ejemplo, en esta sección podría encontrarse un depósito de almacenamiento de sustancias químicas y la identificación de las posibles causas que pueden desencadenar un posible vertido.

Por otro lado, el árbol o análisis consecuencial recoge los eventos que ocurren (o pueden ocurrir) posteriormente como resultado de dicha operación anormal. Por lo tanto, este análisis tiene como punto de partida el suceso iniciador y estudia la posibilidad de aparición o actuación de una serie de elementos que condicionan su evolución en el tiempo y en el espacio. En caso de producirse un vertido se asume que podrían actuar una serie de medidas de emergencia de retención de derrames.

El éxito o fracaso de cada medida de seguridad determinará si el vertido alcanza finalmente los recursos naturales produciendo en ese caso daños medioambientales.

- iii) **Postulación de escenarios accidentales.** El análisis consecuencial exige determinar la evolución del mismo en el tiempo y el espacio que permita conocer las transformaciones y movimientos del agente causante del daño. De esta forma es posible llegar a conocer si se ha producido o no un daño al medioambiente.



**Figura 1.** Esquema general de la metodología para los análisis de riesgos. Fuente: UNE 150008 para el análisis y evaluación del riesgo medioambiental (pág. 11)

La representación esquemática de la participación, exitosa o no, de los factores condicionantes en la evolución del suceso iniciador se realiza, de forma obligatoria, con la construcción de los árboles de sucesos.

Estos árboles ayudan a determinar en qué orden afectan los factores a la evolución del suceso iniciador y la combinación de cada rama del árbol permite finalmente identificar los diferentes escenarios. Con todo ello, el analista dispone de la estructura de su análisis de riesgos.

Las siguientes fases del análisis de riesgos añadirán los valores numéricos necesarios a esta estructura con el fin de conocer el riesgo asociado a cada escenario accidental con la estimación previa de la probabilidad de ocurrencia de las consecuencias medioambientales de cada escenario.

- iv) **Asignación de la probabilidad de ocurrencia.** La probabilidad de ocurrencia, tanto de los sucesos iniciadores como de los factores condicionantes, puede expresarse con valores cuantitativos (suceso/año, fallo/demanda, etc.) o semicuantitativos (asociando escalas numéricas a categorías como: alto, medio bajo, etc.). Llevando a la práctica la estructura definida por los árboles de sucesos se puede calcular la probabilidad de ocurrencia de cada escenario accidental mediante el producto de la probabilidad de

ocurrencia del suceso iniciador por la probabilidad de ocurrencia del éxito o fracaso de todos los factores condicionantes que figuren en su correspondiente rama del árbol de sucesos.

- v) **Estimación de consecuencias.** Cada escenario accidental, además de la probabilidad de ocurrencia, debe estar caracterizado por una medida de las consecuencias medioambientales que del mismo se derivan. Esta medida debe realizarse, si el análisis de riesgos medioambientales se realiza en el marco de la normativa sobre responsabilidad medioambiental, atendiendo a lo dispuesto en el Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental, mediante el cálculo del Índice de Daño Medioambiental (IDM).
- vi) **Estimación del riesgo.** El riesgo es definido como el producto de la probabilidad de ocurrencia del escenario por las consecuencias del mismo (en el marco de la responsabilidad medioambiental, por el valor del IDM correspondiente). El proceso de análisis de riesgos medioambientales en el ámbito de la responsabilidad medioambiental estima el riesgo asociado a cada uno de los escenarios accidentales.

En este momento del análisis, el operador dispone de los datos necesarios para tomar las medidas de gestión del riesgo medioambiental que estime más oportunas y evaluar sus efectos sobre el riesgo medioambiental de la instalación. A modo de ejemplo, podrían sustituirse determinados equipos por otros con menor probabilidad de fallo, cambiar las sustancias contaminantes por otras que lo sean en menor medida, etc., con el fin de disminuir la probabilidad de ocurrencia y/o el riesgo.

En los apartados siguientes se recomienda el contenido del análisis de riesgos medioambientales.

### **3.1. Descripción de la actividad y caracterización del entorno**

El operador procederá a describir la actividad que se desarrolla en la instalación y a caracterizar el entorno que la rodea. Dichas descripción y caracterización deberán ser útiles para el posterior análisis de riesgos medioambientales.

De esta forma, no resultará tan relevante una descripción exhaustiva de la actividad como una descripción somera en la que se identifiquen de forma previa sustancias, equipos y procesos, así como su situación relativa respecto a los recursos naturales que rodean a la instalación.

Se deberá tener en cuenta que la totalidad de los equipos y procesos que se describan deberán ser posteriormente objeto de análisis. Esto es, en los epígrafes posteriores del documento, para cada equipo o proceso aquí descrito deberán o bien identificarse los posibles accidentes medioambientales o bien exponer de forma justificada que los mismos no llevan asociado un riesgo medioambiental relevante.

#### **ASPECTOS DESTACADOS DE LA DESCRIPCIÓN DE LA ACTIVIDAD Y CARACTERIZACIÓN DEL ENTORNO**

1. **Descripción somera** de la actividad: **identificación** previa de **sustancias, equipos y procesos** con potenciales repercusiones sobre los recursos naturales.
2. Garantizar la **coherencia** entre **sustancias, equipos y procesos referidos** y la identificación de **fuentes de peligro y sucesos iniciadores** que de ellos se derivan.

### **3.2. Identificación de causas y peligros**

En este apartado, el operador recopilará la información relativa a fuentes de peligro y causas, aspectos del análisis de riesgos medioambientales que se consideran antes de ocurrir el suceso iniciador.

Esta fase del análisis de riesgos, el análisis causal, puede reducirse a un inventario de fuentes de peligro y causas; el hecho de que la bibliografía especializada proporcione directamente probabilidad de ocurrencia de los sucesos iniciadores, reduce la relevancia del análisis causal frente al análisis consecuencial, si bien el primero mantiene su interés como base y estructura inicial del análisis de riesgos y por informar sobre las actuaciones de gestión del riesgo que el operador puede realizar para mejorar su riesgo medioambiental.

#### **3.2.1. Identificación de fuentes de peligro**

La norma UNE 150008:2008 indica que *“los peligros ambientales de una organización [...] están relacionados principalmente con las sustancias utilizadas, así como con las condiciones y actividades de almacenamiento, procesamiento y eliminación, y con las fuentes de energía que se utilizan”*. De forma adicional, *“no se considerarán aquellas fuentes de peligro que, en el desarrollo de su secuencia accidental, no provoquen un daño al medio ambiente; por ejemplo, daños a los empleados, a las propias instalaciones, etc.”*

El operador deberá identificar las fuentes de peligro presentes en su instalación. Estas fuentes de peligro, al aparecer alguna o varias de las causas que se identificarán posteriormente, darán lugar a uno o varios sucesos iniciadores. La norma UNE 150008:2008 ofrece un catálogo orientativo de fuentes de peligro, entre las que cabe destacar las materias primas, combustibles o productos intermedios y finales; equipos o trasiego y manejo de sustancias; producción de calor o de frío, generación de energía eléctrica, tratamiento de agua para procesos o instalaciones de prevención y tratamiento de la contaminación.

Es importante indicar que el artículo 3.4 de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental, excluye del ámbito de aplicación del régimen de responsabilidad medioambiental a los daños medioambientales causados por un fenómeno natural de carácter excepcional, inevitable e irresistible, por lo que para la consideración como fuentes de peligro de elementos externos a la instalación (rayos, inundaciones, terremotos, etc.) ha de comprobarse el cumplimiento de dichas condiciones.

#### **ASPECTOS DESTACADOS DE LA IDENTIFICACIÓN DE FUENTES DE PELIGRO**

1. **Fuentes de peligro: sustancias, equipos y procesos** que pueden provocar un **daño al medio ambiente**.
2. La identificación de fuentes de peligro puede limitarse a un inventario de las mismas.
3. La Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental **excluye** los daños medioambientales causados por un **fenómeno natural excepcional, inevitable e irresistible**.

#### **3.2.2. Identificación de causas**

Las causas pueden definirse como los motivos por los que una determinada fuente de peligro deja de funcionar normalmente y desencadena un suceso iniciador. Las causas pueden tener su origen en el ámbito organizativo del operador (ausencia de revisión y control de los equipos, desgaste/corrosión, etc.), en los propios equipos (fallo espontáneo del equipo), en el factor humano (error humano durante la operación, etc.) o por algunas condiciones del entorno (existencia de focos de ignición, por ejemplo).

La materialización de una fuente de peligro en un suceso iniciador se deberá a la aparición de una o de varias causas. Su identificación informará al operador sobre las actividades de gestión del riesgo que puede realizar para reducir su riesgo medioambiental: la formación de los trabajadores o la implantación de un procedimiento de revisión y control de los equipos pueden reducir el riesgo medioambiental de la instalación.

#### ASPECTOS DESTACADOS DE LA IDENTIFICACIÓN DE CAUSAS

1. **Causas:** motivos por los que una fuente de peligro desencadena un suceso iniciador.
2. La identificación de causas puede limitarse a un inventario de las mismas.
3. Una fuente de peligro puede desencadenar uno o varios sucesos iniciadores debido a una o a varias causas.

### **3.3. Identificación de sucesos iniciadores**

La norma UNE 150008:2008 establece que un *“suceso iniciador es un hecho físico que se ha identificado a partir del análisis causal [es decir, de la identificación previa de fuentes de peligro y causas] y que puede generar un incidente o accidente en función de cuál sea su evolución en el espacio-tiempo. No obstante, en ocasiones la identificación del suceso iniciador es previa a la de sus causas ya que, por ejemplo, se conoce que ha sucedido con anterioridad o simplemente resulta intuitivo”*.

A modo de ejemplo, un suceso iniciador puede ser la rotura de un depósito o de una tubería, una mezcla inadecuada de sustancias que provoque una reacción exotérmica y, con ello, un incendio o, directamente, la aparición de un incendio por el vertido de una sustancia inflamable.

De esta forma, el operador identificará los sucesos iniciadores que pueden darse en su instalación, ayudándose de la estructura inicial planteada por la identificación previa de fuentes de peligro y causas. La correcta trazabilidad del análisis de riesgos entre sucesos iniciadores y fuentes de peligro y causas (y, posteriormente, entre escenarios accidentales y sucesos iniciadores), permite al analista garantizar la exhaustividad del análisis y la posterior utilidad del mismo con fines de gestión del riesgo (y no sólo para el cálculo de la cuantía de la garantía financiera). Tal y como reconoce la norma UNE 150008:2008, *“[...] la correcta identificación de los sucesos iniciadores es vital, ya que no sólo permite trabajar posteriormente en la identificación y la solución de las causas, sino que permite también postular mejor el escenario accidental en lo que a sus consecuencias se refiere, facilitando por ello la gestión del riesgo”*.

Como base a partir de la cual se desarrolla el análisis consecucional, la identificación de sucesos iniciadores no puede limitarse a un simple inventario. De esta forma, el operador deberá definir cada uno de los sucesos iniciadores en términos de probabilidad y de consecuencias, es decir, en su caso, definiendo la cantidad de agente causante del daño liberada por el propio suceso iniciador.

Para la asignación de probabilidades de ocurrencia de los sucesos iniciadores, los operadores podrán recurrir a un registro histórico de incidentes y accidentes que pudieran tener, a la constitución de un equipo multidisciplinar de expertos que defina las probabilidades de ocurrencia o a bibliografía especializada (Sdu Uitgevers, 1999; HSE, 2003; Schüller, 2005; Flemish Government, 2009, por ejemplo). En cualquier caso, el operador deberá justificar debidamente las probabilidades empleadas en su análisis de riesgos medioambientales.

Ciertos sucesos iniciadores precisan de ser definidos no sólo en términos de probabilidad sino también de consecuencias. Conocer la cantidad de agente causante del daño liberada por el suceso iniciador es determinante para el análisis de riesgos medioambientales, especialmente

en los casos de vertido o derrame. Como se desarrollará posteriormente, la cantidad de agente causante del daño liberada en un suceso iniciador puede no corresponderse con la cantidad de agente causante del daño que alcanza finalmente a los recursos naturales. Esto se determinará en el análisis consecuencial que continúa tras la identificación y caracterización de los sucesos iniciadores. El operador definirá la cantidad de agente causante del daño liberada por cada suceso iniciador atendiendo a criterios claramente definidos (capacidad de los depósitos, capacidad del depósito de mayor tamaño, porcentaje medio de llenado, caudal transportado por tuberías, etc.).

#### ASPECTOS DESTACADOS DE LA IDENTIFICACIÓN DE SUCESOS INICIADORES

1. **Suceso iniciador:** hecho físico que puede generar un accidente o incidente con repercusiones sobre el medio ambiente (rotura de un depósito, incendio por vertido de sustancia inflamable, etc.).
2. La **identificación de sucesos iniciadores** ha de permitir la **trazabilidad del análisis**, permitiendo establecer de forma sencilla e inequívoca la relación entre fuentes de peligro, causas y sucesos iniciadores.
3. La **identificación de sucesos iniciadores** debe incluir la **probabilidad** y las **consecuencias** asociadas a cada uno de ellos.
4. El operador deberá **justificar adecuadamente** las **probabilidades** asignadas a cada suceso iniciador.
5. El operador definirá la **cantidad de agente causante del daño** liberada por el suceso iniciador atendiendo a **criterios claramente definidos**.
6. El Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico ha puesto a disposición del público el módulo ARM integrado en la **aplicación informática ARM-IDM-MORA, que facilita la configuración de los árboles de sucesos**.

### **3.4. Identificación de escenarios accidentales relevantes**

Según la norma UNE 150008:2008, “[...] *esta fase del análisis de riesgos tiene por objeto establecer, a partir de los sucesos iniciadores identificados según lo establecido en el apartado 4.2.3 [identificación de sucesos iniciadores], la secuencia de eventos o alternativas posibles (árbol de sucesos) que, con una probabilidad conocida, pueden dar lugar a los distintos escenarios de accidente sobre los cuales se van a estimar las potenciales consecuencias de un determinado suceso sobre el medio receptor*”. Se trata, pues, de modelizar la evolución del suceso iniciador en el espacio-tiempo, introduciendo en el análisis a los distintos elementos que puedan influir en dicha evolución (medidas de prevención y de evitación de nuevos daños, condiciones del entorno, etc.).

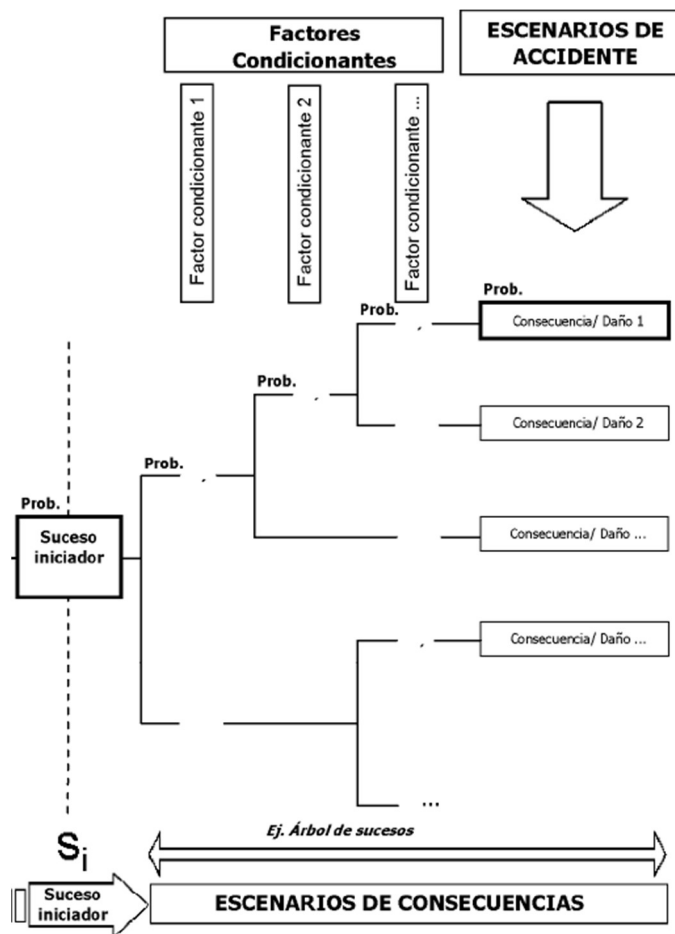
La norma UNE 150008:2008 establece al árbol de sucesos como herramienta básica para la realización de este denominado análisis consecuencial. La Figura 2 recoge el esquema de un árbol de sucesos, mediante el cual los operadores deberán identificar los escenarios accidentales. Para ello, y a partir del suceso iniciador, el operador identificará los elementos que participarán en el desarrollo espacio-temporal del mismo; a estos elementos se les denominará factores condicionantes.

Los factores condicionantes podrán ser, de forma especialmente destacada, los distintos equipos y/o medidas que intervendrán tras el suceso iniciador (métodos de contención, sistemas de detección y extinción de incendios, etc.), pero también determinadas condiciones del entorno (lluvia, dirección y velocidad del viento, recurso natural afectado, etc.), siempre manteniendo el



compromiso entre una representación realista de la evolución del suceso iniciador y el hecho de que siempre será una modelización de un suceso que no ha tenido lugar y, por tanto, hipotético y sujeto a determinado nivel de incertidumbre.

En cada factor condicionante, se representa, generalmente, una decisión dicotómica que, a su vez, escenifica el éxito o el fracaso (o la aparición o no aparición) de dicho factor condicionante en la evolución del suceso iniciador. De esta forma, al concluir el diseño del árbol de sucesos, se habrán identificado un número de posibles evoluciones espacio-temporales del suceso iniciador, definidas por el éxito o el fracaso (o la aparición o no aparición) de los distintos factores condicionantes. Cada una de estas distintas evoluciones espacio-temporales del suceso iniciador se denominará escenario de accidente o escenario accidental: todo suceso iniciador dará lugar a entre uno (en el caso excepcional de que no existieran factores condicionantes) y varios escenarios accidentales.



**Figura 2.** Análisis consecucional mediante el árbol de sucesos. Fuente: Elaboración propia a partir de la norma UNE 150008:2008 Análisis y evaluación del riesgo ambiental.

A modo de ejemplo concreto, la Figura 3 muestra un árbol de sucesos diseñado para el caso de un derrame de sustancias químicas líquidas. En este caso, se ha identificado que el operador disponía de un equipo de contención automática o pasiva (un cubeto de retención, por ejemplo), un equipo de contención manual (mantas absorbentes) y un sistema de gestión de aguas y derrames (sistema de alcantarillado interno que permite también evitar que un vertido salga de la instalación y provoque un daño al medio ambiente). En el diseño de los árboles de sucesos

realizado en el marco de un análisis de riesgos medioambientales se deberán tener en cuenta exclusivamente los factores condicionantes que intervengan en el caso concreto, que dependerán de las características de la instalación objeto de evaluación.

Suceso iniciador	Prob.	Vol. (m <sup>3</sup> )	Actúa eficazmente la contención automática		Actúa eficazmente la contención manual		Actúa eficazmente la gestión de aguas y derrames		Código Esc.	Prob Esc.	Vol. Esc. (m <sup>3</sup> )	Relevante	Recursos afectados				
			Prob.	Vol. (m <sup>3</sup> )	Prob.	Vol. (m <sup>3</sup> )	Prob.	Vol. (m <sup>3</sup> )					S	L	A	H	E
			Sí		Sí		Sí		SXE1			No					
							No		SXE2			No					
					No		Sí		SXE3			No					
							No		SXE4			No					
			No		Sí		Sí		SXE5			No					
							No		SXE6			No					
					No		Sí		SXE7			No					
							No		SXE8			No					

**Figura 3.** Ejemplo de árbol de sucesos para el caso de un derrame de sustancias químicas líquidas. Fuente: elaboración propia a partir del caso práctico de la guía metodológica para determinadas actividades de gestión de residuos peligrosos y no peligrosos [https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/Caso%20Practico\\_tcm30-194067.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/Caso%20Practico_tcm30-194067.pdf)

#### ASPECTOS DESTACADOS DE LA IDENTIFICACIÓN DE ESCENARIOS ACCIDENTALES

1. **Escenario accidental:** cada una de las distintas evoluciones espacio-temporales de un suceso iniciador identificadas a partir del éxito o fracaso (o aparición o no aparición) de los distintos factores condicionantes que influyen en la evolución del suceso iniciador.
2. La **identificación de escenarios accidentales** ha de permitir la **trazabilidad del análisis**, permitiendo establecer de forma sencilla e inequívoca la relación entre fuentes de peligro, causas, sucesos iniciadores y escenarios accidentales.
3. Para la **identificación de escenarios accidentales** deben utilizarse los **árboles de sucesos**.
4. Los **árboles de sucesos** parten de un **suceso iniciador** y modelizan la **evolución** del mismo en el **espacio-tiempo**, introduciendo en el análisis elementos que pueden influir en dicha evolución, es decir, los **factores condicionantes**.
5. Los **factores condicionantes** podrán ser, entre otros, las **medidas de prevención y de evitación** de nuevos daños que el operador disponga en su instalación y/o determinadas **condiciones del entorno**.
6. El Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico ha puesto a disposición del público el módulo ARM integrado en la **aplicación informática ARM-IDM-MORA que facilita la configuración de los árboles de sucesos**.

### **3.5. Asignación de probabilidades a los escenarios accidentales**

Una vez diseñados los árboles de sucesos que aplican a los sucesos iniciadores identificados por el operador en su análisis de riesgos medioambientales, procede dotar de contenido a los mismos, tanto en términos de probabilidades como de consecuencias o cantidad de agente causante del daño.

La asignación de probabilidades a los escenarios accidentales se realiza a partir de la probabilidad asignada al suceso iniciador y de la probabilidad de ocurrencia de cada uno de los factores condicionantes.

Para asignar la probabilidad de ocurrencia de los distintos factores condicionantes se procederá de la misma forma que para asignar la probabilidad del suceso iniciador: un registro histórico de incidentes y accidentes, a la constitución de un equipo multidisciplinar de expertos que defina las probabilidades de ocurrencia o a bibliografía especializada, citada anteriormente.

Finalmente, la probabilidad de ocurrencia de cada escenario accidental se calcula operando con el operador “Y” o intersección en el conjunto de probabilidades del suceso iniciador y de los factores condicionantes que configuran el escenario a evaluar:

$$P_E = prob_{S.I} \times P_1 \times P_2 \times \dots \times P_n \quad [Ec.1]$$

Donde:

- PE, es la probabilidad de ocurrencia asociada al escenario “E”, el cual se define por ser el resultado de acontecer de forma conjunta el suceso iniciador “S.I.” y los factores condicionantes “1, 2, ... y n”.
- prob\_S.I., es la probabilidad de ocurrencia del suceso iniciador del cual se deriva el escenario accidental “E”.
- Pi, es la probabilidad de éxito (o de fallo) de los factores condicionantes 1 a n que, a partir de determinado suceso iniciador, intervienen en la definición del escenario

accidental “E”. La probabilidad de éxito más la probabilidad de fallo de cada factor condicionante suma la unidad ya que son sucesos alternativos (el factor actúa o no actúa).

En la Figura 4 se recoge a modo de ejemplo el árbol de sucesos de la Figura 3 cumplimentado para un suceso iniciador definido en el caso práctico de la guía metodológica para determinadas actividades de gestión de residuos peligrosos y no peligrosos, disponible en el portal web de responsabilidad medioambiental del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

En este punto (asignación de probabilidades a los escenarios accidentales), el operador cumplimentará las columnas Prob para obtener los resultados en la columna Prob. Esc.

A modo de ejemplo, la probabilidad de ocurrencia del escenario accidental S6.E7 (0,0090) es el resultado del producto de la probabilidad de suceso iniciador (0,5), la probabilidad de fracaso de la contención automática (0,2), la probabilidad de éxito de la contención manual (0,9 veces/demanda) y la probabilidad de fracaso de la gestión de aguas y derrames (0,1).

#### **ASPECTOS DESTACADOS DE LA ASIGNACIÓN DE PROBABILIDADES A LOS ESCENARIOS ACCIDENTALES**

1. La **probabilidad de los escenarios accidentales** se construye a partir de la **probabilidad** de ocurrencia del **suceso iniciador** y de la **probabilidad** de ocurrencia de los **factores condicionantes** que determinan su evolución espacio-temporal.
2. Cada uno de los **factores condicionantes** identificados deberán tener una **probabilidad** de fallo (o de éxito) asignada. El operador deberá **justificar adecuadamente** las **probabilidades** asignadas a cada factor condicionante.
3. La **probabilidad** de ocurrencia de cada **escenario accidental** se calcula operando con el **operador “Y” o intersección** en el conjunto de probabilidades del suceso iniciador y de los factores condicionantes que configuran el escenario a evaluar.
4. El Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico ha puesto a disposición del público el módulo ARM integrado en la **aplicación informática ARM-IDM-MORA que facilita la configuración de los árboles de sucesos**.

Suceso iniciador	Prob.	Vol. (m <sup>3</sup> )	Actúa eficazmente la contención automática	Prob.	Vol. (m <sup>3</sup> )	Actúa eficazmente la contención manual	Prob.	Vol. (m <sup>3</sup> )	Actúa eficazmente la gestión de aguas y derrames	Prob.	Vol. (m <sup>3</sup> )	Código Esc.	Prob Esc.	Vol. Esc. (m <sup>3</sup> )	Relevante	Recursos afectados				
																S	L	A	H	E
<b>Derrame de 12 m<sup>3</sup></b>	0,5	12	Sí	0,8	0,00	Sí	0,90	0,00	Sí	0,90	0,00	S6.E1	0,3240	0,00	No					
									No	0,10	0,00	S6.E2	0,0360	0,00	No					
						No	0,1	0,00	Sí	0,90	0,00	S6.E3	0,0360	0,00	No					
									No	0,10	0,00	S6.E4	0,0040	0,00	No					
			No	0,2	8,00	Sí	0,9	7,00	Sí	0,90	0,00	S6.E6	0,0810	0,00	No					
									No	0,10	3,40	S6.E7	0,0090	3,40	Sí	X				
						No	0,1	7,90	Sí	0,90	0,00	S6.E8	0,0090	0,00	No					
									No	0,10	4,30	S6.E9	0,0010	4,30	Sí	X				

**Figura 4.** Árbol consecucional para un suceso iniciador de fuga/derrame de residuos ácidos. Fuente: caso práctico de la guía metodológica para determinadas actividades de gestión de residuos peligrosos y no peligrosos [https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/Caso%20Practico\\_tcm30-194067.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/Caso%20Practico_tcm30-194067.pdf)

### **3.6. Estimación de consecuencias de los escenarios accidentales: cálculo del índice de daño medioambiental (IDM) de cada escenario accidental**

Además de la probabilidad de ocurrencia de los escenarios accidentales, el análisis de riesgos medioambientales exige la definición de los mismos también en términos de consecuencias. En muchas ocasiones, en concreto en todas aquellas que se produzca un vertido, derrame o liberación de una sustancia o ser vivo con potenciales efectos sobre el medio ambiente, estas consecuencias se medirán a partir de la cantidad de agente causante del daño (volumen, masa, número de individuos, etc.) liberado.

Las consecuencias que definen a cada uno de los escenarios accidentales han de entenderse a partir de la cantidad de agente causante del daño que finalmente entra en contacto con los recursos naturales. Esta cantidad de agente causante del daño puede o no coincidir con la cantidad de agente causante del daño liberada en el suceso iniciador, en función de los factores condicionantes, y de su éxito o fracaso, que actúan tras el primero. Es decir, el éxito de una medida de contención puede reducir la cantidad de agente causante del daño en una cuantía igual a la capacidad de contención que tenga dicha medida; por otra parte, en algunos análisis de riesgos puede considerarse que incluso en caso de fracaso de la medida de contención, ésta pueda llegar a retener una proporción de la cantidad de agente causante del daño que llegue a ella.

Este tipo de decisiones serán tomadas por el operador en su análisis de riesgos medioambientales para finalmente obtener una estimación de las consecuencias de cada escenario accidental planteado en el árbol de sucesos. Para ello, resulta también útil su representación en el árbol de sucesos, correspondiendo las columnas *Vol. (m<sup>3</sup>)* y *Vol. Esc. (m<sup>3</sup>)* de la Figura 3 a dichas consecuencias.

A modo de ejemplo, en la Figura 4, como se ha comentado anteriormente, se ha mostrado el árbol de sucesos correspondiente a un suceso iniciador definido en el caso práctico de la guía metodológica para determinadas actividades de gestión de residuos peligrosos y no peligrosos, disponible en el portal web de responsabilidad medioambiental del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. En él se aprecia que el suceso iniciador libera 12 m<sup>3</sup> de residuos ácidos (correspondiente a un depósito de 20 m<sup>3</sup> normalmente lleno en un 60%). Posteriormente, el éxito de la contención automática reduce a cero la cantidad de agente causante del daño que pudiera alcanzar los recursos naturales. En caso de que el cubeto de retención no cumpliera su función, en la mencionada guía metodológica se ha considerado que sería capaz de retener cierta cantidad del vertido, por lo que incluso en caso de fracaso de este factor condicionante se reduciría la cantidad de agente causante del daño. Lo mismo ocurre en el caso de la contención manual y del sistema de gestión de aguas y derrames.

El operador realizará este ejercicio de estimación de consecuencias para todos los sucesos iniciadores identificados en su instalación y sus correspondientes factores condicionantes, obteniéndose al final del análisis un conjunto más o menos extenso de escenarios accidentales que informa sobre la probabilidad y, hasta cierto punto, sobre las consecuencias que un mal funcionamiento de la instalación pudiera generar sobre el medio ambiente.

Para las fases posteriores del análisis de riesgos medioambientales, se eliminarán aquellos escenarios accidentales que no puedan llegar nunca a darse (probabilidad nula) o que nunca llegarán a generar consecuencias (cantidad de agente causante del daño nula). De esta forma, el análisis de riesgos medioambientales continuará únicamente con los denominados escenarios accidentales relevantes, es decir, aquellos cuya probabilidad de ocurrencia y consecuencias es mayor que 0.

Por último, y para que el análisis de riesgos medioambientales pueda desplegar todas sus posibilidades, el analista deberá escoger una unidad de medida de las consecuencias que permita a la vez el cálculo del riesgo de cada escenario accidental, y, con ello, del conjunto de la instalación, y la comparación entre ellos. En los árboles de sucesos tal y como han sido expuestos en las Figuras 2 y 3, las unidades de medidas pueden ser dispares tanto por la cantidad (volumen, masa, etc.) como por la naturaleza de la sustancia involucrada.

El Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental establece el cálculo del índice de daño medioambiental (IDM) para cada escenario accidental relevante como indicador de las consecuencias. El IDM es una medida semicuantitativa del daño medioambiental, informando únicamente de que determinado escenario accidental produce más o menos daño medioambiental que otro, pero sin ser posible establecer una relación aritmética entre los escenarios accidentales que se comparan.

El anexo III del Reglamento desarrolla el índice de daño medioambiental, explicando cada uno de sus parámetros y los criterios para la selección de los valores a aplicar a cada uno de ellos en función de las características del escenario accidental y del entorno en el que se produce. El Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico ha puesto a disposición de los usuarios una aplicación informática que facilita el cálculo del IDM<sup>2</sup>.

**ASPECTOS DESTACADOS DE LA ESTIMACIÓN DE CONSECUENCIAS DE LOS ESCENARIOS ACCIDENTALES: CÁLCULO DEL ÍNDICE DE DAÑO MEDIOAMBIENTAL (IDM) DE CADA ESCENARIO ACCIDENTAL**

1. Para muchos escenarios accidentales (en concreto, para aquellos relacionados con vertidos, derrames o liberación de sustancias o seres vivos, las **consecuencias** se medirán a partir de la **cantidad de agente causante del daño**.
2. La cantidad de agente causante del daño de los escenarios accidentales puede o no coincidir con la cantidad de agente causante del daño del suceso iniciador, en función de los factores condicionantes que actúan sobre el suceso iniciador.
3. Para fases posteriores del análisis de riesgos medioambientales, se escogerán únicamente los **escenarios accidentales relevantes**, es decir, aquellos cuya **probabilidad de ocurrencia y consecuencias sean mayores que 0**.
4. **Para cada escenario accidental relevante**, se procederá a estimar el **Índice de Daño Medioambiental** atendiendo a lo establecido en el anexo III del Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental.
5. El Ministerio para la Transición Ecológica ha puesto a disposición de los usuarios el módulo IDM integrado en la **aplicación informática ARM-IDM-MORA que facilita el cálculo del IDM**.

<sup>2</sup><https://servicio.mapama.gob.es/mora/login.action>



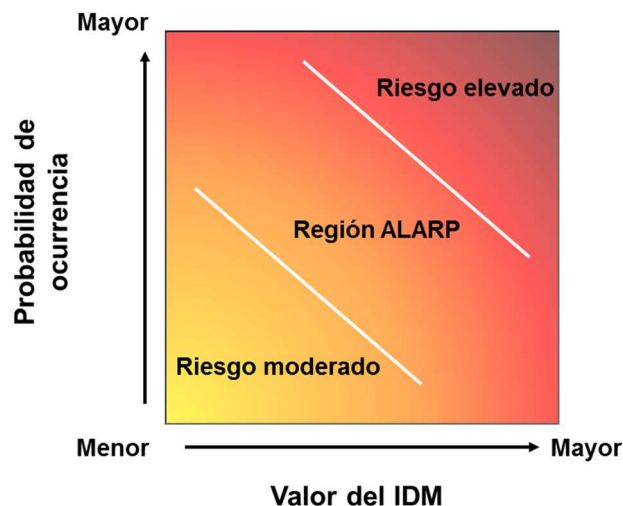
### **3.7. Estimación del riesgo medioambiental**

Tal y como se indica en la norma UNE 150008:2008, el riesgo habitualmente se define como el producto de la probabilidad de ocurrencia de un suceso por sus consecuencias.

Tal y como establece el Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental, el operador estimará el riesgo asociado a cada escenario accidental multiplicando la probabilidad de ocurrencia de cada uno de ellos por su IDM. De esta forma, el operador dispone de información sobre el comportamiento de su instalación en términos de riesgos medioambientales.

El análisis de riesgos medioambientales en su interpretación más estricta termina en este punto: en el cálculo del riesgo medioambiental de cada escenario accidental. La normativa de responsabilidad medioambiental establece un procedimiento adicional para el cálculo de la cuantía de la garantía financiera que se construye a partir del análisis de riesgos medioambientales. No obstante, la utilidad del análisis de riesgos medioambientales va más allá del cálculo de la cuantía de la garantía financiera: el operador, una vez llegado a este punto, puede identificar los escenarios accidentales que más riesgo medioambiental generan para posteriormente, por ejemplo, evaluar la aceptabilidad de ese riesgo o plantear medidas de gestión del riesgo o de prevención y evitación de nuevos daños que permitan reducir el mismo y evaluar los efectos de las mismas sobre el riesgo medioambiental de la instalación. El análisis de riesgos medioambientales proporciona al operador una panorámica del comportamiento de su instalación respecto al medio ambiente, constituyéndose a la vez como una herramienta para identificar las medidas de gestión del riesgo y de prevención y evitación de nuevos daños más útiles por su mayor repercusión sobre el riesgo medioambiental de la instalación.

Una posible herramienta para evaluar la aceptabilidad del riesgo y/o plantear las medidas de gestión del riesgo o de prevención y evitación de nuevos daños es la representación de cada escenario accidental en un gráfico como el de la Figura 5, donde la probabilidad de ocurrencia se representa en el eje de ordenadas y las consecuencias (por ejemplo, en términos de IDM) en el eje de abscisas.



**Figura 5.** Clasificación de los escenarios accidentales de cara a la gestión del riesgo medioambiental. Fuente: Elaboración propia a partir de DGPC (2004)

A partir de la representación gráfica de la Figura 5, pueden diferenciarse tres tipos de escenarios accidentales según la región del gráfico donde se ubique cada escenario accidental:

- **Región de riesgo moderado.** En esta región se ubicarían los escenarios accidentales con menor riesgo medioambiental, bien debido a su baja probabilidad de ocurrencia y/o a su baja magnitud de daños. La actuación sobre estos escenarios accidentales tendría poca incidencia sobre el riesgo medioambiental de la organización.
- **Región ALARP (as low as reasonably practicable).** En esta región intermedia se ubicarían aquellos escenarios cuyo riesgo medioambiental, aun siendo tolerable, resulta conveniente reducir hasta alcanzar unos niveles tan bajos como sea posible.
- **Región de riesgo elevado.** En esta región se ubicarían los escenarios accidentales con mayores probabilidades de ocurrencia y/o mayores valores de daños medioambientales. Las actuaciones que el operador pueda realizar para modificar estos escenarios accidentales (ya sea reduciendo la probabilidad de ocurrencia o los daños medioambientales que ocasionarían) tendrán una incidencia máxima sobre el riesgo medioambiental de la instalación y, con ello, sobre el comportamiento de la misma respecto al medio ambiente.

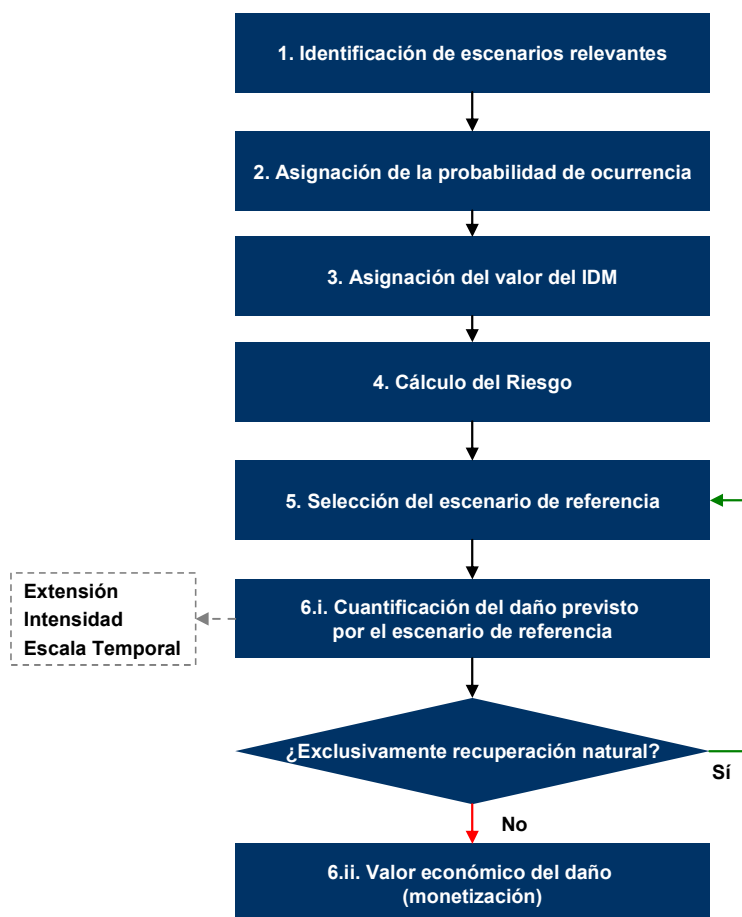
No obstante, y tal y como se ha comentado anteriormente, en el marco de la normativa de responsabilidad medioambiental, el proceso continúa hacia el resultado final del cálculo de la cuantía de la garantía financiera por responsabilidad medioambiental.

#### **ASPECTOS DESTACADOS DE LA ESTIMACIÓN DEL RIESGO MEDIOAMBIENTAL**

1. El operador calculará el riesgo medioambiental de cada escenario accidental. El **riesgo medioambiental** es el **producto** de la **probabilidad de ocurrencia** de cada escenario accidental y del **Índice de Daño Medioambiental** del mismo.
2. El operador podrá emplear los datos relativos a riesgos medioambientales de los escenarios accidentales identificados para mejorar el comportamiento ambiental de su instalación.
3. El Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico ha puesto a disposición del público el módulo IDM integrado en la **aplicación informática ARM-IDM-MORA que también calcula el riesgo medioambiental** asociado a cada escenario accidental identificado en el árbol de sucesos.

### **3.8. Selección del escenario accidental de referencia**

En la siguiente Figura 6 se aporta un esquema en el que se representan de forma gráfica las fases descritas anteriormente.



**Figura 6.** Esquema propuesto para la selección, cuantificación y valoración del escenario de referencia para el cálculo de la garantía financiera. Fuente: Modelo de Informe de Riesgos Ambientales Tipo (MIRAT) para el sector de la fundición

El artículo 33 del Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental establece el procedimiento para el cálculo de la cuantía de la garantía financiera por responsabilidad medioambiental:

- a) Identificar los escenarios accidentales y establecer la probabilidad de ocurrencia de cada escenario.
- b) Estimar un índice de daño medioambiental asociado a cada escenario accidental siguiendo los pasos que se establecen en el anexo III [del Reglamento de desarrollo parcial].
- c) Calcular el riesgo asociado a cada escenario accidental como el producto entre la probabilidad de ocurrencia del escenario y el índice de daño medioambiental.
- d) Seleccionar los escenarios con menor índice de daño medioambiental asociado que agrupen el 95 por ciento del riesgo total.
- e) Establecer la cuantía de la garantía financiera, como el valor del daño medioambiental del escenario con el índice de daño medioambiental más alto entre los escenarios accidentales seleccionados. Para ello, se seguirán los siguientes pasos:
  - 1º En primer lugar, se cuantificará el daño medioambiental generado en el escenario seleccionado.
  - 2º. En segundo lugar, se monetizará el daño medioambiental generado en dicho escenario de referencia, cuyo valor será igual al coste del proyecto de reparación primaria.

Los tres primeros puntos de este procedimiento se corresponden con la metodología de análisis de riesgos medioambientales descrita en páginas anteriores. El punto d) y la primera parte del e) (la selección del escenario con el IDM más alto de entre los que agrupan el 95% del riesgo total) se corresponden con el actual apartado; los puntos e) 1º y e) 2º se desarrollarán en páginas posteriores.

De esta forma, el Reglamento de desarrollo parcial exige que el operador identifique el escenario accidental con el IDM más alto de entre aquellos que agrupan el 95% del riesgo total de la instalación. Para ello, el operador procederá de la siguiente forma:

1. Se ordenan los escenarios accidentales relevantes en sentido decreciente de IDM.
2. Se calcula el riesgo medioambiental relativo, como el cociente del riesgo medioambiental de un escenario respecto al riesgo medioambiental total de la instalación.
3. Se calcula el riesgo medioambiental relativo acumulado.
4. Se identifica el escenario a partir del cual el riesgo medioambiental acumulado es igual o superior al 95%.

Con el fin de ilustrar el procedimiento, de nuevo se recurrirá al caso práctico de la guía metodológica para determinadas actividades de gestión de residuos peligrosos y no peligrosos disponible en el portal de responsabilidad medioambiental del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

En este caso práctico, se identificaron un total de 21 escenarios accidentales relevantes (como se ha explicado en páginas anteriores, cuya probabilidad y consecuencias son superiores a 0). La Figura 7 recopila estos 21 escenarios accidentales relevantes, con sus correspondientes datos sobre consecuencias (IDM), probabilidad y riesgo. Por su parte, la Figura 8 ilustra el procedimiento de selección del escenario accidental de referencia.

Como puede apreciarse en ambas figuras, en varios escenarios accidentales relevantes se obtiene la misma medida de consecuencias: la similitud de las sustancias y volúmenes involucrados (el IDM clasifica las sustancias en grupos, por lo que dos sustancias diferentes pueden entrar en el cálculo del IDM sin diferencias entre ambas) o, en raros casos, la casualidad puede generar esta situación de igualdad de consecuencias en varios escenarios accidentales relevantes. La normativa sobre responsabilidad medioambiental y, en concreto, el artículo 33.2 del Reglamento de desarrollo parcial no indica el modo de proceder ante esta situación: en este artículo, se indica que hay que “[...] establecer la cuantía de la garantía financiera, como el valor del daño medioambiental del escenario con el índice de daño medioambiental más alto entre los escenarios accidentales seleccionados”, es decir, entre aquellos que agrupan el 95% del riesgo total.

Código escenario accidental	Índice de Daño Medioambiental (IDM)	Probabilidad de ocurrencia del escenario accidental	Riesgo
S3.E2	177.181,85	0,075	13.245,33
S3.E3	185.433,38	0,008	1.540,24
S5.E3	175.845,51	0,005	923,63
S6.E7	170.250,55	0,009	1.532,25
S6.E9	170.334,20	0,001	170,33
S7.E6	171.612,07	0,008	1.415,80
S7.E8	171.836,49	0,001	157,52
S8.E3	187.134,69	0,003	476,50
S8.E2	178.883,16	0,023	4.099,41
S10.E2	177.181,85	0,038	6.670,57
S10.E3	185.433,38	0,004	775,69
S12.E6	170.120,44	0,005	825,08
S12.E8	170.212,45	0,001	91,73
S14.E2	102.437,24	0,049	4.995,40
S15.E3	171.068,01	0,086	14.683,34
S15.E4	171.292,43	0,010	1.633,62
S16.E3	170.492,19	0,001	151,55
S17.E2	171.827,96	0,032	5.481,31
S17.E4	174.055,95	0,000	56,08
S18.E3	170.980,12	0,002	259,64
S19.E2	170.668,78	0,155	26.453,66

**Figura 7.** Escenarios accidentales relevantes. Fuente: elaboración propia a partir del caso práctico de la guía metodológica para determinadas actividades de gestión de residuos peligrosos y no peligrosos [https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/Caso%20Practico\\_tcm30-194067.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/Caso%20Practico_tcm30-194067.pdf)

Código escenario accidental	Índice de Daño Medioambiental (IDM)	Probabilidad de ocurrencia del escenario accidental	Riesgo	Riesgo relativo	Riesgo acumulado
S8.E3	187.134,69	0,003	476,50	0,56%	100,00
S3.E3	185.433,38	0,008	1.540,24	1,80%	99,44
S10.E3	185.433,38	0,004	775,69	0,91%	97,65
<b>S8.E2</b>	<b>178.883,16</b>	<b>0,023</b>	<b>4.099,41</b>	<b>4,79%</b>	<b>96,74</b>
S3.E2	177.181,85	0,075	13.245,33	15,47%	91,95
S10.E2	177.181,85	0,038	6.670,57	7,79%	76,49
S5.E3	175.845,51	0,005	923,63	1,08%	68,70
S17.E4	174.055,95	0,000	56,08	0,07%	67,62
S7.E8	171.836,49	0,001	157,52	0,18%	67,55
S17.E2	171.827,96	0,032	5.481,31	6,40%	67,37
S7.E6	171.612,07	0,008	1.415,80	1,65%	60,97
S15.E4	171.292,43	0,010	1.633,62	1,91%	59,32
S15.E3	171.068,01	0,086	14.683,34	17,15%	57,41
S18.E3	170.980,12	0,002	259,64	0,30%	40,26
S19.E2	170.668,78	0,155	26.453,66	30,89%	39,96
S16.E3	170.492,19	0,001	151,55	0,18%	9,07
S6.E9	170.334,20	0,001	170,33	0,20%	8,89
S6.E7	170.250,55	0,009	1.532,25	1,79%	8,69
S12.E8	170.212,45	0,001	91,73	0,11%	6,90
S12.E6	170.120,44	0,005	825,08	0,96%	6,80
S14.E2	102.437,24	0,049	4.995,40	5,83%	5,83

**Figura 8.** Selección del escenario accidental de referencia. Fuente: caso práctico de la guía metodológica para determinadas actividades de gestión de residuos peligrosos y no peligrosos [https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/Caso%20Practico\\_tcm30-194067.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/Caso%20Practico_tcm30-194067.pdf)

Con este procedimiento, ante dos o más escenarios accidentales relevantes con igual IDM y que se constituyan como los escenarios de mayor IDM que agrupen el 95% del riesgo de la instalación, queda indeterminado la selección del escenario accidental de referencia. Se propone que en estos casos, que se presume tendrán carácter excepcional, se proceda de forma adicional a ordenar los escenarios accidentales, dentro de la inicial ordenación decreciente por IDM, también en términos de probabilidad de ocurrencia, también en sentido decreciente; de esta forma, el escenario accidental de referencia coincidirá con el de mayor probabilidad de ocurrencia que, a igualdad de consecuencias, será también el que mayor riesgo medioambiental genere de entre los posibles.

En el caso práctico del análisis de riesgos para determinadas actividades de gestión de residuos peligrosos y no peligrosos, en el que no se dieron estas circunstancias excepcionales, después de haber ordenado de mayor a menor IDM a los escenarios accidentales relevantes y calculado el riesgo medioambiental relativo de cada uno y el riesgo relativo acumulado, el escenario accidental S8.E2 es el primero en el que el riesgo medioambiental acumulado iguala o supera el 95%: este será el escenario accidental de referencia, sobre el cual se procederá a estimar la cuantía de la garantía financiera por responsabilidad medioambiental.

#### **ASPECTOS DESTACADOS DE LA SELECCIÓN DEL ESCENARIO ACCIDENTAL DE REFERENCIA**

1. El operador seleccionará el **escenario accidental** con **mayor IDM** que **acumule el 95% del riesgo** de la instalación.
2. Sobre este **escenario accidental de referencia** se procederá a calcular la cuantía de la garantía financiera por responsabilidad medioambiental.
3. El Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico ha puesto a disposición del público el módulo IDM integrado en la **aplicación informática ARM-IDM-MORA que ofrece también asistencia para la selección del escenario** accidental de referencia.

### **3.9. Cuantificación del daño medioambiental asociado al escenario accidental de referencia**

El artículo 34 del Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental indica, además de que el análisis de riesgo ha de seguir el esquema establecido por la norma UNE 150008:2008 (u otra norma equivalente), que *“con un grado de detalle adecuado al carácter hipotético del daño, en la elaboración del análisis de riesgos deberán utilizarse los criterios recogidos en el capítulo II respecto a los siguientes parámetros:*

- a) *La caracterización del entorno donde se ubica la instalación.*
- b) *La identificación del agente causante del daño y de los recursos y servicios afectados.*
- c) *La extensión, intensidad y escala temporal del daño, para el escenario con el índice de daño medioambiental más alto, seleccionado conforme al procedimiento establecido en el artículo 33.*
- d) *Una evaluación de la significatividad del daño.*
- e) *La identificación de las medidas de reparación primaria.*
- f) *No obstante, para la cuantificación se tendrán en cuenta las siguientes reglas:*
- g) *La incertidumbre asociada a la estimación de la magnitud del daño medioambiental de una hipótesis de accidente, se delimitará preferentemente con la utilización de modelos de simulación del comportamiento del agente causante del daño medioambiental.*
- h) *Los daños agudo, crónico y potencial equivalen a una pérdida de recurso natural o servicio de recurso natural de un 75, 30 y 5 por ciento, respectivamente.”*

Por su parte, el capítulo II del Reglamento de desarrollo parcial expone las exigencias relativas a la reparación de daños medioambientales. Es decir, el Reglamento exige que en el análisis de riesgos medioambientales se proceda a determinar el daño medioambiental de la misma forma que si se tratara de un daño medioambiental real, aunque *“con un grado de detalle adecuado al carácter hipotético del daño”*.

Los artículos 8 a 14 del Reglamento desarrollan los distintos parámetros y exigencias relativas a la determinación del daño medioambiental. El Cuadro 1 resume dichos parámetros y exigencias. En las páginas siguientes se realizarán algunos comentarios respecto a algunos de estos parámetros y exigencias.

<b>DETERMINACIÓN DEL DAÑO MEDIOAMBIENTAL</b>	<b>Identificación del agente causante del daño</b>		<p>Tipos de agentes causantes del daño:</p> <p><b>Químico</b>, asociado a la liberación de una sustancia en una concentración superior al umbral de toxicidad de dicha sustancia en determinado medio receptor.</p> <p><b>Físico</b>, referido al exceso o defecto de una sustancia que no tiene asociado un nivel de toxicidad, tales como el agua, los residuos inertes, la tierra, la temperatura, etc..</p> <p><b>Biológico</b>, entre otros, los organismos modificados genéticamente (OMG), las especies exóticas invasoras y los microorganismos patógenos.</p> <p>Es usual que los posibles daños por <b>Incendio</b> se consideren de forma específica en los análisis de riesgos medioambientales, si bien los mismos, adicionalmente, podrían ser considerados como una combinación de daños físicos y químicos.</p>
	<b>Caracterización del agente causante del daño</b>		<p><b>Químico</b>: se identificará la cantidad de sustancia derramada, sus propiedades toxicológicas y ecotoxicológicas y otras propiedades físico-químicas.</p> <p><b>Físico</b>: cantidad, calidad o densidad del agente implicado en el daño, entre otros.</p> <p><b>Biológico</b>: definición taxonómica o nomenclatura específica, entre otros parámetros en función de si es un OMG, una especie exótica invasora o un microorganismo patógeno.</p>
	<b>Identificación de los recursos naturales y servicios afectados</b>		<p>Se identificarán todos los recursos naturales afectados directa o indirectamente por el agente causante del daño, además del nivel de provisión de servicios.</p> <p>Los recursos naturales considerados por la legislación sobre responsabilidad medioambiental son el agua (superficial, subterránea y marina), el suelo, la ribera del mar y de las rías, las especies silvestres y los hábitats.</p>
	<b>Cuantificación del daño</b>	<b>Extensión del daño</b>	Es la cantidad de recurso o de servicio afectado. Ver epígrafe II del anexo I del Reglamento de desarrollo parcial de la Ley de Responsabilidad Medioambiental.
		<b>Intensidad del daño</b>	Es el grado de severidad de los efectos causados por el agente causado del daño sobre los recursos o servicios afectados. Ver epígrafe III del anexo I del Reglamento de desarrollo parcial de la Ley de Responsabilidad Medioambiental.
		<b>Escala temporal del daño</b>	Se estimará la duración, frecuencia y reversibilidad de los efectos causados por el agente causante del daño sobre los recursos naturales afectados

**Cuadro 1.** Resumen de las exigencias establecidas en el Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental respecto a la determinación del daño medioambiental. Fuente: Elaboración propia



Los apartados de identificación y caracterización del agente causante del daño e identificación de los recursos naturales y servicios afectados tienen como objetivo recopilar información relevante de ambos elementos para proceder posteriormente a la cuantificación del daño medioambiental. De esta forma, se recopilarán datos que permitirán la posterior determinación de la extensión, la intensidad y la escala temporal del daño. Estos datos dependerán de la naturaleza del daño (tipo de agente causante del daño, recurso natural afectado, etc.), pero a modo de ejemplo se proponen datos generales que suelen ser necesarios para la cuantificación del daño:

- En el caso del agente causante del daño, parámetros como la cantidad de agente involucrada, densidad, temperatura, calidad, propiedades toxicológicas y ecotoxicológicas, viscosidad, volatilidad, etc. serán parámetros importantes, dependiendo del tipo de agente causante del daño.
- En el caso de los recursos naturales, su identificación concreta (masas de agua, especies y hábitats afectados, etc.) y la recopilación de algunos parámetros (porosidad del suelo, umbral de toxicidad de la especie a determinada sustancia, etc.) son aspectos a tener en cuenta para posteriormente proceder a la cuantificación del daño.

Como se ha comentado anteriormente, todos estos datos han de facilitar la posterior cuantificación del daño medioambiental, esto es, determinar la extensión, la intensidad y la escala temporal del daño.

Según el artículo 12 del Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental, “[...] *la extensión del daño se determinará mediante la medición de la cantidad de recurso o de servicio afectado*” y se medirá en unidades biofísicas de recurso (superficie, masa, volumen o número de individuos). En el caso de que el agente causante del daño sea químico, se procederá a determinar la concentración que alcanza en el medio receptor. Para ello, el operador podrá recurrir a modelos de difusión y de comportamiento del contaminante en el medio. Existen en la literatura numerosos modelos al respecto, si bien en el portal web sobre responsabilidad medioambiental del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico puede encontrarse un análisis de distintas herramientas en el marco de la responsabilidad medioambiental<sup>3</sup>. Finalmente, otros aspectos relativos a la extensión del daño, de carácter más específico respecto a determinados recursos naturales o agentes causantes del daño, se recogen en el apartado II del anexo I del Reglamento.

La intensidad del daño, atendiendo a lo recogido en el artículo 13 del Reglamento, “*se estimará mediante el establecimiento del grado de severidad de los efectos ocasionados por el agente causante del daño a los recursos naturales o servicios afectados.*” En el apartado III del anexo I del Reglamento se muestran los criterios para determinar la intensidad del daño, que pueden resumirse como aparecen a continuación:

- Si el agente causante del daño es de tipo químico, la intensidad del daño se determinará empleando los umbrales toxicológicos y ecotoxicológicos (EC50 o LC50 para daños agudos, NOEC o NOAEL para efectos crónicos y PNEC para efectos potenciales).
- Si el agente causante del daño es de tipo físico, se utilizarán índices como indicadores de calidad ambiental, evaluando la intensidad a partir del coeficiente de variación de dicho indicador antes y después del daño, distinguiendo cuando sea posible los efectos agudos, crónicos y potenciales.

<sup>3</sup>[https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/herramientasdeevaluaciondifusionycomportamientoagentesquimicos\\_251019\\_tcm30-177407.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/herramientasdeevaluaciondifusionycomportamientoagentesquimicos_251019_tcm30-177407.pdf)

- En el caso de que el agente causante del daño sea de tipo biológico, el Reglamento recurre a legislación sectorial o a un análisis caso por caso realizado por un organismo oficialmente reconocido.

La determinación de la intensidad del daño tiene o puede tener un papel facilitador para estimar la extensión del daño, especialmente en el caso de los daños a especies silvestres: habiéndose identificado la población potencialmente afectada (el número de individuos de ictiofauna que habitan en el tramo de río afectado) y sabiéndose que se supera determinado umbral de contaminación, sería posible determinar la extensión del daño (número de individuos afectados) aplicando los porcentajes del artículo 34.1.g) (75% para daños de intensidad aguda, 30% para daños de intensidad crónica y 5% para daños de intensidad potencial).

Las hojas de seguridad de las sustancias suelen informar sobre los umbrales de toxicidad de distintos organismos o medios receptores a la sustancia en cuestión. De forma adicional, existen bases de datos de sustancias químicas que complementan esta información: IUCLID (*International Uniform Chemical Information Database*), SRC (*Syracuse Research Corporation*), Chemfinder, IPCS (*International Programme on Chemical Safety*) y OECD Existing Chemicals.

Por su parte, el Reglamento de desarrollo parcial de la ley establece que la escala temporal del daño se definirá en términos de duración, frecuencia y reversibilidad del daño. La frecuencia del daño podrá obtenerse directamente del análisis de riesgos medioambientales realizado por el operador: el escenario accidental de referencia estará definido en términos de probabilidad (frecuencia) y consecuencias. Por su parte, la herramienta informática del Modelo de Oferta de Responsabilidad Ambiental (MORA), que podrá ser empleada para la monetización del daño, ofrece información sobre la duración y la reversibilidad del daño, en muchos casos dependiente de la técnica de reparación empleada, si bien la determinación de la reversibilidad en MORA se encuentra limitada exclusivamente a la evaluación de los daños que puedan ser o no biodegradables en zonas accesibles o no: en concreto, MORA declara irreversibles los daños en zonas inaccesibles en los que se encuentra implicado un agente no biodegradable.

Por último, tanto la Ley 26/2007, de 23 de octubre, como su Reglamento, exigen que el daño sea significativo para que sean de aplicación. Para facilitar la interpretación y aplicación de estos criterios para la evaluación de la significatividad del daño medioambiental, la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental ha elaborado el documento guía "Determinación de la significatividad del daño medioambiental en el contexto de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de responsabilidad medioambiental"<sup>4</sup>. Este documento, aprobado por la Comisión técnica de prevención y reparación de daños medioambientales, recoge las directrices para la evaluación de la significatividad del daño de acuerdo a los criterios establecidos en la normativa de responsabilidad medioambiental

La necesidad de definir con cierto nivel de concreción un daño medioambiental hipotético puede resultar compleja en determinadas situaciones de elevada incertidumbre o escasez de información respecto a los recursos naturales afectados. En el caso de un daño medioambiental real muchos parámetros podrán ser medidos directamente en el lugar en el que se han producido, mientras que el carácter hipotético de un posible daño identificado a partir de un análisis de riesgos medioambientales ha de permitir al analista el planteamiento de determinados supuestos o asunciones (como, por ejemplo, definir a un daño medioambiental como significativo). Estos supuestos y asunciones han de situar al análisis de riesgos medioambientales en el lado de la

---

<sup>4</sup>[https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/procedimiento\\_exigencia\\_responsabilidad/determinacion-signficatividad.aspx](https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/procedimiento_exigencia_responsabilidad/determinacion-signficatividad.aspx)

prudencia, es decir, no ha de infravalorarse un riesgo medioambiental sin argumentos sólidos que apoyen dicha decisión.

En este sentido, resulta recomendable la aplicación del principio de precaución en el ámbito general de los análisis de riesgos medioambientales y, en particular, en el proceso de determinación de la significatividad del daño: ante la complejidad de determinar la significatividad de un daño medioambiental hipotético atendiendo a los criterios establecidos en el Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, la aplicación del principio de precaución permite situar al análisis de riesgos medioambientales en el lado de la prudencia.

#### **ASPECTOS DESTACADOS DE LA CUANTIFICACIÓN DEL DAÑO MEDIOAMBIENTAL ASOCIADO AL ESCENARIO ACCIDENTAL DE REFERENCIA**

1. El operador ha de proceder a determinar el **daño medioambiental** asociado al **escenario accidental de referencia** de la misma forma que si se tratara de un daño medioambiental real, aunque con un **grado de detalle adecuado al carácter hipotético del daño**.
2. La **determinación del daño medioambiental** consistirá en:
  - a. **Identificación del agente** causante del daño
  - b. **Caracterización del agente** causante del daño.
  - c. **Identificación de los recursos naturales** y servicios afectados.
  - d. **Cuantificación** del daño.
3. Mediante la **identificación y caracterización del agente** causante del daño y la **identificación de los recursos naturales** se recopilará **información** para proceder posteriormente a la **cuantificación** del daño.
4. La **cuantificación** del daño consiste en determinar la **extensión**, la **intensidad** y la **escala temporal** del daño.
5. **Extensión** del daño: **cantidad de recurso** o servicio afectado (m<sup>3</sup> de agua, toneladas de suelo, etc.).
6. **Intensidad** del daño: **grado de severidad** de los efectos ocasionados. Los daños podrán calificarse de daños **agudos, crónicos o potenciales**.
7. **Escala temporal** del daño: **duración, frecuencia y reversibilidad** del daño.
  - a. Duración: tiempo en el que los recursos naturales se encuentran afectados.
  - b. Frecuencia: periodicidad con que el daño se produce o puede producirse.
  - c. Reversibilidad: posibilidad de devolver a los recursos naturales a su estado anterior al daño.
8. La legislación sobre responsabilidad medioambiental es aplicable únicamente cuando el **daño medioambiental** es **significativo**. La significatividad del daño se establece recurriendo a los **criterios** establecidos en el **Reglamento** de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre.
9. Para la determinación de la **significatividad** del daño puede resultar necesario recurrir al «**principio de precaución**».

### **3.10. Monetización del daño medioambiental asociado al escenario accidental de referencia**

El artículo 33 del Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental, indica que el valor del daño medioambiental del escenario accidental de referencia será igual al coste del proyecto de reparación primaria. De esta forma, se determina que el valor económico del daño medioambiental es igual al coste que supone devolver los recursos naturales afectados a su estado anterior al daño.

La legislación sobre responsabilidad medioambiental no concreta la forma en la que el operador ha de monetizar el daño medioambiental del escenario accidental de referencia. Sin embargo, y con el fin de facilitar el procedimiento de monetización del daño, la Comisión técnica de prevención y reparación de daños medioambientales diseñó la herramienta del Modelo de Oferta de Responsabilidad Ambiental (MORA), que permite, estimar el coste de la reparación primaria (entre otras) a partir de información sobre el escenario accidental de referencia. Su uso no es obligado, pero se constituye como una herramienta de sencillo uso por parte de los operadores para proceder a la monetización del daño medioambiental asociado al escenario accidental de referencia. El módulo MORA integrado en la aplicación informática ARM-IDM-MORA es accesible de forma gratuita a través del portal web sobre responsabilidad medioambiental del Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico<sup>5</sup>.

El uso de la herramienta MORA, exige determinada información obtenida durante el proceso de cuantificación del daño (cantidad de recurso natural afectado, por ejemplo) y de otros datos sobre el agente causante del daño y/o sobre el lugar donde se produce el daño (localización, distancia hasta una vía de comunicación, etc.). En función del agente causante del daño y del recurso natural afectado, la herramienta seleccionará la técnica de reparación primaria más adecuada. El usuario, siempre de forma justificada, puede modificar los costes de la técnica elegida en función de sus conocimientos al respecto o, incluso, proponer una técnica de reparación primaria alternativa, indicando, entre otros parámetros, los costes en los que se incurre por su aplicación. La herramienta proporcionará información no sólo sobre el coste de la medida de reparación primaria, sino también sobre las medidas de reparación compensatorias (aquellas por las que se compensan las pérdidas provisionales derivadas de que el recurso tarde un tiempo entre que resulta dañado y vuelve a recuperar el estado previo al daño) y las medidas de reparación complementarias (aquellas por las que se compensan daños irreversibles).

El coste de las medidas de reparación complementaria y compensatoria conforman información adicional para el operador, quién de manera voluntaria decidirá si incluir o no en la cobertura de la garantía financiera por responsabilidad medioambiental los citados costes, puesto que la cuantía de la garantía financiera obligatoria se refiere únicamente a los costes de la reparación primaria, estando limitada a un importe máximo de 20 millones de euros, tal y como establece el artículo 30 de la Ley 26/2007, si bien la responsabilidad medioambiental del operador es ilimitada.

Por último, el artículo 33.2 del Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental, establece que *“cuando la técnica de reparación primaria correspondiente al escenario de referencia para el cálculo de la garantía financiera consista íntegramente en la recuperación natural, la cuantía de la misma será igual al valor del daño asociado al escenario accidental con mayor índice de daño medioambiental entre los escenarios seleccionados cuya reparación primaria sea distinta a la recuperación natural.”* Es decir, la monetización de un daño medioambiental cuya técnica de reparación primaria sea la recuperación natural nunca podrá emplearse para el cálculo de la cuantía de la garantía

---

<sup>5</sup> <https://servicio.mapama.gob.es/mora/login.action>

financiera por responsabilidad medioambiental, aunque la herramienta del Modelo de Oferta de Responsabilidad Ambiental asigne unos costes a la recuperación natural, que se explican por los estudios y análisis necesarios para evaluar el éxito de dicha técnica.

**ASPECTOS DESTACADOS DE LA MONETIZACIÓN DEL DAÑO MEDIOAMBIENTAL ASOCIADO AL ESCENARIO ACCIDENTAL DE REFERENCIA**

1. La **monetización** del daño medioambiental asociado al escenario accidental de referencia consistirá en la determinación del **coste del proyecto de reparación primaria**.
2. Para la determinación de la cuantía de la garantía financiera por responsabilidad medioambiental, la **reparación primaria no puede consistir íntegramente en la recuperación natural**.
3. La Comisión técnica de prevención y reparación de daños medioambientales ha puesto a disposición de los operadores y del público en general la herramienta del **Modelo de Oferta de Responsabilidad Ambiental (MORA)**. Esta herramienta, de uso **voluntario**, permite **estimar el coste de la reparación primaria**, entre otras, y se integra en la aplicación informática ARM-IDM-MORA.

**3.11. Evaluación de la necesidad de constituir una garantía financiera por responsabilidad medioambiental**

Una vez monetizado el daño medioambiental, el operador procederá a estimar la cuantía de la garantía financiera obligatoria añadiendo los costes de prevención y evitación del daño, tal y como se exige en el artículo 33.3 del Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental. Para ello, el operador aplicará un porcentaje sobre la monetización del daño medioambiental del escenario accidental de referencia o procederá a estimar tales costes de prevención y evitación; en cualquier caso, los costes de prevención y evitación nunca podrán ser inferiores al 10% de la monetización del daño medioambiental del escenario de referencia.

De esta forma, el operador obtiene la cuantía de la garantía financiera por responsabilidad medioambiental como el valor de la reparación primaria resultado de la monetización del daño medioambiental del escenario de referencia, más los costes de prevención y evitación. En este momento, el operador procederá a evaluar la necesidad de constituir la garantía financiera obligatoria por responsabilidad medioambiental, atendiendo a las exenciones establecidas en los apartados a) y b) del artículo 28 de la Ley 26/2007, de 23 de octubre:

*Quedan exentos de constituir la garantía financiera obligatoria:*

*a) Los operadores de aquellas actividades susceptibles de ocasionar daños cuya reparación se evalúe por una cantidad inferior a 300 000 euros.*

*b) Los operadores de actividades susceptibles de ocasionar daños cuya reparación se evalúe por una cantidad comprendida entre 300 000 y 2 000 000 de euros que acrediten mediante la presentación de certificados expedidos por organismos independientes, que están adheridos con carácter permanente y continuado, bien al sistema comunitario de gestión y auditoría medioambientales (EMAS), bien al sistema de gestión medioambiental UNE-EN ISO 14001 vigente.*

El operador evaluará si se encuentra en alguno de estos supuestos de exención y, con ello, determinará si ha de proceder a constituir la garantía financiera obligatoria. Para ello, tendrá en cuenta la cuantía de la garantía financiera obligatoria estimada anteriormente, esto es, el coste

de la reparación primaria del escenario accidental de referencia, más los costes de prevención y de evitación de nuevos daños.

En cualquier caso, hay que recalcar que cualquier actividad incluida en el anexo III de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, tiene la obligación de llevar a cabo, y sufragar los costes, de las medidas de prevención, evitación y reparación de los daños medioambientales de los que fueran responsables, independientemente de que exista dolo, culpa o negligencia (responsabilidad objetiva) e independientemente de estar obligado o no a constituir la garantía financiera obligatoria.

Por otro lado, si bien la cuantía mínima de la garantía financiera obligatoria corresponde al coste de la reparación primaria y los costes de prevención y evitación, del daño del escenario accidental de referencia, la normativa de responsabilidad medioambiental obliga al operador a adoptar también medidas de reparación compensatoria para responder de las pérdidas provisionales de recursos, y medidas de reparación complementarias, si no es posible reparar totalmente el recurso a su estado básico a través de la reparación primaria.

En definitiva, a pesar de que el operador pueda acogerse a algún supuesto de exención para la constitución de la garantía financiera obligatoria, cualquier operador puede evaluar la conveniencia de proceder a la constitución de dicho instrumento de garantía financiera voluntariamente, de forma que tenga cubierta su responsabilidad ante un daño medioambiental que pudiera ocasionar. O en caso de resultar obligado a la constitución de la garantía financiera valorar incluir de manera voluntaria en la misma los costes de las medidas de reparación compensatorias y complementarias.

#### **ASPECTOS DESTACADOS DE LA EVALUACIÓN DE LA NECESIDAD DE CONSTITUIR UNA GARANTÍA FINANCIERA POR RESPONSABILIDAD MEDIOAMBIENTAL**

1. La **cuantía** de la **garantía financiera** obligatoria por responsabilidad medioambiental resulta de la **suma** de la **reparación primaria** y de los **costes de prevención y evitación**. Estos costes de prevención y evitación no podrán ser inferiores al **10%** del coste de la **reparación primaria**.
2. Si la **cuantía** de la garantía financiera obligatoria por responsabilidad medioambiental es **inferior a 300.000 euros**, el **operador** quedará **exento** de constituir la garantía financiera.
3. Si la **cuantía** de la garantía financiera obligatoria por responsabilidad medioambiental está comprendida **entre los 300.000 y los 2.000.000 euros** y el operador dispone de un **sistema de gestión ambiental** (EMAS o ISO 14001), el **operador** quedará **exento** de constituir la garantía financiera.
4. La cobertura de la garantía financiera obligatoria nunca será superior a 20.000.000 de euros. En cualquier caso, la constitución de esta garantía por la cobertura máxima no exime a los operadores de comunicar la constitución de dicha garantía financiera a la autoridad competente conforme al procedimiento previsto en el artículo 24.3 de la Ley 26/2007.
5. La garantía financiera obligatoria no limita la responsabilidad del operador, que es ilimitada. En este sentido, la garantía financiera puede incluir, a voluntad del operador, otros costes (reparación compensatoria y/o complementaria, por ejemplo), con el fin de ampliar la cobertura de la misma.

### **3.12. Evaluación de la tolerabilidad del riesgo medioambiental**

Con carácter voluntario, el operador puede incluir en su análisis de riesgos medioambientales una evaluación de la tolerabilidad del riesgo medioambiental, como herramienta para identificar, en primer lugar, riesgos medioambientales inadmisibles en términos de probabilidad y/o consecuencias o, en segunda instancia, para establecer unos criterios de prioridad para la

propuesta e implantación de medidas de gestión del riesgo y de prevención y/o de evitación de nuevos daños en función del riesgo medioambiental generado por las distintas fuentes de peligro.

Este capítulo del análisis de riesgos medioambientales, en caso de desarrollarse, está vinculado más con la gestión del riesgo. En este sentido, un análisis de este tipo permitiría al operador mejorar su comportamiento en términos de riesgo medioambiental, lo que podría tener su reflejo tanto en los costes de las medidas de prevención, evitación y reparación que pueda tener que poner en marcha en caso de daño medioambiental, o amenaza de daño medioambiental, como en la cuantía de la garantía financiera, pudiendo incluso llegar a quedar exento de constitución de la misma por aplicación de los supuestos de exención establecidos en el artículo 28 a) y b) de la Ley 26/2007.

### **3.13. Análisis de sensibilidad del cálculo de la cuantía de la garantía financiera por responsabilidad medioambiental**

De nuevo con carácter voluntario, el operador puede realizar un análisis de sensibilidad sobre el cálculo de la cuantía de la garantía financiera por responsabilidad medioambiental, evaluando el efecto sobre dicha cuantía de determinados parámetros (cantidades de agentes causantes del daño, tipo de medidas de prevención y/o de evitación de nuevos daños, etc.).

Mediante este análisis podrían establecerse unos límites dentro de los cuales la instalación puede considerar como vigente el análisis de riesgos medioambientales para el establecimiento de la cuantía de la garantía financiera por responsabilidad medioambiental. En base a esto, por ejemplo, un análisis de riesgos medioambientales se consideraría actualizado siempre que los depósitos de una sustancia en concreto no superen determinada cantidad.

En este sentido, cabe recordar que el artículo 34.3 del Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, establece que el operador deberá actualizar el análisis de riesgos medioambientales siempre que lo estime oportuno, y en todo caso, cuando se produzcan modificaciones sustanciales en la actividad, en la instalación o en la autorización sustantiva.

## **4. PREGUNTAS FRECUENTES SOBRE ANÁLISIS DE RIESGOS MEDIOAMBIENTALES**

En el presente apartado se exponen diversas cuestiones sobre la realización de los análisis de riesgos que se han planteado con cierta frecuencia a la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental por parte de los operadores. Estas cuestiones tienen que ver con los aspectos técnicos más complejos que se manifiestan durante la elaboración de los análisis de riesgos medioambientales, y que se consideran pueden ser de interés para un gran número de operadores por tratarse de aspectos transversales de la realización de estos análisis.

### **4.1. Consulta sobre el alcance de los análisis de riesgos medioambientales y la inclusión de las actividades subcontratadas.**

La responsabilidad medioambiental es aplicable a los operadores de las actividades económicas o profesionales realizadas por cualquier persona física o jurídica con ocasión de una actividad de índole económica, un negocio o una empresa, con independencia de su carácter público o privado, y de que tenga o no fines lucrativos.

La Ley 26/2007, de 23 de octubre en su artículo 2.10, identifica al operador como cualquier persona física o jurídica, pública o privada, que desempeñe una actividad económica o profesional o que, en virtud de cualquier título controle dicha actividad o tenga un poder económico determinante sobre su funcionamiento técnico. Para la identificación del operador, se habrá de tener en cuenta lo que la legislación sectorial y autonómica disponga para cada actividad sobre los titulares de permisos o autorizaciones, inscripciones registrales o comunicaciones a la Administración.

Con esta alusión, la Ley 26/2007 identifica como operador, en primera instancia, al titular del correspondiente permiso, autorización o inscripción. No obstante y según la citada definición, también puede ser considerado operador aquel que desempeñe, controle o tenga un poder económico determinante sobre el funcionamiento técnico de una determinada actividad. En consecuencia, un mismo sujeto podría ser considerado operador por ostentar un “control sobre la actividad o un poder económico determinante sobre su funcionamiento técnico” y, a la vez, estar incluido en alguna otra categoría de sujetos a los que la Ley 26/2007, de 23 de octubre, también atribuye responsabilidades además de al operador, como es el caso de una sociedad dominante (artículo 10), o los responsables solidarios o subsidiarios a los que hace referencia el artículo 13. De esta forma, un administrador de hecho, en principio, es responsable subsidiario y, a su vez, podría encajar dentro del amplio concepto de operador en la medida en que “controle la actividad o tenga un poder económico determinante sobre su funcionamiento técnico”, según lo dispuesto en la definición de operador de la Ley 26/2007, de 23 de octubre.

El artículo 27 de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, establece que los subcontratistas y los profesionales que colaboren con los operadores pueden figurar como sujetos garantizados en las garantías financieras que han de constituir los operadores. En consecuencia, parece razonable que el análisis del riesgo medioambiental sobre el que se basa el cálculo para determinar la cuantía de la garantía financiera deba cubrir la actividad desempeñada por estos subcontratistas o colaboradores cuando se les pueda exigir responsabilidad medioambiental por tener un control de la actividad que es subcontratada, y que también mantiene una relación funcional u operativa con la actividad principal que es objeto de estudio, o se encuentren en alguno de los supuestos de responsabilidad solidaria o subsidiaria a los que se refiere la Ley 26/2007, de 23 de octubre, en su artículo 13.

Como norma general, se recomienda tener en cuenta todas las fuentes de peligro que puedan estar relacionadas con el riesgo medioambiental inherente a la actividad profesional que es objeto de estudio, incluyendo en dicho espectro todas las actividades de los colaboradores y



subcontratistas que pudieran estar dentro de la definición de operador que establece la Ley 26/2007, de 23 de octubre, por tener un control operativo sobre la actividad subcontratada, además de los sujetos a los que se pudiera atribuir, llegado el caso, responsabilidad medioambiental a tenor de lo dispuesto en el mencionado artículo 13 de la Ley 26/2007, de 23 de octubre.

#### **4.2. Consulta sobre la posibilidad de utilizar el método para calcular probabilidades de un Análisis de Riesgos Sectorial perteneciente a otro sector.**

El uso de los métodos de cálculo de probabilidades de un MIRAT o Guía metodológica para un sector diferente al sector al que pertenece el operador, podrá utilizarse si se trata de un método de estimación cuantitativo de probabilidad. Si las tasas de fallo están vinculadas a tipos de elementos o equipamiento industrial concreto referentes a sucesos iniciadores o a factores condicionantes del árbol de sucesos (y no a un perfil de actividad específico), el operador podrá basarse en estos datos siempre y cuando se argumente debidamente que el elemento que se contempla en el árbol de sucesos del análisis sectorial tiene unas características equivalentes a las del elemento del árbol de sucesos objeto de análisis.

Por su parte, si se trata de un método cualitativo de probabilidad no referente a su sector de actividad, es altamente improbable que el método de cálculo que establezca el análisis de riesgos sectorial pueda adoptarse como tal en su análisis de riesgos individual por no cumplir con todos los elementos y baremos que se han establecido ex profeso y con mayor nivel de subjetividad para el cálculo de la probabilidad en el contexto de otro sector profesional.

#### **4.3. Consultas sobre la elaboración de los árboles de consecuencias**

##### **4.3.1. ¿Se pueden eliminar escenarios accidentales que sean similares si estos son muy numerosos? ¿Influye la agregación de escenarios en el cálculo de la cuantía de garantía financiera?**

No es posible eliminar escenarios relevantes del análisis del riesgo medioambiental a pesar de que estos sean similares en cuanto a la sustancia vertida y/o los recursos afectados. Esto se debe a que, como indica el artículo 33.2 del Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, para el cálculo de la garantía financiera es necesario:

- a) Identificar los escenarios accidentales y establecer la probabilidad de ocurrencia de cada escenario.
- b) Estimar un índice de daño medioambiental asociado a cada escenario accidental siguiendo los pasos que se establecen en el anexo III [del Reglamento].
- c) Calcular el riesgo asociado a cada escenario accidental como el producto entre la probabilidad de ocurrencia del escenario y el índice de daño medioambiental.
- d) Seleccionar los escenarios con menor índice de daño medioambiental asociado que agrupen el 95 por ciento del riesgo total.
- e) Establecer la cuantía de la garantía financiera como el valor del daño medioambiental del escenario con el índice de daño medioambiental más alto entre los escenarios accidentales seleccionados.

En caso de eliminar algunos escenarios relevantes del análisis, podría suceder que el escenario de referencia de acuerdo al que se calcula la cuantía de la garantía financiera [apartado e)] fuera diferente al que sería seleccionado empleando la totalidad de los escenarios. Otra cuestión sería que algunos escenarios fueran categorizados como no relevantes, ya sea por su improbabilidad

de ocurrencia o por un valor nulo del IDM, y su riesgo fuera cero. En consecuencia, estos escenarios no relevantes no computarían en la identificación del escenario de referencia y en la determinación de la cuantía de la garantía financiera.

En todo caso, hay dos situaciones en las que se considera factible limitar la selección de escenarios relevantes en un análisis de riesgos medioambientales. En primer lugar, es frecuente y asumible que en una instalación no se consideren ya de inicio todas y cada una de las posibles fuentes de peligro cuando estas sean muy numerosas. A modo de ejemplo, podrían obviarse sustancias químicas de baja toxicidad en depósitos de pequeño volumen que se encuentren adecuadamente gestionadas, como podría ser una botella de lejía. Esta decisión permite reducir el número de escenarios desde un origen; sin embargo sería discutible en tanto que la toxicidad de la sustancia y/o el volumen almacenado fueran mayores.

Otra situación sería aquella en la que existe, entre la selección de escenarios relevantes, un grupo de escenarios que comparte el mismo valor de IDM pero donde cada escenario viene generado por una fuente de peligro diferente. En estos casos los escenarios que comparten el mismo valor de IDM pueden integrarse en un solo escenario que mantenga dicho valor de IDM y que sume la probabilidad de los escenarios que son agrupados. Esta solución no influye en el cálculo de la garantía financiera porque dicha cuantía es independiente del valor de la probabilidad. De esta manera, en el caso de que uno de los escenarios que hayan sido sumados hubiera sido seleccionado como escenario de referencia, quedaría seleccionado el escenario que ahora agrega a los demás, cuyo valor de garantía financiera sigue siendo el mismo (dado que una vez se selecciona el escenario de referencia, dicho valor es independiente de la probabilidad del escenario de referencia). Esta es una situación que se puede dar cuando existen distintos grupos de depósitos del mismo tipo y capacidad, siendo la probabilidad de que se produzca un vertido en alguno de ellos proporcional al número de tanques de cada tipo.

Sin perjuicio de lo anterior, la identificación de escenarios relevantes dependerá de la decisión de declarar como relevantes las fuentes de peligro a partir de las que se generan dichos escenarios, en cuyo proceso de toma de decisiones deberá imperar siempre el principio de precaución.

#### **4.3.2. Aplicando los árboles de sucesos, ¿puede identificarse un único escenario accidental en el análisis de riesgos?**

Excepcionalmente y en caso de instalaciones muy sencillas, donde los recursos naturales o receptores establecidos por la Ley 26/2007, de 23 de octubre, (suelo, masas de agua superficiales, masas de agua subterráneas, riberas del mar y de las rías, y especies silvestres y hábitats protegidos) no estén expuestos potencialmente a un daño medioambiental, podría darse la posibilidad de que sólo se identifique un escenario accidental con carácter relevante en la instalación. Sobre la base de este único escenario accidental será como se calcule la cuantía de la garantía financiera correspondiente.

En cualquier caso y aun en instalaciones que tienen asociado un muy bajo riesgo medioambiental, siempre será necesario identificar al menos un escenario accidental a fin de establecer la cobertura de garantía financiera conforme al artículo 33 del Reglamento que desarrolla parcialmente la Ley 26/2007, de 23 de octubre. Esta identificación debe realizarse con base en los árboles de sucesos descritos en la norma UNE 150008.

#### **4.3.3. ¿Cómo se procede cuando la reparación primaria de todos los escenarios accidentales relevantes se basa en la recuperación natural?**

Según lo dispuesto en el artículo 33 del Reglamento de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, la reparación del daño ocasionado en el escenario accidental de referencia no puede basarse en una reparación primaria que, a su vez, consista íntegramente en la recuperación natural. Ello se

debe a que la cobertura de la garantía financiera por responsabilidad medioambiental solo cubre, con carácter obligatorio, la reparación primaria del daño, circunstancia que obliga a descartar como escenario de referencia aquellos escenarios cuya reparación primaria esté basada en la recuperación natural, al no llevar asociado ningún coste de reparación primaria y, en consecuencia, no servir como referencia para el cálculo de la garantía financiera.

A la vista de los mencionados preceptos no sería aceptable que todos y cada uno de los escenarios accidentales que hayan sido identificados en el marco de un análisis de riesgos lleven asociada, respectivamente, una reparación primaria basada exclusivamente en la recuperación natural.

En este contexto, una solución factible podría apoyarse en que al menos uno de los escenarios, entre los escenarios accidentales que han sido considerados relevantes, requiera de una reparación primaria basada en una recuperación natural parcial combinada, a su vez, con otras medidas específicas de reparación primaria orientadas al tipo de daño en concreto. En otras palabras, es indispensable que en los supuestos e hipótesis que se establezcan en el análisis de riesgos se prevea que los daños causados en al menos uno de los escenarios identificados no sean reparados íntegramente mediante recuperación natural.

Un ejemplo sobre cómo proceder podría ilustrarse mediante un derrame de sustancias químicas sobre el suelo donde el analista planteara una recuperación natural de las zonas afectadas con una menor concentración de contaminante y la ejecución de otras técnicas específicas de reparación primaria en las zonas más contaminadas.

El Modelo de Oferta de Responsabilidad Ambiental (MORA), resulta especialmente útil para la consulta de diferentes técnicas reparadoras, cuya aplicación informática y documentación asociada se encuentra en portal de Responsabilidad Medioambiental del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico<sup>6</sup>.

Adicionalmente, desde un punto de vista práctico, pueden contemplarse algunas consideraciones que ayudan a simplificar la toma de decisiones orientadas a identificar posibles técnicas de reparación primaria en los casos de daños a masas de aguas superficiales y el suelo.

- Para el recurso “masa de agua”, en caso de que el analista considere que las técnicas sugeridas por MORA no se ajustan lo suficientemente al escenario evaluado, podría resultar interesante acudir a otras referencias tales como *Federal Remediation Technologies Roundtable* (FRTR) del Gobierno Federal de los Estados Unidos (<https://frtr.gov/scrntools.htm>) u otras fuentes específicas oficiales. Estos escenarios donde se genera un daño potencial sobre una masa o masas de agua superficial, deben adicionalmente considerar los posibles daños que puedan generarse sobre las especies que habitan en la masa de agua potencialmente dañada, posibilitando con ello la aplicación de técnicas de reparación primaria (introducción de peces, etc.) que puedan combinarse, en su caso, con un tipo de recuperación natural.
- Con respecto al suelo, con independencia de que actúe como receptor inicial o final de la contaminación, la forma de proceder sería similar, en el sentido que cabría considerar la posibilidad de un daño relevante o significativo cuando las concentraciones a las que llega el agente causante del daño superan los niveles admisibles en este medio receptor. La base de datos de MORA también ofrece distintas técnicas de reparación primaria que pueden aplicarse solas, combinadas o asociadas parcialmente, según el caso, a un proceso de recuperación natural del recurso natural.

---

<sup>6</sup><https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/modelo-de-oferta-de-responsabilidad-ambiental/>

Todas estas recomendaciones inciden en la necesidad de que al menos la reparación de uno de los escenarios accidentales no se base íntegramente en la recuperación natural, así como en la importancia de que todas las decisiones que se tomen en el marco de un análisis de riesgos se encuentren debidamente justificadas.

#### 4.3.4. ¿Cómo se asigna la probabilidad a los escenarios accidentales?

La Norma UNE 150008 de Análisis y Evaluación del Riesgo Ambiental establece la posibilidad de que el analista decida la técnica para asignar la probabilidad a los árboles de sucesos, siendo para ello necesario asignar primeramente la probabilidad a los sucesos iniciadores y a los factores condicionantes a partir de cuya combinación se generará un determinado escenario accidental.

Se proponen dos métodos diferentes para la asignación de probabilidades: el cuantitativo y el semicuantitativo. La inclinación por uno u otro método dependerá fundamentalmente de la complejidad que hayan adquirido los árboles de sucesos y de la información disponible, debiendo en todo caso responder a los criterios de fiabilidad necesarios para satisfacer el objeto del análisis. La Tabla 1 muestra las principales diferencias entre el método cuantitativo y el semicuantitativo para asignar probabilidades a los escenarios accidentales.

Método cuantitativo	Método semicuantitativo
Su empleo requiere acudir a fuentes bibliográficas o a un registro histórico de accidentes considerado válido	Su empleo requiere constituir un grupo de expertos que establezca unos indicadores de la probabilidad
Se trata de un método más objetivo	Se trata de un método menos objetivo
El método ofrece menores opciones para la introducción de medidas de prevención y gestión del riesgo en el modelo	El método ofrece mayores opciones para la introducción de medidas de prevención y gestión del riesgo en el modelo dado que las variables que utiliza tienen muchas veces que ver con el mantenimiento de las instalaciones, la formación del personal y, en definitiva, la gestión del riesgo medioambiental
Generalmente existe una menor vinculación entre los datos empleados y la realidad de la instalación o del sector objeto de estudio (usualmente se emplean referencias bibliográficas internacionales). Ergo, se utilizan valores genéricos para la industria o para el sector, sin poder particularizar a las características específicas de una instalación.	Generalmente existe una mayor vinculación entre los datos empleados y la realidad de la instalación o del sector objeto de estudio (usualmente los indicadores se determinan <i>ad hoc</i> por un panel de expertos): Posibilidad de establecer índices específicos para el sector o para la instalación
Existe un mayor riesgo de obsolescencia de los datos, debiendo prestarse especial atención al año de publicación de las bases de datos que se deseen utilizar.	Existe un menor riesgo de obsolescencia de los datos ya que el panel de expertos puede establecer unos indicadores adaptados a la situación actual.
Existe una mayor probabilidad de no encontrar datos específicos para alguno de los elementos identificados en el modelo (zonas, actividades, sucesos iniciadores, factores condicionantes, etc.)	Ofrecen la posibilidad de diseñar indicadores específicos de la probabilidad de ocurrencia para cada elemento del modelo.

**Tabla 1.** Diferencias más importantes entre los métodos cuantitativo y semicuantitativo para la asignación de probabilidades en los árboles de sucesos. Fuente: elaboración propia.

La aplicación de un método cuantitativo implica la revisión bibliográfica de bases de datos que informan sobre probabilidades de fallo de los distintos equipos y operaciones que han sido registradas durante las últimas décadas. Generalmente, esta probabilidad cuantitativa se expresa en unidades como suceso/año o fallo/demanda cuando se refiere a un suceso iniciador, y en términos de probabilidades de, además de fallo/demanda, éxito/fallo o, en su caso, de presencia/ausencia cuando hace referencia a un factor condicionante. Entre las fuentes bibliográficas más contrastadas hasta la fecha se encuentran *Purple Book*, *Failure rate Event Data for use within Risk Assessments* y *Handbook Failure Frequencies*. En cualquier caso el analista deberá revisar las referencias bibliográficas que le aplican a su caso de estudio y conocer las respectivas limitaciones de cada una de ellas.

Un método semicuantitativo implica la transformación de una serie de indicadores en valores numéricos mediante la asignación de una escala ordinal. Ello permite establecer un criterio de comparación entre unos indicadores y otros para cada suceso iniciador y factor condicionante cuya respectiva probabilidad de fallo, frecuencia o presencia se pretenda evaluar. La subjetividad inherente al método semicuantitativo debe minimizarse con la constitución de un grupo de expertos que establezca con coherencia técnica y de forma justificada el tipo de indicadores y la escala ordinal que expliquen la probabilidad para cada variable.

El analista podrá optar por aplicar un método cuantitativo o semicuantitativo para asignar la probabilidad a los sucesos iniciadores y a los factores condicionantes que configuran el árbol de sucesos. Seguidamente, la probabilidad de cada escenario accidental siempre se calcula de la misma forma: multiplicando la probabilidad del suceso iniciador por la probabilidad del factor condicionante. En otras palabras, la probabilidad de ocurrencia de cada escenario accidental se calcula aplicando el operador lógico “Y” o intersección de las probabilidades del suceso iniciador y de los factores condicionantes que configuran el escenario accidental. Matemáticamente, el cálculo de la probabilidad de ocurrencia del escenario accidental se expresa de la siguiente manera:

$$P_E = prob\_S.I \times P_1 \times P_2 \times \dots \times P_n \quad [Ec.2]$$

Donde:

$P_E$ , es la probabilidad de ocurrencia asociada al escenario “E”, el cual se define por ser el resultado de acontecer de forma conjunta el suceso iniciador “S.I.” y los factores condicionantes “1, 2, ... y n”.

$prob\_S.I.$ , es la probabilidad de ocurrencia del suceso iniciador del cual se deriva el escenario accidental “E”.

$P_i$ , es la probabilidad de éxito (o de fallo) de los factores condicionantes que, a partir de determinado suceso iniciador, intervienen en la definición del escenario accidental “E”. La probabilidad de éxito más la probabilidad de fallo de cada factor condicionante suma la unidad ya que son sucesos alternativos (el factor actúa o no actúa).

La memoria explicativa de la “Guía metodológica para determinadas actividades de gestión de residuos peligrosos y no peligrosos”, disponible al público a través del portal de Responsabilidad Medioambiental del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico<sup>7</sup>, describe las características específicas y fuentes de información de cada método cuantitativo y semicuantitativo, así como un ejemplo ilustrativo de cada método para la asignación de probabilidades a los árboles de sucesos.

---

<sup>7</sup>[https://www.miteco.gob.es/en/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/Memoria\\_GM\\_tcm38-194022.pdf](https://www.miteco.gob.es/en/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/Memoria_GM_tcm38-194022.pdf)

#### **4.3.5. En caso de aplicar una o más medidas de prevención ¿se deben adaptar el árbol de consecuencias y la identificación de escenarios accidentales a las nuevas condiciones? ¿Qué consecuencias podría tener sobre los árboles de sucesos y la determinación de la garantía financiera?**

Cualquier modificación que pueda influir en la configuración de los escenarios accidentales relevantes de la instalación que han sido previamente identificados en el análisis de riesgos supondría adaptar los árboles de consecuencias y volver a seleccionar el escenario accidental de referencia establecido en el artículo 33 del Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre. En otras palabras, una vez se identifican los escenarios de consecuencias que se consideran relevantes y se selecciona el escenario de referencia a partir del cual se estimará la cuantía de la garantía financiera, el análisis de riesgos medioambientales no puede considerarse inamovible y debe modificarse para adaptarse a cualquier modificación que la instalación pueda experimentar con posterioridad y que pueda afectar al esquema de escenarios de consecuencias que se concretan en dicho análisis de riesgos.

A este respecto, el artículo 34.3 del Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, indica que *“el operador actualizará el análisis de riesgos medioambientales siempre que lo estime oportuno y en todo caso, cuando se produzcan modificaciones sustanciales en la actividad, en la instalación o en la autorización sustantiva”*. Por lo tanto, se emplean criterios como la oportunidad del cambio y la sustancialidad de las modificaciones que dan margen a cierta interpretación sobre la necesidad o no de modificar un análisis de riesgos cuando se producen cambios en la instalación o actividad evaluada.

Por su parte, conviene recordar que la eliminación de uno o más escenarios accidentales relevantes fruto de la aplicación de una o más medidas de prevención que puedan haberse deducido del análisis de riesgos no siempre supone necesariamente una reducción de la cobertura de garantía financiera (si bien en la mayoría de los casos es más probable que esto suceda). La reducción de esta cuantía dependerá de la forma en que la eliminación de el/los correspondiente(s) escenario(s) pueda afectar a la selección del escenario de referencia a partir del que se calcula la cobertura de garantía financiera. Un caso aislado, pero posible, sería aquel en el que la eliminación de algún escenario accidental desplazara al escenario de referencia (aquel con menor índice de daño medioambiental entre los que agrupan el 95% del riesgo total) hacia otro escenario diferente, saliendo fuera del rango de selección los escenarios menos dañinos y más probables, y favoreciendo con ello la selección de un escenario de referencia con un valor asociado de la garantía financiera eventualmente superior (más dañino y menos probable) que el escenario que hubiera sido seleccionado sin haber aplicado la(s) correspondiente(s) medida(s) de prevención. En estos casos puntuales, el valor del daño sobre el que se calcula la cobertura de la garantía financiera aumentaría.

Todas estas cuestiones relacionadas con el cambio que puede experimentar la cuantía de la garantía financiera ante una modificación de la instalación que tenga incidencia sobre la configuración de los árboles de sucesos, esto es, el riesgo medioambiental de la instalación, ponen en relieve la utilidad del análisis de riesgos como herramienta para gestionar el riesgo medioambiental, ofreciendo información de gran valor al operador sobre las fuentes de peligro, los factores condicionantes y/o los escenarios de consecuencias en los que resulta más conveniente actuar para reducir tanto su riesgo medioambiental como la cobertura de la garantía financiera.

#### **4.3.6. ¿A partir de qué cantidad almacenada de una sustancia contaminante es recomendable o necesario tener en cuenta una determinada fuente de peligro?**

No existe una cantidad predeterminada a partir de la cual una sustancia debe ser considerada en un análisis de riesgos medioambientales. El analista será siempre el que determine, en función de las fuentes de peligro presentes en su instalación, si un determinado agente contaminante se almacena en una cantidad en la que, en caso de liberarse, pueda llegar a producir daños o una amenaza de daños a los recursos naturales protegidos por la Ley 26/2007. La peligrosidad del agente contaminante puede ser igualmente un argumento para considerar o descartar determinada fuente de peligro.

A título orientativo y en una instalación con múltiples fuentes de peligro, se puede adoptar la cantidad de 1 m<sup>3</sup> como referencia para tener en cuenta un depósito de una sustancia peligrosa como fuente de peligro en el análisis de riesgos. En cualquier caso y sobre la base del Principio de Precaución, es importante tener presente algunas situaciones que, en un contexto accidental, pueden llevar a amplificar los daños y, en consecuencia, a considerar finalmente como fuente de peligro una sustancia que ha podido ser descartada inicialmente por su escaso volumen almacenado (y por no ser una sustancia que lleve asociada una elevada peligrosidad). Tal es el caso de una sustancia que puede ser arrastrada por otra que actúa como vector de la contaminación, como sucede en muchos casos con el agua de extinción de incendios.

#### **4.3.7. ¿Qué ejemplos pueden servir de referencia para la aplicación del artículo 3.4.b de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental?**

El párrafo 4.b del artículo 3 de la Ley 26/2007 establece que los fenómenos naturales de carácter excepcional, inevitable e irresistible quedan fuera del ámbito de aplicación de la ley. En consecuencia, no es necesario considerar dichos fenómenos como suceso iniciador en los análisis de riesgos medioambientales. Podrían considerarse ejemplos de dichos fenómenos naturales los terremotos y maremotos, las inundaciones extraordinarias, las erupciones volcánicas, la tempestad ciclónica atípica, y las caídas de cuerpos siderales y aerolitos.

### **4.4 Consultas sobre la cuantificación de los daños y el empleo de modelos de difusión**

#### **4.4.1. ¿Cómo se cuantifican los agentes químicos cuando se trata de una mezcla de sustancias?**

Es frecuente que los operadores no manejen una sustancia pura que pueda clasificarse inequívocamente en alguna de las categorías especificadas en el esquema del Cuadro 2, recogido en la Guía de usuario del módulo de cálculo del IDM que permite de forma sencilla clasificar los diferentes agentes causantes del daño en función de sus características, siendo más usuales las mezclas de sustancias. En estos casos será el operador el que deba decidir la forma más adecuada de adaptar estos escenarios al esquema del Cuadro 2, si bien la opción elegida debe justificarse adecuadamente.

<b>Agente causante del daño</b>	El agente lleva asociado un umbral de toxicidad	El agente no es una sustancia explosiva	Agente orgánico	PE < 325°C	PE < 100°C	El agente contiene elementos halógenos	<b><i>Daños por COV halogenados</i></b>
						El agente no contiene elementos halógenos	<b><i>Daños por COV no halogenados</i></b>
				PE > 100°C	El agente contiene elementos halógenos	<b><i>Daños por COSV halogenados</i></b>	
					El agente no contiene elementos halógenos	<b><i>Daños por COSV no halogenados</i></b>	
				PE > 325°C	Fuel	<b><i>Daños por fueles</i></b>	
	Otras sustancias	<b><i>Daños por compuestos orgánicos no volátiles (CONV)</i></b>					
		Agente inorgánico	<b><i>Daños por sustancias orgánicas</i></b>				
		El agente es una sustancia explosiva	<b><i>Daños por sustancias explosivas</i></b>				
	El agente no lleva asociado un umbral de toxicidad	Agentes físicos	<b><i>Daños por extracción o desaparición del recurso natural</i></b>				
			<b><i>Daños por vertido de inertes</i></b>				
<b><i>Daños por incremento de la temperatura</i></b>							
Incendio		<b><i>Daños por incendio</i></b>					
Agentes biológicos		<b><i>Daños por organismos modificados genéticamente</i></b>					
		<b><i>Daños por especies exóticas invasoras</i></b>					
		<b><i>Daños por virus y bacterias</i></b>					
	<b><i>Daños por hongos e insectos</i></b>						

**Cuadro 2.** Esquema de asistencia para la selección del agente causante de daño. PE = Punto de ebullición. Fuente: Guía de usuario del módulo de cálculo del IDM

A continuación se enumeran algunos de los criterios que habitualmente se plantean en los análisis de riesgos medioambientales:

a. Selección como referencia de una sustancia similar:

Se plantea tomar la sustancia del esquema previo que más se pueda asimilar a la mezcla analizada. Para ello se atenderá a aspectos como el comportamiento de la mezcla, su toxicidad, el coste de los posibles daños que se pudieran ocasionar, etc.

b. Selección como referencia de la sustancia más tóxica

Es una de las opciones más conservadoras, asimilando que la totalidad de la mezcla tiene las propiedades de la sustancia más tóxica presente en la misma.

c. Selección como referencia de la sustancia que podría causar unos daños medioambientales cuyo coste de reparación fuera más elevado

Al igual que la propuesta anterior, se trataría de un enfoque conservador en el que se asume que la mezcla se comporta en su totalidad como la sustancia que puede causar los mayores daños ambientales de entre todas las que la conforman. Para argumentar esta elección se puede acudir a la herramienta MORA para calcular los costes de reparación vinculados a cada tipo de sustancia.

d. Selección como referencia de la sustancia tóxica que representa un mayor volumen en la mezcla.



Una posibilidad menos conservadora, pero justificable igualmente, es aquella en que se asimila la mezcla a la sustancia tóxica mayoritaria en su formulación.

Estas pautas también deberán ser tenidas en cuenta por el analista cuando necesite estimar el IDM y sus correspondientes coeficientes relacionados con el agente causante del daño que se vincula a determinado escenario accidental, momento en el que es necesario determinar diferentes parámetros relacionados con las propiedades de la mezcla de sustancias químicas (biodegradabilidad, la solubilidad, la toxicidad, etc.). En concreto, el parámetro 'Vvert' del IDM representa la cantidad de agente involucrado en el daño, lo cual es equivalente al volumen vertido que entra en contacto con cada recurso natural.

Nótese que puedan tener cabida diferentes consideraciones cuando el agente causante del daño lo forma una mezcla de sustancias. En cualquier caso, el analista debe argumentar de forma justificada su decisión en torno al tipo y la cantidad de agente causante del daño que han sido considerados cuando se ve involucrada una mezcla de sustancias en la cuantificación de un escenario accidental.

#### **4.4.2. ¿Qué decisión se puede tomar cuando el umbral de toxicidad de determinada sustancia química no figura en la ficha de seguridad y no es posible utilizar ese dato para aplicarlo en un modelo de dispersión de contaminantes del receptor potencialmente afectado?**

El umbral de toxicidad se utiliza para determinar la intensidad del daño de acuerdo con los artículos 11 y 13 del Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, indicador que contribuye a caracterizar el agente causante del daño. Adicionalmente, el apartado III del Anexo I del reglamento sobre aspectos técnicos de la determinación del daño medioambiental, establece una serie de criterios para el cálculo de la intensidad del daño; en concreto, el epígrafe 1 de dicho apartado III del Anexo I se centra en la intensidad del daño ocasionado por un agente químico. Dicho apartado indica que el nivel de intensidad se medirá en relación con la concentración o dosis límite, comparando de una u otra forma la concentración que la sustancia vertida alcanza en el medio receptor con el umbral de toxicidad de dicho receptor y la relación que el tiempo de exposición tiene con dicho umbral de toxicidad.

El artículo 2.e) del Reglamento de desarrollo parcial establece tres niveles de intensidad del daño:

1º «Agudo»: nivel de intensidad que representa efectos adversos claros y a corto plazo sobre el receptor, con consecuencias evidentes sobre los ecosistemas y sus hábitats y especies. Los efectos agudos suponen una afección sobre al menos el 50 por ciento de la población expuesta al agente causante del daño.

2º «Crónico»: nivel de intensidad que indica posibles efectos adversos a largo plazo para un porcentaje de la población expuesta al agente causante del daño comprendido entre el 10 y el 50 por ciento.

3º «Potencial»: nivel de intensidad que corresponde a efectos que superan el umbral ecotoxicológico y afectan al menos al 1 por ciento de la población expuesta al daño, pero no alcanzan los efectos de los niveles crónicos o agudos. El término «nivel de concentración admisible» hace referencia al umbral ecotoxicológico.

Cada nivel de intensidad del daño se corresponde con un umbral de toxicidad —denominados CTD, siglas en inglés de Curvas de Distribución de la Toxicidad— atendiendo a las siguientes categorías:

- *Median Lethal Concentration (LC50)* o *Median Effect Concentration (EC50)*: suelen tomarse como referencia para evaluar los efectos agudos, esto es, aquellos que suponen la afección a, al menos, el 50% de la población.
- *No Observed Effect Concentration (NOEC)* o *No Observed Adverse Effects Level (NOAEL)*: suelen emplearse como referencia para evaluar los efectos crónicos, que suponen la afección a entre el 10% y el 50 % de la población.
- *Predicted No Effects Concentration (PNEC)*: se asume que dicho umbral no garantiza la ausencia de daños potenciales, esto es, que afecten a al menos el 1% de la población.

De forma adicional a estos tres niveles y por motivos prácticos, en los análisis de riesgos suele diferenciarse un cuarto nivel de intensidad del daño, intensidad letal, que se correspondería con una pérdida igual al 100 por ciento de la población.

De esta forma, la determinación de la intensidad del daño medioambiental por agente químico se construirá comparando la concentración prevista de la sustancia tóxica en el medio receptor (valor que se denomina *Predicted Environmental Concentration* o PEC y que puede obtenerse de los modelos y criterios mencionados en el apartado de cálculo de la extensión del daño) con los anteriores umbrales de toxicidad. De esta forma, si el PEC supera el valor del LC50 de la sustancia liberada, podrá afirmarse la aparición de un daño agudo y, con ello, la afección a más del 50% de la población.

Para realizar este ejercicio, es necesario disponer de información sobre el PEC —el modelo de dispersión de contaminantes empleado debe proporcionar dicha concentración esperada de la sustancia en el medio receptor— y sobre los niveles de toxicidad —potencialmente disponibles en bibliografía sobre toxicología o, en ocasiones, en las fichas de seguridad de las sustancias, aunque sea para un listado limitado de especies—.

Sin embargo, en el ámbito de los análisis de riesgos medioambientales, en los que se evalúan daños medioambientales hipotéticos, puede que no se disponga de uno o de ambos de los componentes arriba indicados, bien porque los modelos y criterios de difusión empleados no ofrezcan la concentración esperada de la sustancia contaminante y/o porque no exista información toxicológica relativa a la/s sustancia/s contaminante/s liberada/s en el escenario de referencia. Ante esta potencial imposibilidad de evaluar la intensidad del daño atendiendo a los niveles de agudo, crónico o potencial, se recomienda adoptar un criterio de prudencia y considerar que el hipotético daño tendría la consideración de daño letal y, por ello, el daño medioambiental afectaría al 100% de la población. En cualquier caso, se podrían seleccionar otros niveles de afección a la población de forma debidamente justificada.

En relación con la evaluación de la intensidad del daño de un vertido de sustancia química contaminante a aguas corrientes superficiales continentales, la *Technical Guidance Document (TGD)* de la Comisión Europea (ECB, 2003) ofrece un modelo de acceso público y gratuito a través de Internet para la obtención de la concentración esperada de la sustancia en el medio (PEC); por otra parte, existe en la actualidad un elevado número de datos relativos a umbrales de toxicidad de numerosas sustancias en el agua, por lo que la evaluación de la intensidad del daño en el caso de vertidos de sustancias químicas a este medio receptor puede resultar más factible que realizar la misma operación para daños a otros receptores.

#### **4.4.3. En el caso de un vertido al suelo que alcanza el agua subterránea, ¿cómo se reparte la cantidad vertida entre el suelo y la masa de agua subterránea?**

En la actualidad no se ha localizado un modelo de dispersión de contaminantes de ámbito general que permita estimar de forma sencilla el reparto del agente causante del daño entre el suelo y el agua subterránea. Por lo tanto, se recomienda realizar una estimación caso por caso con el fin de tomar la decisión que mejor se adapte a cada situación concreta. En este sentido,

debería atenderse al principio de precaución de forma que en los cálculos realizados se obtengan resultados conservadores siempre que exista una elevada incertidumbre asociada a la estimación.

A continuación se enumeran una serie de propuestas prácticas y relativamente sencillas a las que el operador podrá atender con el fin de cuantificar este tipo de daños si bien se insiste en la conveniencia de que sea el operador el que aplique, de forma justificada, el criterio que mejor se ajuste a sus circunstancias. Estas propuestas se realizan a falta de un modelo de dispersión que permita realizar este tipo de estimaciones con una mayor eficiencia y precisión dentro de los análisis de riesgos medioambientales y pueden encontrarse sujetas a modificaciones en caso de que se identifique o desarrolle un modelo más adecuado.

La primera posibilidad que se recomienda se encuentra basada en el modelo desarrollado en Grimaz *et al.* (2007) y Grimaz *et al.* (2008). En concreto, este modelo aporta un procedimiento relativamente sencillo para estimar la superficie y la profundidad que alcanzaría un hipotético vertido sobre el suelo. El modelo resulta aplicable a la zona de suelo no saturada de agua; esto es, dejaría de ofrecer resultados a partir del nivel en el que la profundidad alcanzada por el derrame iguala el nivel freático de la masa de agua subterránea. No obstante, atendiendo al carácter apriorístico de los análisis de riesgos medioambientales, a criterios prácticos y de costo-eficiencia de los procesos de cálculo, se considera la opción de utilizar los resultados de Grimaz *et al.* (2007) y Grimaz *et al.* (2008) para estimar un reparto del agente causante del daño entre el suelo no saturado y la zona saturada.

En este sentido, esta propuesta consiste en calcular la profundidad que alcanzaría el derrame con las ecuaciones publicadas en Grimaz *et al.* (2007) y Grimaz *et al.* (2008). Si dicha profundidad (alcance total del vertido) supera la profundidad a la que se encuentra el nivel freático podría asimilarse la zona dañada como un cilindro cuya superficie coincida con la superficie de expansión del derrame y con altura (profundidad) igual a la profundidad total que alcanza el derrame. Mediante dicho procedimiento la cantidad de suelo dañado vendría dada por la multiplicación de la superficie afectada por la profundidad a la que se encuentra el nivel freático. La cantidad de agua subterránea dañada resulta de la multiplicación de dicha superficie por la diferencia entre la profundidad total que alcanzaría el derrame y la profundidad a la que se encuentra el nivel freático, pudiendo tenerse en cuenta la porosidad del suelo para estimar el volumen de agua subterránea afectado.

El modelo Grimaz (*ibid.*), sobre la base de la experiencia adquirida por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico en el desarrollo de los análisis de riesgos sectoriales, resulta adecuado para estimar la cantidad de agente causante del daño que llegaría hasta el nivel freático en el que se encuentra la masa de agua subterránea y la cantidad de agua contaminada. En el apartado 5.2.3 se describe con más detalle el citado modelo.

En todo caso, con independencia del criterio de cuantificación que se siga, merece la pena indicar que en el caso de los daños por agentes químicos a las masas de agua subterránea la valoración del daño medioambiental utilizando el Modelo de Oferta de Responsabilidad Ambiental (MORA) presenta unos costes fijos elevados y unos costes unitarios (por unidad de recurso afectado) relativamente bajos. Los elevados costes fijos, especialmente los asociados a los procedimientos de revisión y control necesarios para comprobar y evaluar el éxito de la reparación, hacen que el coste de la reparación primaria del agua subterránea contaminada por agentes químicos dependa muy poco de la cantidad de agua subterránea a recuperar, haciendo menos relevante la precisión en el procedimiento de cuantificación.

En otras palabras, la monetización de los daños al agua subterránea empleando MORA hace que el coste de la reparación primaria del agua subterránea dependa fundamentalmente de los costes fijos de la técnica de reparación, y por tanto sea poco sensible a la cantidad de agua

afectada. Esta característica hace que el efecto sobre el valor del daño del volumen vertido (y la consiguiente cantidad de masa de agua subterránea contaminada) sea menor que en otras combinaciones de agentes causantes del daño-recurso natural afectado. Por lo tanto, el analista contará con cierta flexibilidad a la hora de decidir y justificar el criterio que finalmente aplique. En este sentido, si se considera que existe una notable incertidumbre sobre la decisión, podría ser conveniente que se realice un análisis de sensibilidad que permita evaluar el efecto que tendría cada posible opción sobre el valor previsto del daño medioambiental, con el fin de tomar la decisión más adecuada de una forma justificada.

#### **4.4.4. ¿Cómo se evalúa en un análisis de riesgos medioambientales un vertido que finaliza en una estación depuradora externa al operador?**

La incertidumbre sobre el funcionamiento de una depuradora externa al operador ante la llegada de un vertido de aguas contaminadas hace imposible prever si dicha planta sería capaz de retener o tratar, al menos parcialmente, un vertido eventual, lleva a asumir que se da la situación más desfavorable posible desde el punto de vista del riesgo medioambiental. En otras palabras, se asume la inacción o falta de efectividad de la depuradora ante un vertido eventual de aguas tóxicas y se adopta, bajo esta hipótesis, el principio de precaución. De conformidad con este principio de precaución, se evalúa el riesgo medioambiental en ausencia de la depuradora y se identifican el río y/o el cauce al que vierte dicha depuradora como receptores potencialmente afectados.

#### **4.4.5. ¿Cómo se aborda en el análisis de riesgos medioambientales un vertido tóxico de sustancias solubles a una masa de agua superficial?**

La elevada variabilidad de circunstancias que pueden rodear a este recurso (masas de agua corrientes o estáticas, diferentes caudales, etc.) hacen que los criterios para la cuantificación de los daños ocasionados por sustancias químicas más o menos solubles precisen ser matizados. En la configuración de un escenario accidental donde el suceso iniciador consiste en la liberación de un agente químico a una masa de agua superficial, el analista puede tener en cuenta la solubilidad de la sustancia y su densidad con respecto al agua a fin de identificar la fracción del vertido que pudiera quedar depositada en el lecho y la fracción que pudiera permanecer en el agua.

Como norma general, cuanto mayor sea la solubilidad y menor la densidad de la sustancia vertida al agua continental superficial (o marina), puede asumirse que mayor será la probabilidad de que la sustancia se disuelva en el agua. Siendo la solubilidad una propiedad que puede manifestarse en distinto grado (algunas sustancias se disuelven totalmente en agua, otras sólo parcialmente, en un porcentaje determinado, y otras no se disuelven nada en agua), el analista podrá determinar qué cantidad de sustancia vertida (siempre que ésta sea más densa que el agua y no soluble o parcialmente soluble en agua) acabará mayormente disuelta, flotando o depositada en el lecho. Así, asumiendo un criterio simplificado, cuando la sustancia es más densa que el agua, la cantidad depositada en el lecho será la cantidad vertida menos la cantidad que haya podido haberse disuelto en el agua.

La cuantificación habrá también de tener en consideración si el vertido tiene lugar en una masa de agua en movimiento (ríos, arroyos, etc.) o en una masa de agua más o menos estática (lago, embalse, etc.). Del mismo modo, la posibilidad de que exista una estructura de contención que limite el vertido aguas abajo será también otro factor a tener en consideración a la hora de evaluar y cuantificar el daño ocasionado por un vertido químico, cualquiera que sea su solubilidad, a una masa de agua superficial. En estos casos el analista podrá considerar que la contaminación podrá ser retenida aguas abajo y, de esta forma, tratar (en términos de cuantificación y reparación del daño) un vertido a masa de agua en movimiento como un vertido a masa de agua estática.

Los factores condicionantes que entran en juego una vez acontece el suceso iniciador en forma de vertido o derrame (generalmente, medidas preventivas y/o de evitación de nuevos daños instaladas por el operador) pueden desde reducir (o incluso anular) la cantidad de agente causante del daño que finalmente entra en contacto con los recursos naturales (por ejemplo, la instalación de un cubeto de retención que, al actuar correctamente, confina completamente el vertido) hasta aumentar esa misma cantidad de vertido (las aguas de extinción generadas para apagar un incendio pueden entrar en contacto con sustancias solubles presentes en la zona o en la instalación y, con ello, aumentar de forma considerable la cantidad de agente causante del daño). Los medios de extinción (como el agua) empleados para apagar un incendio que pudiera generarse en una instalación se consideran, bien un agente causante del daño (en caso de mezclarse con sustancias solubles), bien como vehículo de propagación de la contaminación (en el caso de sustancias no solubles).

En consonancia con lo anterior, el hecho de que agente causante del daño constituya una sustancia química soluble influye mayormente a la hora de determinar la cantidad de agua superficial expuesta al daño que finalmente puede resultar contaminada y que se asocia a un escenario accidental. En estos casos la cantidad de masa de agua que resulta finalmente afectada en el posible escenario accidental es diferente a la cantidad de sustancia química que es liberada en el suceso iniciador a consecuencia de la dilución de dicha sustancia en el medio receptor.

En los casos en los que el cauce no dispone de estructuras de contención o las mismas se encuentren a tal distancia que no se considere prudente su consideración como elemento de contención, el analista podrá estimar como volumen de agua contaminado la multiplicación del caudal del río por el tiempo de permanencia del contaminante en el agua. Posteriormente, las técnicas de reparación se dimensionarían sobre la base de este volumen (coste de depuración del agua, etc.). Con esta misma lógica, si el vertido de la sustancia química soluble tiene lugar en una masa de agua más o menos estática o bien el vertido al cauce ha podido ser contenido de alguna forma, toda la masa de agua se vería afectada por el vertido. En cualquier caso, el analista deberá utilizar un modelo de difusión de la contaminación que permita, en el caso de un cauce de un río, conocer la evolución de la concentración del contaminante para identificar el punto del cauce en el que la dilución del mismo hace que no exista daño y, en el caso de una masa de agua estática (lagos, embalses, etc.), evaluar si la concentración del agente soluble en el medio receptor generaría daño.

El analista ha de tener en consideración, especialmente (aunque no de forma exclusiva) en el caso de un vertido de una sustancia soluble en una masa de agua superficial, la posibilidad de considerar la recuperación natural del recurso. Sin embargo, esta recuperación natural, además de no implicar necesariamente un valor del daño nulo (existen costes relacionados con la decisión de recurrir a la recuperación natural y de, posteriormente, evaluar su éxito), no ha de permitir ignorar daños ocasionados a otros recursos relacionados con las masas de agua superficiales continentales (fauna y flora vinculadas a este medio). En este contexto, el analista también habrá de considerar la posibilidad de que el daño ocasionado sea tal que no pueda restituirse el estado básico del recurso natural y, con ello, no puedan realizarse medidas de reparación primaria. En este caso, el daño sería declarado como irreversible y la cuantía de la garantía financiera no podría calcularse empleando ese escenario de referencia (puesto que habría que aplicar una medida de reparación complementaria y la cobertura de garantía financiera no cubre con carácter obligatorio ni ésta reparación ni las medidas de reparación compensatorias). La dispersión de la contaminación que pudiera derivarse de aguas rápidas y/o sustancias más móviles extendería el ámbito de actuación de la técnica reparadora y supondría un mayor volumen a descontaminar y, con ello, mayor coste de reparación.

Por el contrario, si la naturaleza de la masa de agua afectada por el episodio de contaminación es más o menos estática, ello permitiría plantear cualquier técnica reparadora y, con ello, reestablecer el estado básico original. En cualquier caso el analista nunca ha de desestimar la posibilidad de que el daño pueda repararse mediante recuperación natural o que el daño pueda llegar a considerarse como irreversible, en cuyos casos se invalidaría el escenario seleccionado para el establecimiento de la cuantía de la garantía financiera.

#### **4.4.6. ¿Cómo se aborda en el análisis de riesgos medioambientales un vertido tóxico debido al arrastre de sustancias contaminantes por las aguas de extinción?**

Los incendios pueden actuar en el árbol de sucesos como un suceso iniciador, cuando pueden desencadenar un daño químico por contaminación del suelo y/o las masas de agua debido al arrastre de sustancias contaminantes por las aguas de extinción (en cuyo caso el agente causante del daño son las sustancias que contaminan el suelo y/o las aguas), o como escenario accidental, cuando tiene lugar un escenario que da lugar a la quema de hábitat y/o especies silvestres (en cuyo caso el incendio también se considera agente causante del daño).

En los casos en los que el incendio no ha podido ser extinguido de forma temprana (o si el operador lo considera necesario incluso en el caso de una extinción temprana debido a las características de la instalación), se asume que pueden generarse aguas de extinción en cantidades susceptibles de generar daño medioambiental, ya sea por dilución de sustancias solubles presentes en la instalación y/o por arrastre de sustancias no solubles en agua. En ocasiones, la existencia de una red propia de drenaje podría evitar que las aguas de extinción entraran en contacto con los recursos naturales y, con ello, produjeran un daño medioambiental.

Una alta solubilidad del agente causante del daño condiciona significativamente el cálculo de la cantidad de contaminante que entra en contacto con los recursos naturales en caso de incendio debido al arrastre de dicha sustancia soluble por las aguas de extinción. Esta cantidad de agua empleada en la extinción del incendio puede actuar como factor condicionante en el árbol de sucesos ya que, al mezclarse con la sustancia soluble que se asocia al suceso iniciador, de ella dependerá la cantidad total de agente causante del daño que entre en contacto con el medio receptor.

En este supuesto, cuando la sustancia involucrada en el incidente sea soluble en agua, la cantidad de agente causante del daño será función de la cantidad de agua empleada en la extinción del incendio, que será igual a la suma de los medios de extinción propios (bocas de incendio equipadas, hidrantes, etc. de los que disponga la instalación) y, en caso de actuar, externos (servicios de bomberos). A continuación, se procede a dar algunas pautas generales para el contexto en el que una masa de agua superficial se vea afectada por el arrastre de sustancias contaminantes debido a las aguas de extinción. El procedimiento de cálculo de los medios de extinción, que actuarán como una mezcla de agentes causantes del daño, puede depender de las características de la instalación (al aire libre o cubierta, básicamente) y de la información disponible (capacidad de las medidas de extinción disponibles en la instalación).

En caso de que la instalación disponga de edificios o naves tales que permitan el tratamiento independiente de la planta industrial (instalación no al aire libre o diáfana), se pueden plantear dos escenarios para estimar los medios de extinción empleados para la lucha interior:

- i. Que el operador disponga de datos sobre existencias de agua necesarias para extinguir un eventual incendio en cada una de las zonas de la instalación (caudal de diluvios, capacidad del tanque contraincendios, etc.).
- ii. Que el operador no disponga de estos datos ni éstos puedan localizarse, en cuyo caso el analista podrá recurrir a fuentes bibliográficas alternativas que, han de emplearse

siguiendo un criterio conservador, es decir, utilizando los máximos de los rangos obtenidos.

En caso de que el analista no disponga de datos sobre caudales y capacidades de las medidas de extinción presentes en una instalación que no dispone de naves o edificios, el cálculo de las aguas de extinción puede apoyarse en las Notas Técnicas de Prevención (NTP) publicadas por el Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo (INSHT). La *NTP 420: Instalaciones de abastecimiento de agua contra incendios* proporciona algunos criterios para estimar la cantidad de aguas de extinción generadas en un incendio:

1. En primer lugar, indicar que los manuales guías generales proponen un caudal mínimo de extinción de entre 4 y 20 litros/min/m<sup>2</sup> (expresado por m<sup>2</sup> del área de la superficie proyectada). Siguiendo el criterio de prudencia que ha de gobernar la elaboración de un análisis de riesgos medioambientales se recomienda el empleo de un caudal de 20 litros/min/m<sup>2</sup>.
2. La NTP estima la duración del incendio en función del tipo de incendio, según lo indicado en la Tabla 2.

Duración del incendio (minutos)	
Categoría I	<10
Categoría II	15-60
Categoría III	>60

**Tabla 2.** Categorías de incendios en función de su duración. Fuente: Elaboración propia a partir de NTP 420 (INSHT)

Asumiendo que los incendios más comunes en las instalaciones pueden ser los incendios generados en tanques o por fugas de líquido (incendios de charco), la NTP incluye a estos incendios dentro de la categoría III, por lo que podría considerarse un incendio con una duración superior a los 60 minutos.

De esta forma, el volumen de aguas de extinción generado puede estimarse a través del producto de los siguientes tres parámetros:

- Caudal de referencia (20 l/minuto/m<sup>2</sup> o 0,02 m<sup>3</sup>/minuto/m<sup>2</sup>)
- Tiempo medio estimado de duración del incendio (minutos)
- Superficie de la instalación o de cada zona de riesgo (m<sup>2</sup>)

Finalmente, el analista considerará, por una parte, el volumen de sustancias contaminantes involucradas en el incendio y que puede acabar contaminando las aguas de extinción o verse arrastrado por éstas y, en segunda instancia, estimará el volumen de aguas de extinción afectado por la contaminación. Para ello, pueden asumirse las siguientes hipótesis:

- Para estimar la cantidad de sustancia contaminante presente en la zona que llega a contaminar las aguas de extinción puede asumirse un 20 por ciento del volumen de sustancia contaminante de referencia (de mayor volumen, peligrosidad, etc.) existente en la zona donde se produce el incendio, en consonancia con lo establecido en el Institut National D'Etudes de la Sécurité Civile (2001).
- El volumen de las aguas de extinción podrá estimarse mediante el siguiente procedimiento de cálculo:

$$V_I = \left( (V_{LE} + V_{LI}) \times Fm \right) + (0,2 \times V_{sust}) \quad [\text{Ec.3}]$$

Donde:

$V_I$ , es el volumen total de aguas de extinción ( $\text{m}^3$ )

$V_{LE}$ , es el valor de volumen de agua calculado para la lucha exterior ( $\text{m}^3$ )

$V_{LI}$ , es el volumen de agua calculado para la lucha interior ( $\text{m}^3$ )

$Fm$ , coeficiente que introduce en el modelo la posibilidad de que no se contamine la totalidad del agua empleada en la extinción. Como norma general, este coeficiente podrá asimilarse a la miscibilidad de la sustancia que potencialmente podría contaminar el agua, dato que puede obtenerse, generalmente, de la ficha de seguridad de la sustancia; este porcentaje es el resultado del cociente entre la solubilidad de la sustancia y la densidad de la misma. En caso de no disponer de estos datos se propone emplear por defecto un valor del 30%, siguiendo la Guía Metodológica para determinadas actividades de gestión de residuos peligrosos y no peligrosos publicada por la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental.

$V_{sust}$ , es el valor de volumen de la sustancia química de referencia (de mayor volumen, peligrosidad, etc.) presente en la zona afectada por el incendio ( $\text{m}^3$ )

El factor  $Fm$  muestra el efecto que la solubilidad de la sustancia tiene en el cálculo de las aguas de extinción. Para aquellas sustancias insolubles en agua, este factor será igual a 0, anulando a las aguas de extinción como agente causante del daño; en este caso, las aguas de extinción se limitan a ejercer de vehículo de la contaminación, arrastrando a la sustancia contaminante hasta los recursos naturales.

Una descripción más detallada de las pautas técnicas que el analista puede tener en consideración en caso de escenarios de daños a las masas de agua donde intervengan sustancias químicas solubles se encuentran en la Guía metodológica para determinadas actividades de gestión de residuos peligrosos y no peligrosos, y el Modelo de Informe de Riesgos Ambientales Tipo (MIRAT) para el sector de la fundición en el portal de responsabilidad medioambiental del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico<sup>8</sup>.

#### **4.4.7. A la hora de cuantificar un daño generado a las especies animales, ¿dónde se pueden recabar datos sobre densidad de poblaciones?**

La determinación del daño causado sobre las especies animales es uno de los mayores retos que existen actualmente en la cuantificación de daños. La principal dificultad radica, por un lado, en que se trata de un recurso móvil –se desplaza libremente– y, por otro, en la ausencia de inventarios de fauna para la totalidad del medio natural. En concreto, la información que idealmente debería ser utilizada en la cuantificación sería una cartografía en la cual figurase la densidad de individuos de cada especie existentes en cada zona –expresada en número de individuos por unidad de superficie o por unidad de volumen de agua–. De esta forma, conocida la cantidad de recurso dañado se podría estimar directamente el número de individuos afectados.

Una referencia de partida para identificar las especies silvestres que pueden ser potencialmente afectadas por un eventual daño es la aplicación informática del Modelo de Oferta de Responsabilidad Medioambiental –MORA–. Para ello, el analista debe seleccionar el punto en el que el recurso natural entra en contacto con el agente causante del daño y la aplicación le arroja el listado de las especies silvestres que pudieran resultar potencialmente dañadas.

<sup>8</sup><https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/>



La fuente de información de la que se alimenta la herramienta informática MORA es el Inventario Nacional de Biodiversidad<sup>9</sup>, donde también se puede consultar directamente el listado de las especies presentes en todo el territorio nacional organizado en cuadrículas de 10 por 10 km. Este inventario indica, adicionalmente, el grado de amenaza al que está sometida cada especie, sin embargo tiene la limitación de que no aporta información sobre la densidad de la población que está presente en cada cuadrícula del territorio. En todo caso, atendiendo a la extensión y características de un supuesto vertido químico que se esté evaluando y a la categoría de amenaza de cada especie, el analista podría descartar una afección relevante a ciertas especies. A modo de ejemplo, un vertido de escasas dimensiones y con un grado bajo de toxicidad en una zona donde únicamente existen especies generalistas tendrá una probabilidad reducida de causar efectos adversos relevantes sobre las poblaciones.

Para obtener información sobre la densidad de las poblaciones de especies silvestres puede acudir al visor de la Red Natura 2000<sup>10</sup>, donde puede descargarse una ficha de cada zona que lleva asociado un cuadro de diálogo con el inventario de especies e información variada referente a los Lugares de Interés Comunitario (LIC) y a las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA). En esta línea, cuando los daños no tengan lugar en una zona Red Natura 2000, el analista también podría adoptar como referencia tentativa los daños del espacio Red Natura más próximo.

Conviene recordar que, además de la información disponible a nivel nacional, cada Comunidad Autónoma o incluso el mismo operador puede contar con información de mayor detalle referida específicamente al territorio donde se encuentre ubicada la instalación objeto de estudio.

Nótese que, en caso de que el analista no disponga de inventarios de fauna silvestre –bien elaborados por la propia instalación, bien suministrados por la Administración–, éste deberá adoptar un criterio justificado para la cuantificación del daño al recurso natural correspondiente.

En el caso de los daños que pudieran ocasionarse sobre aguas superficiales continentales y, con ello, que pudieran afectar a la fauna acuática, merece la pena destacar la base de datos ID-TAX, disponible en la página web del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico<sup>11</sup>, que ofrece informes con periodicidad anual sobre presencia de determinadas especies piscícolas en una red de puntos de muestreo a escala nacional, indicando además las densidades piscícolas que pueden encontrarse en dichos puntos. Conviene también destacar la existencia de datos de densidades piscícolas tomados por algunos Organismos de Cuenca para varios de sus embalses, pudiendo ser estos datos directamente aplicables por el operador en sus análisis de riesgos.

Por último, en caso de que un daño hipotético se ubique en una masa de agua no cubierta por alguna base de datos, la extrapolación o transferencia de resultados, siempre de forma debidamente justificada, de otras masas de agua con características similares a la que es objeto de estudio, es un método legítimo que permite al analista obtener una cifra aproximada del número de individuos de fauna acuática afectados potencialmente por un eventual vertido. En cualquier caso, la disponibilidad por parte del analista de datos precisos sobre densidad piscícola siempre resultará más conveniente.

---

<sup>9</sup> <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-espanol-patrimonio-natural-biodiv/default.aspx>

<sup>10</sup> <http://sig.mapama.es/bdn/>

<sup>11</sup> <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/aguas-superficiales/programas-seguimiento/ID-TAX.aspx>

A la vista de las mencionadas previsiones técnicas, el tipo de agente causante de daño –ya sea químico, físico, térmico o un incendio– no condiciona sustancialmente la manera de cuantificar los daños generados potencialmente a las especies terrestres y/o acuáticas. Esto es, una vez que se dispone del cálculo del volumen de masa de agua o de la superficie vegetal respectivamente afectadas, ya fuera por un vertido o un incendio, según el caso, el analista deberá evaluar la relevancia del daño sobre las especies y estimar su extensión –en términos de número de individuos afectados– e intensidad –dicha cuantía de individuos con respecto a la población expuesta al daño de estos mismos individuos–, para lo que podrá acudir a los criterios y pautas previamente indicados.

Ahora bien, la inherente movilidad de las especies terrestres (con respecto a la zona afectada) permitirá habitualmente que el contacto con un agente causante del daño no sea de gran envergadura y, en consecuencia, que la magnitud de los daños en medio terrestre se juzgue muchas veces inferior a los daños que puedan ocasionarse en un escenario donde se vea afectada una masa de agua y, con ella, la inmensa mayoría de los individuos de las especies acuáticas en ella presentes. Es por ello que, con carácter general, se suelen considerar los daños a las especies silvestres sólo cuando se producen incendios a los hábitats o vertidos a las aguas continentales. Respecto a los vertidos al suelo, a menos que sean de grandes dimensiones o se produzcan en hábitats de especies especialmente sensibles, puede considerarse que las especies de animales no contactarían de manera relevante con el agente causante del daño debido fundamentalmente a la extensión limitada del vertido y a la mencionada capacidad de movimiento de las especies terrestres.

En masas de agua, por ejemplo, su temperatura máxima o la concentración de una sustancia química soluble a la que las especies acuáticas pueden vivir y reproducirse constituye un indicador de referencia a partir del que el analista, si conoce la densidad y dinámicas poblacionales de las especies presentes en la masa de agua, podría hallar el nivel de intensidad del daño extrapolando la proporción de individuos afectados al sobrepasar el umbral (de temperatura o concentración, según el caso) con respecto al total. Del mismo modo, en situaciones en que se carezca de estos datos para medios acuáticos, se sugiere al analista asumir una afección de tipo letal (al 100% de la población) cuando se sospeche que puedan sobrepasarse los umbrales de contaminación, situando de esta forma el análisis del lado de la seguridad.

A la vista de los mencionados preceptos, una solución razonable a la falta de información que puede adoptarse durante el proceso de cuantificación consistiría en asignar a cada una de las especies que se identifiquen en el listado del Inventario Nacional de Biodiversidad una densidad de población ex profeso –o directamente, un determinado número de individuos afectados atendiendo a la extensión del hipotético vertido o incendio–. Este valor se podría argumentar en función de la categoría de amenaza y del tipo de animal con base en referencias bibliográficas, aplicando un criterio experto, consultando a las Administraciones Públicas competentes, etc., pero siempre de forma justificada, sobre la base de información disponible y considerando el principio de precaución, situando estas estimaciones del lado de la prudencia. En definitiva, el analista ha de argumentar y documentar todas las decisiones técnicas que adopte durante la elaboración del análisis de riesgos medioambientales y la autoridad competente será posteriormente la que, en su caso, acepte dichas decisiones.

#### 4.4.8 ¿Cómo se determina la extensión de un daño ocasionado por un incendio a las especies silvestres?

En el contexto de la normativa de responsabilidad medioambiental es necesario tener en cuenta que los daños por incendio únicamente deben considerarse cuando éste afecte de forma significativa a alguno de los recursos naturales cubiertos por la misma.

La estimación de la extensión de los daños sobre las especies vegetales ocasionados por un incendio se verá influida de forma muy determinante por la dirección dominante del fuego. Existen distintos modelos de propagación de incendios forestales, entre los que destaca el modelo Behave, que implica una relativamente elevada exigencia documental, y el modelo desarrollado por Julio *et al.* (1995)<sup>12</sup>, menos exigente en cuanto a la información que es requerida para su aplicación pero con suficiente nivel de confiabilidad en el contexto de un análisis de riesgos donde inevitablemente existe y se asume una incertidumbre inherente al estudio.

El modelo Behave es una buena opción para la estimación de este tipo de daños al tratarse de una herramienta reconocida a nivel internacional, gratuita y de fácil acceso a través de Internet<sup>13</sup>.

Behave simula y analiza el desarrollo de un hipotético incendio forestal estimando su alcance a partir del cálculo de una elipse cuya forma y extensión será función de variables tales como la pendiente del terreno, y la velocidad y dirección del viento dominante en la zona donde se produce el incendio. Además de estos elementos externos que tienen influencia en el desarrollo y orientación que toma el incendio, se recomienda, de cara a determinar la extensión o superficie afectada, incorporar al modelo el tiempo de acción en el que los servicios de emergencia tardarían en extinguir el fuego. La proximidad de los medios de extinción determinará una acción temprana de los mismos y, con ello, un área de afectación reducida; la consulta en la web de las correspondientes comunidades autónomas y en sus correspondientes planes contra incendios forestales puede aportar información sobre la proximidad de los medios de extinción al lugar donde, potencialmente, podría declararse un incendio.

El modelo desarrollado por Julio *et al.* (1995) se construye a partir de datos de fácil obtención (tipo de vegetación, pendiente del terreno, velocidad del viento, temperatura y humedad relativa del aire), permitiendo con ello la generación de un gráfico de la superficie afectada por el incendio y una estimación de la superficie quemada. Una descripción y aplicación práctica de este modelo se incluye en la Tabla de Baremos del sector porcino.

Existe otra opción más conservadora que simplifica enormemente la tarea de determinar la extensión del incendio en términos de superficie vegetal quemada. Esta consiste en plantear la posibilidad de que se incendie toda la tesela vegetal o superficie potencialmente expuesta al incendio hasta que el incendio alcance algún elemento no combustible (cortafuegos, vías de comunicación, zonas de escasa o nula vegetación, masas de agua de determinada anchura o entidad, etc.). De esta forma, el área afectada por el hipotético incendio podría determinarse mediante el estudio de cartografía y/o fotografías aéreas, localizando estos elementos no combustibles del paisaje donde potencialmente se detendría el hipotético incendio para determinar el área afectada por el mismo.

---

<sup>12</sup> JULIO, G., PEDERNEIRA, P. y CASTILLO, E. (1995) Diseño funcional de simulador de incendios forestales. Laboratorio de Incendios Forestales. Universidad de Chile.

<sup>13</sup> [https://www.firelab.org/project/behaveplus;](https://www.firelab.org/project/behaveplus)  
<http://www.firemodels.org/index.php/behaveplussoftware/behaveplus-downloads>

La estimación de la extensión de los daños ocasionados por un incendio sobre las especies animales puede construirse siguiendo, en la medida en que la disponibilidad de información lo permita, las pautas y fuentes de información referidas en el apartado 4.4.7 : estimada la superficie vegetal afectada por el incendio, junto con la presencia y densidad de población de especies animales en el territorio afectado por el mismo, es posible estimar el número de individuos de especies animales afectados por el hipotético incendio.

Otro aspecto a considerar es la intensidad del incendio. En el contexto de la normativa de responsabilidad medioambiental el incendio puede tratarse como una combinación de daño físico y químico. La intensidad del daño ocasionado por un incendio se puede establecer mediante el cálculo del cociente entre la superficie incendiada y la superficie total que habría estado expuesta a dicho incendio, tal que: para valores inferiores a 0,03 de este cociente, el daño se consideraría como potencial; valores comprendidos entre 0,03 y 0,25 supondrían un daño crónico; y valores superiores al 0,25 implicarían un daño agudo.

No obstante, como se ha indicado, en caso de incertidumbre ante esta valoración, se podrá acudir a una declaración del daño como letal, asumiendo un criterio de precaución.

#### **4.4.9 ¿Cómo tratar el arrastre de materiales finos —metales pesados— en un análisis de riesgos medioambientales? En caso de que estos lleguen a una masa de agua superficial, ¿qué parte queda en suspensión y qué parte sedimenta?**

Estimar la proporción de partículas finas (metales pesados) que podrían quedar en suspensión o sedimentar en un contexto apriorístico, conlleva un alto nivel de incertidumbre. Por ello se sugiere al analista que siempre se tome una decisión razonable, transparente y en consonancia con el Principio de Precaución, y que ésta se argumente. También se recomienda que dicha decisión vaya siempre acompañada de los valores de entrada que han sido utilizados tanto para calcular el IDM, como para cuantificar y monetizar el daño si se trata del escenario accidental de referencia.

A continuación, se aportan varias opciones para abordar el tratamiento de materiales finos en el contexto de análisis de riesgos medioambientales:

- Una posibilidad sería estimar el IDM de los dos casos extremos —cuando todas las partículas van al sedimento o todas las partículas quedan en suspensión— y quedarse con el valor del IDM más alto, con la idea de tomar la decisión más conservadora posible.
- Otra opción algo más simplificadora sería argumentar, bajo la hipótesis de que se trata de partículas especialmente finas, que una menor proporción de metales pesados irían al sedimento (quedando más del 50% en suspensión).

Cualquier decisión se considerará adecuada si ésta es razonable y se argumenta con transparencia.

## **5. DAÑOS OCASIONADOS POR AGENTES BIOLÓGICOS Y EL MATERIAL TRANSGÉNICO**

### **5.1. Marco normativo**

La Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental considera de manera explícita los microorganismos patógenos, las especies exóticas invasoras, y los organismos modificados genéticamente como agentes causantes del daño. En cuanto a su evaluación, el Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, acude a los criterios técnicos de la legislación sectorial a fin de establecer una equivalencia entre estos y la forma de caracterizar y evaluar los daños en el marco de la normativa de responsabilidad medioambiental (ej. el uso del nivel de confinamiento del material transgénico al que hace referencia la Ley 9/2003, de 25 de abril, para determinar la intensidad de los daños a los criterios del Reglamento).

Asimismo, la normativa establece que la caracterización y la evaluación de la significatividad de los daños ocasionados por agentes biológicos debe hacerse *caso por caso* y mediante un estudio acreditado por un organismo debidamente reconocido.

La Ley 26/2007, de 23 de octubre, incluye en su anexo III las actividades profesionales que están sujetas a un régimen objetivo de responsabilidad medioambiental, incluyendo en los siguientes apartados los relativos a los daños ocasionados por organismos modificados genéticamente:

*“11. Toda utilización confinada, incluido el transporte, de microorganismos modificados genéticamente, de acuerdo con la definición de la Ley 9/2003, de 25 de abril, por la que se establece el régimen jurídico de la utilización confinada, liberación voluntaria y comercialización de organismos modificados genéticamente.*

*12. Toda liberación intencional en el medio ambiente, transporte y comercialización de organismos modificados genéticamente de acuerdo con la definición de la Ley 9/2003, de 25 de abril. [...]*”

Por su parte el Reglamento de desarrollo parcial establece una serie de previsiones técnicas en relación con la consideración y la valoración de los daños ocasionados por agentes biológicos que habrán de cumplir los operadores sujetos a la obligación de constituir una garantía financiera con carácter obligatorio en sus análisis de riesgos. A continuación se incluye un extracto de estas previsiones técnicas:

*Artículo 8. Identificación del agente causante del daño.*

*El operador identificará el agente causante del daño y lo clasificará en alguno de los siguientes tipos: químico, físico o biológico. Este último se compone, entre otros, por los organismos modificados genéticamente, las especies exóticas invasoras y los microorganismos patógenos.*

*Artículo 9. Caracterización del agente causante del daño.*

*“En caso de que el agente sea de tipo biológico, se considerará el organismo causante del daño, su definición taxonómica o su nomenclatura específica, según el caso, así como otros parámetros, atendiendo a la normativa vigente y a las recomendaciones técnicas emitidas, en su caso, por entidades acreditadas u organismos oficiales. Algunos de los parámetros a considerar, en función del tipo de agente biológico, son:*

*1.º Organismo modificado genéticamente: se estudiará, caso por caso, la modificación genética del organismo y cómo se ha llevado a cabo, así como su nomenclatura específica, capacidad de supervivencia, forma de diseminación, dominancia y su evolución genética al interactuar con otros organismos vivos.*

2.º *Especies exóticas invasoras: se considerará, entre otros aspectos, la especie introducida, la cantidad y la capacidad de amenaza a la diversidad biológica autóctona por interferencia en la dinámica de las poblaciones, incluido, en su caso, la capacidad para contaminar química o genéticamente, competir, depredar o transmitir enfermedades a las especies autóctonas.*

3.º *Microorganismos patógenos: se analizará, entre otros aspectos, su especie, su peligrosidad, su estabilidad genética y su capacidad de interacción con otras especies de fauna y flora autóctonas.*”

*Artículo 17. Significatividad del daño por referencia al tipo de agente.*

*La significatividad del daño causado por un organismo modificado genéticamente se determinará mediante un análisis, caso por caso, acreditado por un organismo oficialmente reconocido.*

*Anexo I. Extensión del daño apartado II; intensidad del daño apartado III.2.2. Determinación del daño medioambiental*

## *II. Extensión del daño*

*En caso de que el agente causante del daño sea un organismo modificado genéticamente, la determinación de la extensión del daño se realizará conforme a lo dispuesto en la Ley 9/2003, de 25 de abril, por la que se establece el régimen jurídico de la utilización confinada, liberación voluntaria y comercialización de organismos modificados genéticamente y en el Real Decreto 178/2004, de 30 de enero, por el que se aprueba el Reglamento general para su desarrollo, mediante un análisis al efecto, caso por caso, acreditado por un organismo oficialmente reconocido.*

*En la determinación de la extensión del daño ocasionado por organismos genéticamente modificados se considerará tanto su exposición directa al agente causante del daño como su exposición indirecta a través de mecanismos tales como la interacción con otros organismos, la transferencia de material genético o los cambios en el uso o la gestión. Asimismo se considerarán los efectos acumulados a largo plazo en los términos en los que se describen en el anexo IV del Real Decreto 178/2004, de 30 de enero.*

## *III. Intensidad del daño*

*2.2 En caso de que el agente causante del daño sea un organismo modificado genéticamente, la intensidad del daño se caracterizará en función de su peligrosidad, atendiendo a los siguientes criterios, y a lo establecido en la Ley 9/2003, de 25 de abril, y en el Real Decreto 178/2004, de 30 de enero:*

*En el caso de las utilizaciones confinadas:*

*a) Nivel de intensidad alto: cuando el organismo modificado genéticamente sea de tipo 3 ó 4, es decir, aquellos que deben utilizarse con un grado de confinamiento alto o moderado.*

*b) Nivel de intensidad medio: cuando el organismo modificado genéticamente sea de tipo 2, es decir, lleve asociado un grado de confinamiento de tipo medio.*

*c) Nivel de intensidad bajo: cuando el organismo modificado genéticamente sea de tipo 1, es decir, cuya manipulación requiera un grado de confinamiento de tipo bajo.*

*En el caso de las liberaciones voluntarias, la intensidad del daño se determinará mediante un análisis, caso por caso, acreditado por un organismo oficialmente reconocido.*

Con esta redacción la Ley 26/2007, de 23 de octubre, y su Reglamento de desarrollo parcial ofrecen varios criterios técnicos sobre algunos de los aspectos clave para la aplicación del régimen de responsabilidad medioambiental a los daños ocasionados por agentes biológicos. En todo caso, a continuación se ofrecen algunas pautas dirigidas específicamente a cada agente

biológico (organismos genéticamente modificados, microorganismos patógenos y especies exóticas invasoras), incluidos algunos preceptos legales de la respectiva normativa sectorial que pueden ser de utilidad al operador de cara a elaborar los análisis de riesgos medioambientales.

### **5.2. Estado del conocimiento científico y técnico sobre los daños ocasionados por agentes biológicos**

La elevada incertidumbre asociada a la evaluación de daños ocasionados por cualquier tipo de agente biológico, condiciona que este tipo de daños se aborden más desde el punto de vista del riesgo medioambiental que desde la práctica de que hayan sido abordados en el contexto de un daño ya acontecido. Prueba de ello es la falta de experiencia relativa a la cuantificación, la evaluación y la reparación de daños ocasionados por organismos modificados genéticamente, especies exóticas invasoras o microorganismos patógenos. Esta escasez de conocimiento, unido a la elevada incertidumbre sobre el alcance de los efectos potenciales que estos agentes biológicos pudieran generar sobre las especies animales y vegetales autóctonas y sus hábitats, es la razón más determinante por la que la normativa de responsabilidad medioambiental remite a su legislación sectorial para abordar los daños ocasionados por agentes biológicos y, más específicamente, por los organismos modificados genéticamente.

El Reglamento que desarrolla parcialmente la Ley 26/2007, de 23 de octubre, especifica tres tipos de agentes biológicos entre los elementos que el operador deberá identificar en la evaluación de daños: organismos modificados genéticamente, especies exóticas invasoras y microorganismos patógenos si bien la Directiva 2004/35/, de 21 de abril de 2004, únicamente menciona de forma explícita los daños ocasionados por organismos modificados genéticamente. Sobre este particular, la Comisión Europea realizó en 2013 un análisis normativo sobre la transposición que 11 Estados miembros han hecho de la Directiva de Responsabilidad Medioambiental a su respectivo jurídico<sup>14</sup>. De dicho análisis puede comprobarse que la inmensa mayoría de los Estados miembros han incorporado las previsiones sobre los organismos genéticamente modificados tal como aparecen en la Directiva y sin ampliar el espectro de daño a otros agentes biológicos tales como las especies invasoras y otros agentes patógenos. Es por ello que, si bien no se cuenta con una base técnica armonizada que haya permitido avanzar sustancialmente a los Estados miembros en la evaluación de daños generados por los diferentes tipos de agentes biológicos que introduce nuestro ordenamiento jurídico en materia de responsabilidad medioambiental, hay más elementos de análisis referentes a los organismos modificados genéticamente frente a los agentes biológicos como las especies invasoras y los microorganismos patógenos.

Otro aspecto de interés a tener en cuenta se relaciona con la identificación de las actividades profesionales del anexo III de la Ley 26/2007, de 23 de octubre que potencialmente pueden generar daños ocasionados por agentes biológicos. En la medida en que dicho anexo III ya menciona de forma explícita en sus apartados 11 y 12 las actividades profesionales vinculadas con la utilización, transporte y/o liberación de organismos modificados genéticamente, el resto de agentes biológicos (especies exóticas invasoras y agentes patógenos) no aparecen explícitamente mencionados en la lista de operadores que están sujetos a un régimen de responsabilidad objetivo mediante el mencionado anexo. Es por ello que la identificación de las actividades profesionales que tienen asociado un riesgo medioambiental por la presencia o exposición a riesgos generados por microorganismos patógenos o por la presencia o la contaminación genética provocada por especies exóticas invasoras no puede hacerse de forma sistemática sino caso por caso. Basta con pensar en cualquier actividad profesional que disponga

---

<sup>14</sup> European Commission (2013) "Study on Analysis of integrating the ELD into 11 national legal frameworks. Final Report 16". Steven and Bolton LLP. December 2013

de un almacén con palés cuya madera haya podido contaminarse con la introducción de una especie exótica invasora durante el transporte de la mercancía. De igual modo, la incertidumbre asociada con la procedencia del foco de contaminación de los agentes patógenos en la actividad ganadera dificulta el establecimiento de la causalidad del daño y su relación con las posibles especies silvestres afectadas.

Una característica común a los tres tipos de agentes biológicos es la irreversibilidad de los daños que generarían sobre las especies animales y/o vegetales expuestas tanto a organismos modificados genéticamente, como a especies invasoras y microorganismos patógenos. Otro aspecto que dificulta la valoración de los daños generados por agentes biológicos es el amplio horizonte temporal en el que los efectos sobre los recursos naturales afectados pueden manifestarse y, por tanto, ser detectados y de mitigar sus posibilidades de expansión. Por ejemplo, existen OMG que tienen la capacidad de combinarse con plantas silvestres mediante polinización cruzada, otorgando con los años a estas especies modificadas una ventaja competitiva sobre las plantas naturales o autóctonas, que terminan por colonizar el hábitat comportándose como especies invasoras. Esta condición, sumada a la incertidumbre sobre la evaluación de las características del agente biológico, su persistencia en el entorno y sus efectos sobre la dinámica de las especies potencialmente afectadas, orienta ineludiblemente la toma de decisiones relacionadas con el tratamiento de los daños ocasionados por agentes biológicos a la aplicación del principio de precaución.

### **5.3. La aplicación del principio de precaución en el marco específico de los riesgos ocasionados por agentes biológicos**

El «principio de precaución» constituye un elemento esencial de la política europea, cuyas bases se desarrollan en la Comunicación de la Comisión sobre el recurso al principio de precaución (2000). La Comisión Europea defiende que este principio de precaución atañe principalmente a la gestión del riesgo y que, más que una guía, es un criterio a adoptar por los Estados miembros en el proceso de toma de decisiones, lo cual incluye el desarrollo normativo. Prueba de ello es el extracto de texto de la citada Comunicación donde se resume en buena parte el espíritu del mencionado principio de precaución: “Cuando haya peligro de daño grave o irreversible, la falta de certeza científica absoluta no debe utilizarse como razón para postergar la adopción de medidas efectivas para impedir la degradación del medio ambiente”.

En esta misma línea, el documento de trabajo de la Comisión Europea REFIT<sup>15</sup> establece que la obligación de llevar a cabo medidas preventivas en aplicación de la Directiva 2004/35/CE sólo se activa cuando es probable que el no tomar medidas pueda resultar en un daño medioambiental significativo, tal como sería previsiblemente el caso en un escenario donde esté involucrado un agente de daño de tipo biológico. Ahora bien, en aplicación del principio de precaución, no se requiere una certeza científica de que el daño potencial excederá el umbral de la significatividad, y sería suficiente una creencia razonable para aplicar la Ley 26/2007, de 23 de octubre, pudiéndose también aplicar la normativa sectorial si se asegura que mediante su aplicación se consigue la prevención, la evitación y la reparación de daños medioambientales a costa del responsable.

A tenor de lo anterior y en aplicación del principio de precaución, ante un escenario accidental donde un agente biológico representara una amenaza inminente que pueda generar un daño significativo también sería de aplicación la normativa de responsabilidad medioambiental. Por su lado, cuando se estime que la amenaza inminente de daño medioambiental pudiera dar lugar a

---

<sup>15</sup> COMMISSION STAFF WORKING DOCUMENT REFIT Evaluation of the Environmental Liability Directive Accompanying the document Report from the Commission to the European Parliament and to the Council pursuant to Article 18(2) of Directive 2004/35/EC on environmental liability with regard to the prevention and remedying of environmental damage.



un daño no significativo, la autoridad competente podrá recurrir a la legislación sectorial para la resolución de la amenaza de daño.

En el marco de los análisis de riesgos medioambientales que deberán hacer los operadores para determinar su garantía financiera obligatoria, si un escenario accidental generado por un agente biológico pudiera inducir a un riesgo que suponga una amenaza inminente de daños que pudiera dar lugar a un daño significativo, dicho escenario se debe contemplar. Nótese que esta premisa técnica –cuya consideración *a priori* es sistemática– se flexibiliza, tal como se argumenta en el apartado 5.6., para el caso de las actividades profesionales de cría intensiva de aves y de cerdos donde la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental ha llevado a cabo los respectivos análisis sectoriales. En estos trabajos se ha concluido, sobre dicha base técnica y salvo prueba en contrario, que los escenarios de riesgo asociados a daños que pudieran ser ocasionados por microorganismos patógenos pueden desestimarse.

Otra previsión técnica que surge de la revisión del estado del conocimiento técnico y científico en la materia es que la caracterización y la evaluación de los daños asociados a un escenario donde participe un agente biológico deben realizarse siempre *caso por caso* habida cuenta de la incertidumbre y del carácter específico de la magnitud y de los efectos vinculados a este tipo de daños.

#### **5.4. Orientaciones para la evaluación de daños generados por organismos modificados genéticamente**

Como se ha indicado, el anexo III de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, separa en apartados independientes los aspectos relativos a la utilización confinada y transporte de los organismos modificados genéticamente (OMG), de los aspectos relacionados con la liberación voluntaria, el transporte y la comercialización de OMG, si bien ambos hacen referencia a los operadores sujetos a la misma normativa sectorial: la Ley 9/2003, de 25 de abril, por la que se establece el régimen jurídico de la utilización confinada, liberación voluntaria y comercialización de organismos modificados genéticamente y el Real Decreto 178/2004, de 30 de enero, por el que se aprueba el reglamento general para el desarrollo y ejecución de la Ley 9/2003, de 25 de abril.

Desde la modificación del Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007 por la que se reduce el alcance de la garantía financiera obligatoria para las actividades profesionales del anexo III de la ley, las actividades referentes a los organismos modificados genéticamente quedan fuera de la obligación de realizar un análisis del riesgo medioambiental y de la constitución de una garantía financiera con carácter obligatorio. Si bien, estas actividades están sujetas a responsabilidad medioambiental objetiva e ilimitada, es decir, tienen la obligación de sufragar la totalidad de los costes de prevención, de evitación y de reparación (primaria, compensatoria y complementaria) asociados a un daño medioambiental ocasionado por un OMG, en caso de que dicho daño tenga lugar y sea significativo, y con independencia de que medie dolo, culpa o negligencia.

Los criterios técnicos para la elaboración de los análisis de riesgos medioambientales que se exponen a continuación están orientados a aclarar las previsiones que establece el Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre; previsiones vinculadas a la legislación sectorial, y a la definición de la figura del operador y a los requerimientos de seguridad en la manipulación de material transgénico que se utilizan para cuantificar los daños ocasionados por OMG.

El Real Decreto 178/2004, de 30 de enero, define operador como “toda persona física o jurídica que comercialice un producto o reciba un producto comercializado en la Unión Europea, tanto de un Estado miembro como de un tercer país, en cualquier fase de su producción o distribución,

exceptuando el consumidor final, entendiéndose por éste como el último consumidor que no vaya a utilizar el producto como parte de una operación comercial”.

Conjugando esta definición con la que aporta la Ley 26/2007, de 23 de octubre, se podría entender por operador como cualquier persona física o jurídica que se encuentre, directa o indirectamente, al mando o en control operativo de la actividad en el momento que se produjo el incidente que causa el daño medioambiental. Se englobarían en este contexto al promotor, productor, notificador, exportador, importador, transportista o proveedor del OMG. Asimismo, cabe reflexionar sobre la posibilidad de asimilar el término «titular de la actividad» al que se refiere la Ley 9/2003, de 25 de abril, al concepto de operador que establece el régimen de responsabilidad medioambiental. En este sentido, el operador podría hacer referencia al titular de la explotación que tenga el mando o el control de cualquier actividad que pudiera definirse dentro de la categoría de «utilización confinada de OMG» (apartado 11 del anexo III de la Ley 26/2007, de 23 de octubre) o de «toda liberación intencional en el medio ambiente, transporte y comercialización» (apartado 12 del anexo III de la Ley 26/2007, de 23 de octubre).

En relación al uso confinado y el transporte de los OMG al que hace referencia el apartado 11 de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, la legislación sectorial entiende por utilización confinada cualquier actividad por la que se modifique el material genético de un organismo o por la que éste, así modificado, se cultive, almacene, emplee, transporte, destruya o elimine, siempre que en la realización de tales actividades se utilicen medidas de confinamiento, con el fin de limitar su contacto con la población y el medio ambiente<sup>16</sup>. En cuanto a la liberación intencional de OMG a la que se refiere el apartado 12 del anexo III de la ley, el Real Decreto 178/2004, de 30 de enero, entiende por liberación voluntaria la introducción deliberada en el medio ambiente de un organismo o combinación de organismos modificados genéticamente (OMG) sin que hayan sido adoptadas medidas específicas de confinamiento, para limitar su contacto con la población y el medio ambiente y proporcionar a éstos un elevado nivel de seguridad.

Todas estas actividades están obligadas por la legislación sectorial a realizar una evaluación previa de los posibles riesgos para la salud humana y el medio ambiente. Esta evaluación del riesgo es un elemento clave y necesario para que la autoridad competente autorice las actividades y distintas operaciones a las que aplica esta legislación sectorial. Los requisitos para la realización de este análisis de riesgos para la salud humana y el medio ambiente que el Real Decreto 178/2004, de 30 de enero, establece tanto en su anexo I (para las actividades de uso confinado de OMG), como en su anexo IV (para las operaciones de liberación voluntaria), configuran la base técnica de referencia para este sector de actividad, dado que todos los operadores, deben ajustarse a los requisitos técnicos que aquí se establecen para realizar los mencionados análisis de riesgos y cumplir las condiciones de autorización de puesta en el mercado.

Habida cuenta de que el análisis de riesgos que establece la normativa sectorial es necesario para la autorización y puesta en marcha de la actividad, no es de extrañar que el riesgo inherente

---

<sup>16</sup> Quedan excluidas de esta categoría y, por tanto, de los daños por OMG que puedan también ser abordados desde el régimen de responsabilidad medioambiental, las modificaciones genéticas obtenidas por técnicas de autoclonación y de fusión celular, incluida la de protoplastos, tanto de especies procarióticas con intercambio de material genético por procesos fisiológicos conocidos, como de células de cualquier especie eucariótica, incluida la producción de hibridomas, siempre que tales técnicas o métodos no supongan la utilización de moléculas de ácido nucleico recombinante ni de OMG obtenidos mediante técnicas o métodos distintos de los que quedan excluidos en el ámbito de aplicación de la ley (párrafo primero del apartado 2 del artículo 1).

a estas actividades se analice desde esta perspectiva sectorial aprovechando el esfuerzo y conocimiento adquirido en ese análisis de riesgos.

Más concretamente y en el caso de las operaciones de liberación voluntaria de OMG, el Real Decreto 178/2004, de 30 de enero, establece que el análisis de riesgos deberá tener debidamente en cuenta los OMG que contengan genes que expresen resistencia a los antibióticos utilizados en tratamientos médicos o veterinarios, a fin de identificar y eliminar de forma progresiva en los OMG los marcadores de resistencia a los antibióticos que puedan tener efectos adversos para la salud humana y las especies silvestres, conforme a la disposición adicional primera de la Ley 9/2003, de 25 de abril. En todo caso, la evaluación del riesgo deberá tener en cuenta los potenciales efectos adversos que puedan tener directa o indirectamente sobre la salud humana o el medio ambiente las transferencias genéticas de organismos modificados genéticamente a otros organismos. Asimismo, cualquier transferencia genética de OMG a otros organismos deberá someterse, caso por caso, a una evaluación de los potenciales efectos adversos que puedan tener directa o indirectamente sobre la salud humana y el medioambiente.

Como puede comprobarse en el texto de desarrollo normativo del Reglamento de desarrollo parcial que acompaña al apartado 5.1. del presente informe, la normativa de responsabilidad medioambiental se apoya en las previsiones técnicas de la normativa sectorial de conformidad con lo dispuesto en el Real Decreto 178/2004, de 30 de enero, para la elaboración de los análisis de riesgos. Prueba de ello es la alusión a los tipos de confinamiento que toman como referencia en el Real Decreto 2090/2008, de 22 de diciembre, para establecer la intensidad de un daño eventual que se derive de una utilización confinada de OMG, dado que la peligrosidad que pueda estar asociada al OMG está directamente relacionada con el nivel de confinamiento y, por tanto, con los efectos negativos que éste puede causar sobre los receptores en caso de ser liberado. A estos efectos, del tipo de confinamiento que sea exigido para llevar a cabo la utilización de OMG, podrá deducirse la peligrosidad de la actividad.

En lo que respecta a la determinación de la extensión del daño de un OMG ocasionado durante su uso confinado se deberá, tal como establece el Real Decreto 2090/2008, de 22 de diciembre, hacer un estudio *caso por caso* que considere, tanto la exposición directa del receptor al agente causante del daño, como su exposición indirecta a través de mecanismos tales como la interacción con otros organismos, la transferencia de material genético o los cambios en el uso o la gestión. En dicha tarea también se considerarán los efectos acumulados a largo plazo en los términos en los que se describen en el anexo IV del Real Decreto 178/2004, de 30 de enero.

Del mismo modo, en lo que respecta al transporte de OMG se requerirá que se realice una evaluación del riesgo para la salud humana y el medio ambiente, y que se cumplan las normas específicas de seguridad e higiene profesional, conforme establece el anexo I del Real Decreto 178/2004, de 30 de enero.

En el caso de las liberaciones voluntarias, la intensidad del daño, según el Reglamento que desarrolla parcialmente la Ley 26/2007, de 23 de octubre, se determinará mediante un análisis *caso por caso* acreditado por un organismo oficialmente reconocido. Los criterios de peligrosidad asociados a la liberación intencional de OMG, que pudieran venir dados por la norma, podrían deducirse de los requisitos que deberán ser contemplados por la evaluación de riesgos en el anexo IV del Real Decreto 178/2004, de 30 de enero.

En el capítulo III del Real Decreto 178/2004, de 30 de enero, se establecen todos los criterios técnicos y requerimientos sobre comercialización de OMG como productos o componentes de productos. Según la norma, “se entiende por comercialización todo acto que suponga una entrega a terceros, a título oneroso o gratuito, de organismos modificados genéticamente o de productos que los contengan”. Este término no incluye ni las operaciones de suministro de OMG

que se regulan dentro de las actividades de utilización confinada, ni las de suministro de OMG dirigidas exclusivamente a la liberación voluntaria que cumplan los requisitos establecidos en el capítulo II del este título.

Los operadores que pretendan comercializar por primera vez con OMG, o una combinación de éstos como productos o subcomponentes de productos, deberán solicitar a la autoridad competente una autorización expresa. Entre las condiciones que especifica la norma, dicha autorización deberá incluir igualmente una evaluación del riesgo para la salud humana y el medio ambiente y las conclusiones exigidas en la sección D del anexo IV. La evaluación del riesgo deberá efectuarse de conformidad con los principios establecidos en el anexo IV del Real Decreto, las notas de orientación complementarias contenidas en el anexo de la Decisión 2002/623/CE de la Comisión, de 24 de julio de 2002, y atendiendo a la información facilitada conforme a los anexos V y VIII del mencionado reglamento. En todo caso, la evaluación del riesgo deberá tener en cuenta los potenciales efectos adversos que puedan tener directa o indirectamente sobre la salud humana o el medio ambiente las transferencias genéticas de OMG a otros organismos.

Por su parte y en el marco de los análisis de riesgos que establece la normativa de responsabilidad medioambiental, la singularidad de los OMG añadiría algunas particularidades con respecto a los otros agentes químicos y físicos, y por supuesto, a diferencia de los incendios. Estas particularidades conllevan a evaluar con más detalle los posibles efectos adversos asociados a los diferentes niveles de complejidad biológica: a nivel de genoma (efectos a corto plazo en la expresión del gen introducido y su estabilidad a diferentes condiciones ambientales), población (efectos a medio plazo en la dinámica de poblaciones) y ecosistema (efectos a largo plazo en la estructura y función de los ecosistemas).

A tenor de la importancia de analizar la interacción del gen modificado y el ambiente con el que este entra en contacto, el Cuadro 3 comprende una serie de tareas que podrían ser de utilidad al operador a la hora de evaluar la relevancia de cada uno de los escenarios donde se vean involucrados OMG que hayan sido identificados en el análisis de riesgos medioambientales que establece la normativa de responsabilidad medioambiental.

- Evaluar si existe probabilidad de que al menos un OMG pueda escaparse y sobrevivir fuera de las instalaciones donde se encuentra confinado, o bien, pueda ser liberado y, por tanto, tenga el potencial para intervenir en la dinámica de las poblaciones salvajes.
- Analizar si el OMG es capaz de reproducirse, evaluando la probabilidad de que ese individuo se reproduzca fuera de su zona habitual de confinamiento.
- También es conveniente evaluar la probabilidad de que el OMG pueda hibridarse con individuos silvestres de la misma especie de los entornos circundantes y tener descendientes híbridos viables y fértiles de primera generación, o que pueda hibridarse con otras especies y producir híbridos interespecíficos fértiles.
- Evaluar si existen suficientes OMG fértiles que puedan establecerse en los ambientes receptores como poblaciones silvestres nuevas (la probabilidad de que esto suceda).
- Evaluar la probabilidad de que al menos un OMG o sus descendientes de híbridos puedan colonizar y sobrevivir en nuevos ambientes receptores no ocupados por organismos silvestres.

**Cuadro 3.** Identificación tentativa de algunas tareas que podrá realizar el analista para evaluar la relevancia de los escenarios de riesgos medioambientales en los que intervienen OMG. Fuente: Elaboración propia a partir de EFSA GMO Panel (2013)

Como conclusión y en consonancia con el estado del conocimiento científico y técnico en la materia, el enfoque que se está adoptando para evaluar el riesgo asociado a los daños ocasionados por OMG por aplicación de lo dispuesto en la normativa de responsabilidad medioambiental responde a las siguientes características:

- La previsión de que los OMG pueden generar efectos directos e indirectos sobre la salud humana y el medio ambiente, la incertidumbre sobre los efectos sobre la estructura y funcionalidad ecológicas, su persistencia y cómo este material transgénico interactúa entre las especies silvestres, y el hecho de que dichos efectos puedan ser irreversibles una vez detectados, son razones que permiten afirmar con total confianza que la probabilidad de que un accidente donde esté involucrado material transgénico genere un daño con carácter significativo es muy elevada. Es por ello que se hace necesario acudir al principio de precaución tanto para abordar la prevención y gestión del riesgo de las actividades relacionadas con este tipo de agentes biológicos durante condiciones normales de funcionamiento, como para establecer las medidas de evitación y reparación más conservadoras posibles a fin de minimizar los efectos que puedan derivarse de un accidente de estas características, así como establecer todas las medidas de reparación que resulten necesarias para evitar su propagación. Por su parte la Comisión Europea defiende que el citado principio de precaución atañe principalmente a la gestión del riesgo y que es un criterio a adoptar por los Estados miembros en el proceso de toma de decisiones, lo cual incluye el desarrollo normativo.
- La falta de experiencia en la evaluación de este tipo de daños de conformidad con la normativa de responsabilidad medioambiental y la obligación que establece la legislación sectorial de realizar un análisis de riesgos sobre la salud humana y el medio ambiente para la autorización y puesta en marcha de las actividades incluidas en los apartados 11 y 12 del anexo III de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, actúan como incentivos para que este tipo de daños sean abordados desde la perspectiva de la legislación sectorial.
- La incertidumbre y especificidad asociada a los daños generados por OMG explican la razón por la que el Reglamento de desarrollo parcial establece que la evaluación y cuantificación asociada a este tipo de daños según lo dispuesto en la normativa de responsabilidad medioambiental se determine mediante un análisis, caso por caso, acreditado por un organismo oficialmente reconocido.

### **5.5. La consideración de las especies exóticas invasoras en los análisis de riesgos medioambientales**

Entre las actividades del anexo III de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, no es posible llevar a cabo una identificación sistemática de aquellas que pueden tener asociado un riesgo medioambiental de daños por especies exóticas invasoras a las especies silvestres, dada la amplitud y aleatoriedad de circunstancias donde se puede dar un daño de estas características. Por ejemplo, una actividad profesional que almacene sustancias sobre palés que eventualmente hayan podido resultar contaminados con una especie exótica de insecto durante su transporte. De lo anterior se deduce que no es posible saber si este tipo de escenarios entrarán dentro de los inherentes a una actividad profesional que esté actualmente sujeta a la obligación de constituir una garantía financiera. En cualquier caso y dada la falta de información sobre el tratamiento de este tipo de daños en el marco de la normativa de responsabilidad medioambiental, se considera de valor ofrecer una algunas orientaciones técnicas de cara a la consideración de las especies exóticas invasoras en los análisis de riesgos medioambientales.

La consideración de las especies exóticas invasoras en la normativa de responsabilidad medioambiental se establece en el artículo 8 del Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, al citar las especies exóticas invasoras entre los posibles agentes causantes del daño de tipo biológico. Con respecto a este agente causante del daño, merece la pena indicar que la normativa vigente diferencia entre las especies exóticas invasoras y el resto de las especies exóticas (no consideradas invasoras). En concreto, conforme con el artículo 2 del Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras, una especie exótica o alóctona sería toda aquella especie o subespecie (incluyendo sus partes, gametos, semillas, huevos o propágulos que pudieran sobrevivir o reproducirse) introducida fuera de su área de distribución natural y de su área potencial de dispersión, que no hubiera podido ocupar sin la introducción directa o indirecta, o sin el cuidado del hombre. Mientras, únicamente tendrían el carácter de invasoras las especies exóticas que se introducen o establecen en un ecosistema o hábitat natural o seminatural, y que son un agente de cambio y amenaza para la diversidad biológica nativa, ya sea por su comportamiento invasor, o por el riesgo de contaminación genética. Existe una categoría intermedia en la normativa denominada especie exótica con potencial invasor y que se reserva para las especies exóticas que podrían convertirse en invasoras en España y que se centra, en especial, en aquellas que han demostrado ese carácter en otros países o regiones de condiciones ecológicas semejantes a las de España.

El anexo del Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras recoge el catálogo en el que se incluyen las especies exóticas para las que existe información científica y técnica que indica que constituyen una amenaza grave para las especies autóctonas, los hábitats o los ecosistemas, la agronomía o para los recursos económicos asociados al uso del patrimonio natural, de acuerdo al artículo 61.1 de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

En todo caso, debe destacarse que este catálogo establecido por la normativa no es estático si no que se prevé su posible modificación tanto incluyendo nuevas especies como suprimiendo aquellas que dejen de tener la consideración de invasoras.

Cuando una especie queda incluida en el catálogo español de especies exóticas invasoras se establecen una serie de condicionantes sobre su manejo. Estos son, conforme con el artículo 7 del Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras, los siguientes:

- a) La prohibición genérica de su posesión, transporte, tráfico y comercio de ejemplares vivos, de sus restos o propágulos, que pudieran sobrevivir o reproducirse, incluyendo el comercio exterior. Esta prohibición puede quedar sin efecto, previa autorización administrativa de la autoridad competente, cuando sea necesario por razones de investigación, salud o seguridad de las personas, o con fines de control o erradicación, en el marco de estrategias, planes y campañas que, a tal efecto, se aprueben.
- b) La prohibición de su introducción en el medio natural en el ámbito del territorio nacional que determina el catálogo español de especies exóticas invasoras.
- c) Los ejemplares de las especies animales y vegetales incluidas en el catálogo que sean extraídos de la naturaleza por cualquier procedimiento no podrán ser devueltos al medio natural. Esta prohibición puede quedar sin efecto en los supuestos de investigación, salud o seguridad de las personas, previamente autorizada por la autoridad competente en medio ambiente de la Administración General del Estado o de las comunidades autónomas y ciudades de Ceuta y Melilla.
- d) En ningún caso, se pueden contemplar actuaciones o comportamientos destinados al fomento de las especies incluidas en el catálogo.

Hasta septiembre de 2019 el Catálogo español de especies exóticas invasoras ha sido modificado en una única ocasión, fue a través del Real Decreto 216/2019, de 29 de marzo, por el que se aprueba la lista de especies exóticas invasoras preocupantes para la región ultra periférica de las islas Canarias y por el que se modifica el Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras. En todo caso, con el fin de conocer el listado de especies actualizado en cada momento debe accederse a la información oficial suministrada por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico a través de su página web<sup>17</sup>. En dicha página web, y dentro del Catálogo, cada una de las especies designadas como exóticas invasoras se acompaña de una ficha descriptiva (en formato PDF) en la que se recogen una serie de datos básicos sobre las mismas de cara a su caracterización.

Atendiendo a lo anterior, sería recomendable que los operadores susceptibles de generar este tipo de daños consultaran el Catálogo español de especies exóticas invasoras con el fin de determinar si dentro de su actividad podría producirse algún episodio accidental que involucre a las mismas, con especial atención a las acciones específicamente prohibidas a través del artículo 7 del Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras.

Entre las vías de entrada de las especies exóticas invasoras, en Capdevila *et al.* (2006) se distinguen entre las introducciones intencionales y las introducciones no intencionales:

- a) Introducciones intencionales con diferentes fines como la producción de alimentos, la producción de madera, la mejora del suelo, el freno de la erosión, la estabilización de las dunas, las mejoras estéticas en jardinería y paisajismo, el turismo, la caza y pesca recreativas, la alimentación del ganado, el control biológico, la mejora en los procesos industriales, el incremento del número de especies existentes en un determinado lugar, la recuperación de especies, el abandono de animales de compañía, la presencia de mascotas erráticas y la liberación intencionada mediante actos vandálicos.
- b) Introducciones no intencionales, citándose como ejemplo: los cargamentos de productos agrícolas, madera, flores, plantas y semillas, las especies incrustantes en cascos de embarcaciones, la descarga de aguas de lastre, la descarga de lastre sólido (tierra y piedras), el abatimiento de barreras geográficas por obras de ingeniería, la utilización de otros organismos como vectores, la existencia de polizones en medios de transporte a larga distancia, como en el interior de aviones o de barcos, la antropocoria en vehículos, equipos, ropa, calzado, etc., el transporte de mercancías y los materiales de embalaje.

De esta forma, las posibles vías de entrada de las especies exóticas invasoras en una zona determinada resultan múltiples y podrían aparecer, al menos a priori, en una amplia variedad de las actividades económicas a las que se dirige la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental. En este sentido, puede resultar de especial relevancia cualquier acción que implique el traslado de materiales de una a otra región a nivel nacional y, sobretodo, a nivel internacional. No obstante, la dificultad y la incertidumbre de considerar este tipo de episodios en los análisis de riesgos medioambientales puede considerarse generalmente muy elevada. En concreto, existen diferentes fases cuya cumplimentación resultaría especialmente compleja, entre otras: identificación de la fuente de peligro medioambiental, concreción del agente causante del daño, estimación de la probabilidad de ocurrencia y estimación de las posibles consecuencias medioambientales. Por este motivo, puede resultar recomendable reservar el tipo de agente “especies exóticas invasoras” para las actividades económicas que puedan identificar con suficiente certidumbre este riesgo al menos atendiendo

---

<sup>17</sup> <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/especies-exoticas-invasoras/ce-eei-catalogo.aspx>

a los aspectos anteriores (fuente de peligro que origina la emisión, especie concreta que origina el daño, probabilidad de que ocurra el accidente y posibilidad de estimar las consecuencias). Cuando se den estas circunstancias puede ser especialmente útil que el operador consulte a las administraciones competentes la existencia de un análisis de riesgos sobre la especie exótica invasora que se desee evaluar.

El Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras establece la posibilidad de que las especies exóticas cuenten con un análisis de riesgos en el que se evalúen desde un punto de vista científico-técnico la probabilidad y las consecuencias de la introducción y establecimiento de una especie exótica en el medio natural así como las medidas que pueden aplicarse para reducir o controlar esos riesgos. Estos análisis de riesgos previstos en la normativa relativa a las especies exóticas invasoras cobran especial importancia a la hora de modificar el Catálogo español de especies exóticas invasoras conforme se prevé en el artículo 5 del Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras, cuando se tramite la autorización de la liberación de especies alóctonas, conforme con lo dispuesto en su artículo 8, en el momento de elaborar y aplicar las estrategias de gestión, control y posible erradicación de especies invasoras, artículo 16 del mismo Real Decreto y cuando se tramite la apertura de nuevas instalaciones que manejen estas especies conforme se dispone en su Disposición adicional sexta.

La información recogida en estos análisis de riesgos puede ser de gran utilidad de cara a su consideración en los análisis de riesgos medioambientales ya que pueden asistir a los operadores en varias de las fases que los mismos deben recoger. En Capdevila *et al.* (2006) se ofrece una descripción más detallada de estas herramientas.

Un aspecto destacable es que la Disposición adicional séptima del Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras determina que los daños medioambientales que pudieran causarse por las especies exóticas invasoras deberán ser prevenidos, evitados y reparados conforme con los términos establecidos en la legislación básica en materia de responsabilidad medioambiental. Por lo tanto, esta fase de la evaluación de los riesgos medioambientales así como la gestión de los accidentes que pudieran ocasionarse deberán atender siempre a las disposiciones de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental y del Real Decreto 2090/2008, de 22 de diciembre, por el que se aprueba el Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental.

Según se recoge en Capdevila *et al.* (2006) las consecuencias previstas de la introducción de especies exóticas invasoras son diversas, pudiendo identificarse las siguientes: depredación de animales y de plantas, competencia, hibridación, facilitación de invasión por parte de otras especies, erosión por degradación de la vegetación e introducción de enfermedades y parásitos. La multiplicidad y complejidad de los efectos que pueden darse así como la posible aparición de sinergias entre los mismos conducen a recomendar que se evalúen caso por caso las consecuencias medioambientales que prevea cada operador atendiendo a sus características concretas, tanto con respecto al entorno en el que opera (con especial atención a los hábitats y las especies potencialmente afectadas) como con respecto a sus características propias (con especial atención a las características del agente concreto que resultaría liberado). En todo caso, siempre que se considere necesario resulta recomendable acogerse al principio de precaución en la evaluación de los riesgos, adoptando la decisión más conservadora.

En el Modelo de Oferta de Responsabilidad Ambiental (MORA) se opta por una simplificación que permite valorar los posibles daños ocasionados por las especies exóticas invasoras con una cantidad razonable de recursos y adecuada al carácter apriorístico y a la incertidumbre asociada



a los análisis de riesgos medioambientales. En concreto, la reparación propuesta en MORA para este tipo de daños es la siguiente:

- Para los daños ocasionados por especies vegetales, se asume que el daño afecta únicamente a las especies vegetales del mismo tipo que las especies exóticas invasoras introducidas. La técnica propuesta en MORA consistiría en la retirada de las especies invasoras y la posterior repoblación del terreno afectado con especies similares pero autóctonas.
- De forma análoga, los daños ocasionados por especies animales, se asume que afectan únicamente a las especies animales del mismo tipo que las especies exóticas invasoras introducidas. En este sentido, MORA contempla la captura de los individuos de exóticos invasores y la posterior reintroducción de especies similares pero autóctonas.

En este caso, la metodología de MORA asume que el daño únicamente sería reversible cuando: (1) puede asumirse que puede llevarse a cabo la captura o retirada de los individuos exóticos invasores y (2) cuando esta captura o retirada se realiza en un corto espacio de tiempo, de forma que se haya impedido la propagación o reproducción de los individuos. En otro caso, sería recomendable contemplar otro tipo de daños irreversibles y/u otros enfoques de equivalencia de la reparación diferentes a los establecidos en MORA (de tipo servicio-servicio, valor-valor o valor-coste). En estos casos además no podrían tenerse en cuenta para el cálculo de la garantía financiera obligatoria al no ser conforme a lo dispuesto en el artículo 33 del Reglamento, que relaciona el cálculo de esa garantía con el coste de la reparación primaria.

Si bien el enfoque y las hipótesis de MORA pueden considerarse asumibles para un número relevante de casos y ajustadas a los requerimientos de los análisis de riesgos medioambientales, en situaciones complejas o que cuenten con una mayor precisión de la información disponible y en los accidentes que acontezcan en la realidad podría resultar recomendable modificar los datos y principios propuestos por MORA de forma que la valoración del daño se ajuste en la mayor medida posible a la situación que se esté analizando. Dicho de otra forma, la valoración económica de los daños debe ser un reflejo lo más fiel posible del caso estudiado con independencia de los datos por defecto que proponga MORA para el mismo.

En este sentido, puede resultar recomendable que el analista investigue la existencia de estrategias, planes, programas, campañas, etc. específicamente dirigidas a la erradicación de la especie exótica invasora que esté evaluando ya que en las mismas pueden identificarse medidas concretas descritas y valoradas económicamente. A modo de ejemplo, en la página web del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico puede descargarse la “Estrategia de gestión, control y erradicación del visón americano (*Neovison vison*) en España”<sup>18</sup> y en el página de la Comisión Europea el “Manual para el control y erradicación de galápagos invasores”<sup>19</sup>.

---

<sup>18</sup> [https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/publicaciones/pbl\\_exo\\_inva\\_vison\\_americano\\_tcm30-69978.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/publicaciones/pbl_exo_inva_vison_americano_tcm30-69978.pdf)

<sup>19</sup>

[http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=home.showFile&rep=file&fil=TR-ACHEMYS\\_Manual\\_Control\\_Erradicacion\\_GalapagosInvasores.pdf](http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=home.showFile&rep=file&fil=TR-ACHEMYS_Manual_Control_Erradicacion_GalapagosInvasores.pdf)

### **5.6 Indicaciones específicas para la evaluación de los daños ocasionados por agentes patógenos en el sector ganadero**

Este apartado hace exclusivamente referencia a los microorganismos patógenos a los que hace referencia el Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, entre los diferentes tipos de agentes biológicos que contempla el marco normativo.

La experiencia adquirida durante la realización de los análisis de riesgos sectoriales dirigidos a la ganadería, más concretamente, el MIRAT y la Tabla de baremos dirigida al sector de la avicultura de puesta y de carne y el MIRAT y la Tabla de baremos para el sector porcino, ha permitido evaluar la relevancia de considerar los escenarios de riesgo asociados al tratamiento del riesgo medioambiental asociado a posibles virus, bacterias u otros agentes patógenos que son originados y/o propagados en las instalaciones ganaderas y que pueden afectar las especies de animales silvestres próximas a una instalación. Sobre la base de este análisis, se exponen los motivos por los que la consideración de este tipo de riesgos podría desestimarse para el caso concreto de las actividades de cría intensiva de aves de corral o de cerdos; actividades que deberán realizar el análisis de riesgos medioambientales al quedar obligados a constituir la garantía financiera correspondiente.

- La dificultad a la hora de establecer la causalidad entre los efectos detectados y el origen del daño, causalidad que el régimen de responsabilidad medioambiental estima necesaria para su aplicación. A modo de ejemplo, la aparición de individuos enfermos o muertos de especies silvestres en las proximidades de la instalación podría deberse o no a un brote originado en la explotación. Se considera que puede existir una notable dificultad a la hora de establecer una relación entre las especies silvestres infectadas y la declaración de un brote iniciado en una determinada instalación. Si además se trata de enfermedades actualmente extendidas, se considera más complicado poder determinar con precisión el origen de los agentes biológicos que afecten a las poblaciones silvestres.
- La consideración de irreversibilidad de los daños ocasionados y, por tanto, la previsión de una medida de reparación complementaria, medida fuera del alcance de la garantía financiera obligatoria. La naturaleza de los daños ocasionados sobre las especies animales silvestres en caso de afección, al menos en el ámbito del sector ganadero, puede ya ser de gran magnitud una vez detectado. En esencia, se podría considerar que un planteamiento realista y asumible en el ámbito de este sector ganadero es que, una vez originada o transmitida la enfermedad desde una instalación a las especies silvestres próximas, resulta difícil realizar una medida de reparación primaria efectiva que controle la enfermedad en un corto espacio de tiempo. Dicho de otro modo, una vez generado el daño, éste podría considerarse como irreversible no teniéndose en cuenta para el cálculo de la garantía financiera obligatoria al deberse reparar mediante técnicas de reparación complementaria (conforme con lo dispuesto en el artículo 33 del Reglamento).
- El manejo de agentes causantes del daño biológicos, como virus y bacterias, no forma parte del proceso productivo específico o característico del sector ganadero a diferencia de lo que podría ocurrir en otros sectores donde la actividad principal se centre en el manejo de este tipo de agentes. En ese caso la consideración de este tipo de escenarios podría ser excusable dadas las propias características del sector. Del mismo modo, las medidas que establece la legislación sectorial sobre ganadería y sanidad animal están mayormente encaminadas a evitar los contagios por agentes patógenos desde el exterior de las granjas a su interior. Esto genera una falta de previsiones jurídicas y de instrucciones técnicas para que el operador pueda incorporar este tipo de escenarios accidentales en el análisis de riesgos con el fin de gestionar y prevenir su aparición.

- Existencia de una elevada incertidumbre, a la hora de determinar la probabilidad de ocurrencia de estos escenarios y de cuantificar los daños asociados a los mismos. En este sentido, no se ha encontrado bibliografía al respecto sobre probabilidad de ocurrencia de estos episodios. Tampoco existen referencias que puedan servir de apoyo al sector en el procedimiento de cuantificación de los daños medioambientales y por lo tanto la estimación del riesgo asociado llevaría una elevada incertidumbre en estos escenarios.

Es importante recordar que todos los operadores económicos que trabajen en la cría de animales domésticos así como los centros zoológicos, los cuales pudieran resultar un foco o vector de contaminación biológica por microorganismos patógenos a las especies silvestres, deberán siempre adoptar tanto las medidas de prevención que resulten oportunas ante una amenaza inminente de daños, como las medidas de evitación de nuevos daños en caso de que se produjera un daño de esta naturaleza, a tenor del artículo 17 de la Ley 26/2007, de 23 de octubre. Esto sin perjuicio del régimen de responsabilidad objetivo e ilimitado al que están sometidas las actividades profesionales de su anexo III, por el cual y en caso de daño, también deberán adoptar las medidas reparadoras (primaria, compensatoria y/o complementaria) que se estimen necesarias para devolver los recursos naturales afectados a su estado básico.

## **6. SELECCIÓN Y UTILIZACIÓN PRÁCTICA DE LOS MODELOS Y CRITERIOS DE DIFUSIÓN PARA LA CUANTIFICACIÓN DEL DAÑO MEDIOAMBIENTAL**

En el presente apartado se procede a identificar una serie de modelos y criterios útiles para proceder a la cuantificación de los daños medioambientales dentro de los análisis de riesgos medioambientales. En este sentido, merece la pena indicar que en los daños medioambientales que ya hayan acontecido, la utilidad de estos modelos y criterios es reducida ya que, por un lado, se considera que los mismos llevan aparejado un alto grado de incertidumbre y, por otro, que en estos casos se dispondría de datos reales de la extensión, intensidad y escala temporal del daño. De hecho, el artículo 34 del Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental, habilita a los operadores a cubrir la estimación de la extensión, intensidad y escala temporal del daño con un grado de detalle adecuado al carácter hipotético del daño, existiendo cierta flexibilidad a la hora de estudiar estos aspectos.

Si bien el procedimiento de cuantificación del daño medioambiental incluye la extensión, la intensidad y la escala temporal del daño (desglosada a su vez en: duración, frecuencia y reversibilidad), el presente apartado se centra principalmente en el parámetro de extensión por dos motivos:

- En primer lugar, se trata de un parámetro para el cual no se han localizado referencias o reglas de decisión sencillas que puedan aplicar directamente los operadores en sus análisis de riesgos medioambientales, siendo por lo tanto recomendable ofrecerles al menos ciertas pautas.
- En segundo lugar, la extensión es un parámetro de entrada clave para los operadores que deseen valorar económicamente sus daños medioambientales acudiendo al Modelo de Oferta de Responsabilidad Ambiental (MORA) elaborado en el seno de la Comisión técnica de prevención y reparación de daños medioambientales.

Con el fin de estimar la intensidad y la escala temporal del daño el operador podrá realizar un estudio específico para su caso concreto o bien atender a una serie de pautas que pueden ser aceptables exclusivamente en el marco de los análisis de riesgos medioambientales. Estas pautas se concretan a continuación y pueden consultarse con mayor detalle en los análisis de riesgos medioambientales puestos a disposición pública a través de la página web del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico<sup>20</sup>

### **6.1. Pautas relativas a la determinación de la intensidad de los daños medioambientales**

La intensidad de los daños se define en la normativa de responsabilidad medioambiental como la severidad de los efectos ocasionados por el agente causante del daño. En concreto, el nivel de intensidad consiste en clasificar la severidad del daño atendiendo a parámetros como la mortalidad, la inmovilidad, la inhibición del crecimiento, la mutagenicidad, la teratogenicidad y carcinogenicidad, entre otros.

En el Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre se diferencian 3 niveles de intensidad, siendo los siguientes:

---

<sup>20</sup><https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/analisis-de-riesgos-sectoriales/herramientas.aspx>

“1.º «Agudo»: nivel de intensidad que representa efectos adversos claros y a corto plazo sobre el receptor, con consecuencias evidentes sobre los ecosistemas y sus hábitat y especies. Los efectos agudos suponen una afección sobre al menos el 50 por ciento de la población expuesta al agente causante del daño.

2.º «Crónico»: nivel de intensidad que indica posibles efectos adversos a largo plazo para un porcentaje de la población expuesta al agente causante del daño comprendido entre el 10 y el 50 por ciento.

3.º «Potencial»: nivel de intensidad que corresponde a efectos que superan el umbral ecotoxicológico y afectan al menos al 1 por ciento de la población expuesta al agente, pero no alcanzan los efectos de los niveles crónicos o agudos. El término «nivel de concentración admisible» hace referencia al umbral ecotoxicológico”.

Por cuestiones prácticas, y con especial utilidad dentro de los análisis de riesgos medioambientales, puede diferenciarse un cuarto nivel de intensidad de tipo letal que asumiría la pérdida del 100 por ciento de los individuos de una población.

La determinación de la intensidad del daño dentro de los análisis de riesgos medioambientales puede realizarse mediante un proceso específico llevado a cabo por el operador pero siempre cumpliendo con lo dispuesto en la normativa. Las principales referencias a las que se debe atender se encuentran en el artículo 13 del Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre y en el epígrafe III del anexo I del citado Reglamento.

Como alternativa, asumible en el marco de los análisis de riesgos medioambientales, el operador podría acogerse al principio de precaución y asumir las peores consecuencias posibles asociadas a sus escenarios accidentales. En el ámbito de la intensidad dichas consecuencias se materializarían en la asunción de un daño de tipo letal y, por lo tanto, realizar todos los cálculos de cuantificación y valoración del daño contemplando una pérdida total de las poblaciones que hayan contactado con el agente causante del daño.

## **6.2. Pautas relativas a la determinación de la escala temporal de los daños medioambientales**

El artículo 14 del Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre indica que la escala temporal de los daños medioambientales comprende el estudio de la duración, la frecuencia y la reversibilidad de los daños. De nuevo, para determinar estos aspectos el operador podrá establecer unos criterios específicos para su caso concreto pero siempre cumpliendo lo dispuesto en la normativa.

Alternativamente, con el fin de establecer la duración, la frecuencia y la reversibilidad de los daños el operador podrá basarse en las siguientes pautas.

En primer lugar, en cuanto a la duración del daño, una posibilidad aceptada en el marco de los análisis de riesgos medioambientales consiste en acudir al Modelo de Oferta de Responsabilidad Ambiental (MORA) e introducir los datos del escenario accidental que se esté analizando. Entre sus resultados, MORA ofrecerá al operador una estimación de la duración prevista para los daños ocasionados expresada en meses o en años. Por lo tanto, el operador podrá tomar dicho resultado como referencia para su inclusión dentro de su análisis de riesgos medioambientales.

En la **Figura 9** se muestra, a través de un ejemplo, la pantalla de MORA en la que se ofrecen los valores recomendados para la duración del daño. En concreto, la duración se desglosa en dos factores: el tiempo de espera y el tiempo de recuperación, siendo la duración total estimada para el daño la agregación de ambas magnitudes (15 meses en el caso ilustrado en la Figura 9).

**Fueles y CONV biodegradables en Suelo: Datos de la Reparación Primaria**

Coste de reparación

$$\text{Coste}_R = \text{Coste}_f + (\text{Coste}_u \cdot Q) + (p \cdot Q^q)$$

Coste Fijo ejec. por contrata (Coste<sub>f</sub>)

Coste Unitario ejec. por contrata (Coste<sub>u</sub>)

Multiplicador (p)

Exponente (q)

Datos de la reparación

Unidad de tiempo

Tiempo de espera

Tiempo de recuperación

Tipo de eficacia

Navegación informe

- Datos Generales
- Localización
- Parámetros
- Agentes
  - Fueles y CONV biodegradables
    - Suelo
      - Rep. Primaria
        - Datos

**Figura 9.** Consulta de la duración estimada del daño en la aplicación informática MORA. Fuente: MORA

El siguiente atributo a considerar es la frecuencia con la que acontece el daño medioambiental. En el caso de los análisis de riesgos medioambientales la frecuencia prevista se puede corresponder con la probabilidad de ocurrencia asignada al escenario que se esté cuantificando. A modo de ejemplo, en el caso práctico que acompaña al MIRAT para el sector de la fundición realizado para la Federación Española de Asociaciones de Fundidores (FEAF), el escenario de referencia tiene asignada una probabilidad de  $2,55 \times 10^{-8}$  veces/año, por lo tanto en este caso podría asumirse que la frecuencia esperada para los daños evaluados es de  $2,55 \times 10^{-8}$  veces/año. Alternativamente, dado que la normativa no establece restricciones al respecto, el analista que fundamente su análisis de riesgos medioambientales en probabilidades de tipo semicuantitativo podría determinar categorías de frecuencia de este mismo tipo (escalas de tipo alta, media, baja o similares).

Por último, la reversibilidad del daño es un aspecto crucial ya que, entre otros, determina cuándo debe diseñarse una reparación de tipo primaria (dirigida a daños reversibles) y cuando deben aplicarse medidas de reparación complementaria (dirigida a daños irreversibles). Adicionalmente, se debe tener en cuenta que el Índice de Daño Medioambiental (IDM) previsto en el Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre es sólo aplicable a los daños que tengan la consideración de reversibles.

En el artículo 2 del Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre se define reversibilidad como la “capacidad de un receptor para recuperar, en relación con su ciclo de vida o expectativas de uso, su estado básico en determinada escala temporal”.

La normativa no establece unas pautas o criterios categóricos para la consideración de un daño como reversible o irreversible por lo que esta determinación queda, en último término, a justificación del operador. No obstante, en el Documento Metodológico de MORA, disponible en la página web del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico<sup>21</sup>, se ofrecen una serie de pautas, elaboradas con base en el artículo 22 del Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, a las que puede atender el analista con el fin de determinar si el daño evaluado es o no reversible.

<sup>21</sup>[https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/Documento%20metodolog%C3%ADa\\_tcm30-177400.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/Documento%20metodolog%C3%ADa_tcm30-177400.pdf)

En concreto, en dicho documento se recomienda la atención a los siguientes aspectos:

- (i) La localización geográfica del daño. Atendiendo a la localización geográfica del daño, MORA determina que un daño es irreversible cuando éste se produce en una zona inaccesible y se debe a un agente causante del daño no degradable mediante procesos naturales, esto es, sin intervención humana.
- (ii) El agente causante de daño y la cantidad de recurso afectado. En función del agente que cause el daño y de la extensión del daño, los efectos pueden ser considerados irreversibles. Para ello se debe evaluar la viabilidad de tratar con eficacia determinadas cantidades de agente; ya que para grandes cantidades de recurso afectado —ya sea porque se libere un gran volumen del agente o porque éste se difunda en una gran cantidad de recurso—, la reparación podría resultar inviable y por lo tanto, el daño irreversible. En resumen, la reparación exigiría la existencia de técnicas disponibles para que ésta sea llevada a cabo.
- (iii) Coste desproporcionado de la reparación primaria. En caso de que el coste de la reparación primaria sea desproporcionado en comparación con los beneficios ambientales que se lograrían gracias a la misma, el daño ocasionado podría ser declarado como irreversible. En cuyo caso, el operador deberá acreditar el coste desproporcionado mediante una memoria económica.
- (iv) Tiempo necesario para la reparación primaria. Por último, en caso de que el tiempo necesario para la reparación primaria sea desproporcionado, el daño podría ser considerado irreversible.

### **6.3 Pautas relativas a la determinación de la extensión de los daños medioambientales**

Los modelos y criterios de dispersión que se detallan a continuación se centran en la determinación de la extensión de los daños medioambientales. No obstante, algunos de los mismos podrían servir como base a los operadores para la estimación del resto de los componentes de la cuantificación (intensidad y escala temporal del daño).

La extensión del daño hace referencia a la cantidad de recurso o servicio dañado y debe realizarse conforme con el artículo 12 y el epígrafe II del Anexo I del Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre.

En la Tabla 3 se recogen las combinaciones agentes causantes del daño-recurso natural afectados consideradas en la Tabla 1 del Anexo III del Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre de cara al cálculo del Índice de Daño Medioambiental, la cual coincide en esencia con la utilizada por el Modelo de Oferta de Responsabilidad Ambiental (MORA).

Se considera que la Tabla 3 recoge las combinaciones que más usualmente pueden aparecer en los análisis de riesgos medioambientales. Para cada combinación, en los epígrafes siguientes del documento, se ofrecen modelos o criterios concretos de cara a la estimación de la extensión de los daños medioambientales. No obstante, se debe insistir en que lo dispuesto en dichos criterios no es vinculante por lo que cada operador podrá adoptarlos o no, e incluso modificarlos dentro sus análisis de riesgos medioambientales. En todo caso, se recomienda que las decisiones siempre se encuentren debidamente justificadas y, en caso de detectarse una incertidumbre relevante, se tomen los valores más conservadores disponibles atendiendo al principio de precaución.

En la Tabla 3 no se incluyen los daños ocasionados por agentes biológicos ya que la elevada especificidad de los mismos impide dar indicaciones generales de cuantificación para el conjunto de los operadores. De esta forma, los operadores que requieran seleccionar este tipo de agentes

deberán considerarlos atendiendo a sus características concretas dentro de sus correspondientes análisis de riesgos medioambientales.

En cambio, si se incluyó en la tabla la combinación de emisión de agentes químicos a la atmósfera; considerando únicamente la atmósfera como vector de la contaminación ya que la misma no se encuentra dentro de la definición de recursos dada por la normativa de responsabilidad medioambiental. Por lo tanto, este tipo de daños únicamente se considerarían en caso de que, en último término, el agente cause daños significativos sobre alguno de los recursos naturales cubiertos por la ley.

		Recurso							Vector		
		Agua			Lecho continental y marino	Suelo	Ribera del mar y de las rías	Especies			
		Marina	Continental					Vegetales		Animales	
			Superficial	Subterránea							
Agente causante de daño	Químico	COV halogenados	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	V1
		COV no halogenados									
		COSV halogenados									
		COSV no halogenados									
		Fueles y CONV									
		Sustancias inorgánicas									
		Explosivos									
Físico	Extracción/Desaparición	C9	C10		C11		C12	C13			
	Vertido de inertes			C14	C15						
	Temperatura	C16			C17		C18	C19			
Incendio								C20	C21		

COV, compuestos orgánicos volátiles (punto de ebullición <100°C)  
 COSV, compuestos orgánicos semivolátiles (punto de ebullición entre 100-325°C)  
 CONV, compuestos orgánicos no volátiles (punto de ebullición >325°C)

**Tabla 3.** Combinaciones de agente causante del daño-recurso natural afectado. Fuente: elaboración propia a partir del Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre.

En los siguientes epígrafes se trata de forma específica cada una de las combinaciones diferenciadas, indicándose en su caso los datos de entrada necesarios, los resultados que se obtienen y los datos que deberían introducirse en MORA con el fin de valorar económicamente el daño medioambiental en caso de utilizarse este modelo.

### 6.3.1. Modelización de la contaminación por agentes químicos al agua marina (C1)

En el MIRAT para el sector de la fundición realizado para la Federación Española de Asociaciones de Fundidores (FEAF) y disponible en la página web del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico<sup>22</sup> se propone tomar las decisiones de cuantificación de este tipo de daños observando en primer lugar la solubilidad del agente causante del daño.

Cuando el agente es soluble en el agua marina, de forma general, se sugiere asumir que el volumen de agua del recurso afectado (en este caso el océano o el mar) permitiría la dilución del agente en un corto espacio de tiempo, no generando daños significativos o, en caso de

<sup>22</sup>[https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/memoriimirat\\_tcm30-378584.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/memoriimirat_tcm30-378584.pdf)



generarse, pudiendo ser reparados mediante una recuperación natural. En el caso de que el operador justifique la adopción de la recuperación natural se debe tener en cuenta que esta técnica reparadora (permitida por la normativa de responsabilidad medioambiental) no implica necesariamente unos costes de reparación nulos. De hecho, conforme con MORA, se deberían contemplar, al menos, unos costes asociados a los trabajos de consultoría y de revisión y control de la contaminación generada con el fin de comprobar que, efectivamente, el agua marina recupera su estado básico original. En todo caso, el analista debería analizar adicionalmente el daño que se pudiera ocasionar a otros recursos naturales como las especies animales y vegetales.

Cuando la sustancia vertida no sea soluble en el agua marina podría atenderse a la densidad de la misma o a su tendencia a la precipitación al fondo marino con el fin de diseñar el procedimiento de cuantificación del daño ya que, al menos a priori y en determinada proporción, podría existir la posibilidad de que el vertido quede depositado en el lecho marino o que se mantenga flotando en la superficie. Dado que en las fichas y hojas de seguridad de las sustancias químicas se aportan datos sobre sus propiedades físico-químicas, las mismas pueden servir como referencia para justificar las decisiones que se adopten.

La proporción del vertido que finalmente se estime que queda depositado en el lecho marino puede ser objeto de cuantificación atendiendo al criterio C4 expuesto en un epígrafe posterior.

Por lo que respecta a la fracción del vertido que se estime que permanece flotando en superficie, el analista podrá apoyarse en fuentes bibliográficas o en modelos de dispersión de la contaminación que considere válidos y adecuados para su caso concreto. A modo de ejemplo, en USEPA (2010) se recopilan diferentes espesores medios de vertidos en agua marina; por lo tanto, dividiendo el volumen vertido entre el espesor promedio del vertido se obtendría una medida de la extensión de la mancha expresada en términos de metros cuadrados de agua marina afectados.

Espesor medio de equilibrio	Valor (cm)	Valor (m)
Aguas templadas	0,00254	0,0000254
Aguas frías	0,25400	0,0025400

**Tabla 4.** Espesores medios de referencia para vertidos al agua marina. Fuente: elaboración propia a partir de USEPA (2010).

En los daños por agentes químicos al agua marina, MORA requiere introducir la cantidad de agente causante del daño que sería vertida al recurso (expresada en toneladas) y la cantidad de agua marina dañada (expresada en metros cúbicos).

La determinación de la cantidad de agente causante del daño que resulta liberada debería ser directa por parte del operador una vez que éste dispone de su análisis de riesgos medioambientales ya que en estos documentos deben ofrecerse pautas para estimar esta magnitud.

En cuanto a la cantidad de agua marina dañada, expresada en metros cúbicos, el operador podrá establecer una profundidad promedio de agua marina que resulta afectada bajo la mancha que haya determinado a partir de, entre otras posibles referencias, USEPA (2010). En caso de que este proceso tenga asociada una incertidumbre relevante se recomienda adaptarlo en la medida de lo posible a cada caso concreto y tomar un valor que se considere conservador atendiendo al principio de precaución.

En la Tabla 5 se resumen los datos de entrada y de salida relativos al criterio de cuantificación propuesto. Por otra parte, en la Tabla 6 se muestra un ejemplo de aplicación de este criterio utilizando unos datos de entrada hipotéticos.

Tipo de dato	Dato	ud.	Fuente
Entrada	Cantidad vertida al agua marina	m <sup>3</sup>	Operador
	Espesor de la mancha	m	USEPA (2010)
	Profundidad de agua marina afectada	m	Operador
Salida	Superficie afectada	m <sup>2</sup>	-
	Volumen afectado	m <sup>3</sup>	-
Introducir en MORA	Cantidad vertida al agua marina	m <sup>3</sup>	Operador
	Volumen afectado	m <sup>3</sup>	-

**Tabla 5.** Datos de entrada y de salida en el criterio de cuantificación propuesto. Fuente: elaboración propia.

Tipo de dato	Dato	Valor	ud.	Fuente
Entrada	Cantidad vertida al agua marina	10	m <sup>3</sup>	Operador
	Espesor de la mancha (agua fría)	0,00254	m	USEPA (2010)
	Profundidad de agua marina afectada	5	m	Operador
Salida	Superficie afectada	3.937	m <sup>2</sup>	-
	Volumen afectado	19.685	m <sup>3</sup>	-
Introducir en MORA	Cantidad vertida al agua marina	10	m <sup>3</sup>	Operador
	Volumen afectado	19.685	m <sup>3</sup>	-

**Tabla 6.** Aplicación del criterio de cuantificación propuesto a un ejemplo hipotético. Fuente: elaboración propia a partir de USEPA (2010).

### 6.3.2. Modelización de la contaminación por agentes químicos al agua continental superficial (C2)

En el MIRAT para el sector de la fundición realizado para la Federación Española de Asociaciones de Fundidores (FEAF) se propone seguir un procedimiento de cuantificación similar al diseñado para la cuantificación de los daños ocasionados por agentes químicos al agua marina. Si bien, en este caso, se realizan una serie de especificaciones adicionales en función de si el daño se ocasione a un curso de agua (río, arroyo, etc.) o a una masa de agua relativamente estática (lagos, embalses, etc.).

De esta forma, en primer lugar el analista determinaría si el vertido se disuelve o no en el agua pudiendo atender, entre otros factores, a los datos de solubilidad en agua recogidos en las correspondientes hojas de seguridad de las sustancias químicas. En caso de tratarse de sustancias insolubles el analista deberá estimar la fracción del vertido que precipitaría hacia el lecho y la fracción que permanecería en la superficie de la masa de agua. El daño ocasionado por la primera fracción sería objeto de cuantificación conforme con un procedimiento específico, pudiendo consultarse las indicaciones dadas al respecto en el epígrafe C4. En cuanto a la segunda fracción y a las sustancias solubles en agua se ofrecen las siguientes indicaciones en función del tipo de masa de agua afectada por el accidente:

- Criterios de cuantificación para daños por sustancias químicas a corrientes de agua

En caso de que la corriente de agua que recibe el vertido disponga de una estructura de contención aguas abajo (embalse, azud, etc.) el analista podrá determinar que el agente causante del daño queda contenido por dicha estructura y que, por lo tanto, la

cuantificación del daño puede realizarse atendiendo a los criterios de cuantificación dados para las masas de agua estáticas que se ofrecen en párrafos posteriores.

Si, por el contrario, el cauce no dispone de estructuras de contención o las mismas se encuentran a una distancia en la que no se estima prudente su consideración como elemento de contención, el analista deberá recurrir a otros criterios para la cuantificación del daño. A modo de ejemplo, podría estimar como volumen de agua contaminado la multiplicación del caudal del río por el tiempo de permanencia del contaminante en el agua, o calcular el volumen de agua necesario para diluir el vertido hasta concentraciones que no se consideren significativas, etc.

Con el fin de implementar estos criterios resultan de utilidad parámetros propios del entorno como el caudal del río, la calidad de la masa de agua previamente a la recepción del vertido, la cartografía de estructuras de contención, etc. En todo caso, el analista debe perseguir obtener como resultado una estimación del volumen de agua que resultaría afectado de forma significativa. Posteriormente, las técnicas de reparación se dimensionarían con base en este volumen pudiendo contemplarse de forma justificada la recuperación natural de este recurso.

En caso de optarse por la recuperación natural, debe recordarse que la misma no tiene asociados necesariamente unos costes de recuperación nulos ya que, a modo de ejemplo, conforme con la metodología MORA deberían asignarse unos costes asociados a los trabajos de consultoría y de revisión y control de la recuperación del estado básico. Adicionalmente, recurrir a la recuperación natural del agua no exime al operador de considerar y valorar, en su caso, las técnicas que procedería aplicar sobre otros recursos naturales que pudieran verse afectados como pueden ser las especies animales y vegetales.

Adicionalmente, el analista puede estudiar la posibilidad de determinar de forma justificada la imposibilidad de recuperar el estado básico de la zona afectada por el daño. En este caso, el daño se declararía como irreversible no procediendo el diseño de medidas de reparación primaria sino complementaria.

- Criterios de cuantificación para daños por sustancias químicas a masas de agua estáticas

En este supuesto el vertido se produciría a una masa de agua estática (como un embalse, un azud, un lago, etc.) o a una corriente de agua que tiene en sus proximidades un elemento de este tipo. Dentro de esta misma categoría el analista también puede incluir el supuesto de que pueda desplegarse o construirse una barrera de contención en un corto espacio de tiempo que permita detener la expansión del vertido (construcción de diques de emergencia, despliegue de barreras flotantes, etc.).

Dado que en estas circunstancias el analista contempla la contención del agente causante del daño dentro de unos límites una opción sería evaluar la adopción de medidas reparadoras del agua, como las propuestas dentro de MORA o de cualquier otra fuente de referencia en el ámbito de la descontaminación de aguas. Asimismo, el analista podrá evaluar de forma justificada la adopción de una recuperación natural del recurso dañado o la declaración del daño como irreversible en función de sus circunstancias concretas.

El volumen de agua objeto de reparación se evaluaría en relación con el volumen de agua existente en la masa de agua estática.

Atendiendo a lo expuesto anteriormente, puede concluirse que el procedimiento de cuantificación de los daños ocasionados a las aguas continentales es función en gran medida de las características concretas de cada operador ya que existe una amplia variedad de opciones que, al menos a priori, podrían considerarse asumibles. No obstante, a modo de ejemplo, a continuación se expone un procedimiento de cuantificación de daños basado en la reducción de la concentración del agente causante del daño hasta niveles considerados no significativos. En concreto, el caso que se utiliza como ilustración se basa en el expuesto en el caso práctico que acompaña al sector de la fundición realizado para la Federación Española de Asociaciones de Fundidores (FEAF). En este caso práctico, entre otras operaciones, se procede a calcular el volumen de agua continental que resultaría contaminada por un vertido de una determinada sustancia cuyo PNEC (concentración de una sustancia que produce daños sobre un 1 por ciento de la población y que usualmente se recoge en las hojas de seguridad de las sustancias químicas) es de 0,073 mg/l.

En la Tabla 7 se enumeran los parámetros de entrada utilizados para este ejemplo práctico, siendo: la cantidad vertida a la masa de agua superficial (que generalmente deberá expresarse en kilogramos y que debe obtenerse del análisis de riesgos medioambientales del operador) y el umbral de toxicidad que se haya optado por emplear como referencia (en el presente ejemplo se trata del PNEC tomado de la hoja de datos de seguridad de la sustancia). Con el fin de simplificar la simulación y asumiendo que se trata de una aproximación válida y ajustada a la incertidumbre asociada a los análisis de riesgos medioambientales se opta por asumir una dilución completa y uniforme de la sustancia en el agua.

Tipo de dato	Dato	ud.	Fuente
Entrada	Cantidad vertida	kg	Operador
	PNEC	mg/l	Hoja de datos de seguridad
Salida	Cantidad de agua dañada	m <sup>3</sup>	-
Introducir en MORA	Cantidad de agua dañada	m <sup>3</sup>	-

**Tabla 7.** Muestra de datos de entrada y de salida en el criterio de cuantificación propuesto. Fuente: elaboración propia a partir del MIRAT para el sector de la fundición realizado para la Federación Española de Asociaciones de Fundidores (FEAF).

En la Tabla 8 se procede a ilustrar el procedimiento de cálculo con los datos tomados del caso práctico que acompaña al MIRAT para el sector de la fundición realizado para la Federación Española de Asociaciones de Fundidores (FEAF). En concreto, se ha tomado un dato de partida de cantidad vertida igual a 11,9 m<sup>3</sup> que se ha transformado a kg utilizando el dato de densidad de la sustancia recogido en su correspondiente hoja de datos de seguridad y posteriormente a miligramos multiplicando por 10<sup>6</sup>. Posteriormente, se considera el PNEC tomado de la hoja de datos de seguridad (0,073 mg/l) y se calcula el volumen de agua potencialmente afectada dividiendo la cantidad vertida (en mg) entre el PNEC (en mg/l). Por último, la cantidad dañada se ha expresado en m<sup>3</sup> al ser éstas las unidades requeridas por MORA.

Tipo de dato	Dato	Valor	ud.	Fuente
Entrada	Cantidad vertida	11,9	m <sup>3</sup>	Operador
	Cantidad vertida	16.006	kg	Hoja de datos de seguridad
	Cantidad vertida	1,601E+10	mg	Operador
	PNEC	0,073	mg/l	Hoja de datos de seguridad
Salida	Cantidad de agua dañada	2,193E+11	l	-
	Cantidad de agua dañada	219253425	m <sup>3</sup>	-
Introducir en MORA	Cantidad de agua dañada	219253425	m <sup>3</sup>	-

**Tabla 8.** Aplicación del criterio de cuantificación propuesto a un ejemplo hipotético. Fuente: elaboración propia a partir del MIRAT para el sector de la fundición realizado para la Federación Española de Asociaciones de Fundidores (FEAF).

Merece la pena insistir de nuevo en que, al igual que el resto de procesos de cuantificación, el procedimiento de cuantificación de daños al agua superficial, depende en gran medida de las circunstancias y características particulares de cada operador. En concreto, en el caso que se ha ilustrado se determinó que desde el punto de vertido hasta la desembocadura del río no se disponía de la cantidad de agua necesaria para reducir la concentración hasta valores no tóxicos. Por este motivo, se especificó una zona de daños agudos (utilizando para ello el umbral de toxicidad denominado LC50 recogido en la hoja de datos de seguridad) y se determinó que el resto del río (hasta la desembocadura en el mar) sufriría efectos de tipo crónico (con afección al 10 por ciento de la población piscícola). Atendiendo a estas características del accidente se optó por justificar la recuperación natural del agua superficial al asumirse que no podría contenerse el derrame antes de que éste alcanzara el mar atendiendo a los datos de caudal y de velocidad del río, procedentes de las estaciones de aforo gestionadas por la correspondiente Confederación Hidrográfica. En todo caso se debe incidir de nuevo en que la adopción de la recuperación natural como medida de reparación del agua superficial, por un lado, no implica necesariamente un coste nulo de reparación de dicho recurso y, por otro, no exime de evaluar con carácter adicional la posible afección al resto de recursos naturales que se hayan podido ver dañados, principalmente la fauna piscícola (especies animales) y la vegetación de ribera (especies vegetales). Con el fin de realizar la cuantificación de ambos recursos naturales el operador podrá tomar como referencia los criterios de cuantificación que se proponen en epígrafes posteriores.

### **6.3.3. Modelización de la contaminación por daños al suelo y a las aguas subterráneas (C3 y C5)**

El suelo y las aguas subterráneas son recursos naturales contemplados en la normativa sobre responsabilidad medioambiental. Por tanto, un operador que dañe estos recursos (o amenace con hacerlo) deberá llevar a cabo las medidas de prevención, evitación y/o reparación que, en su caso, fuesen necesarias. De igual modo, los operadores que verifiquen que estos recursos naturales son susceptibles de ser dañados como consecuencia de su actividad tendrán que incluir esos eventuales daños en sus análisis de riesgos y, en el caso de que el escenario de referencia para el cálculo de la garantía financiera contemple el daño a estos recursos, deberán ser capaces de cuantificar y monetizar el daño y de diferenciar en qué proporción se vería afectado cada recurso. En este sentido, es necesario buscar soluciones que faciliten a los operadores la tarea de cuantificación de los daños al suelo y/o a las aguas subterráneas, así como el reparto entre ambos recursos.

La Comisión técnica de prevención y reparación de daños medioambientales (CTPRDM) ha publicado el documento *Análisis de herramientas de evaluación de la difusión y comportamiento*

*de agentes químicos en el marco de la normativa de responsabilidad medioambiental*<sup>23</sup>, así como diversas tablas de baremos y análisis de riesgos que ilustran la cuantificación de los daños a estos recursos.

El documento indicado previamente ofrece distintas alternativas para la modelización de los daños al suelo y/o a las aguas subterráneas. La tabla siguiente revela las principales características de los modelos que en él se han incluido, que son:

- Nombre del modelo.
- Tipo de modelo. Se distinguen dos tipos de modelos: analíticos y numéricos.
- Coste. Se diferencian los modelos gratuitos de aquellos en los que el usuario tiene que incurrir en algún gasto en concepto de licencia.
- Recurso. Hace referencia al/a los recurso/s para los que es apropiado el modelo distinguiendo: Suelo, aguas subterráneas y suelo + aguas subterráneas.
- Algunos de los modelos sirven también para otros recursos (“Agua subterránea + suelo + otros”) como la atmósfera -no contemplada en la ley de responsabilidad ambiental como recurso natural sino como vector de la contaminación- o las aguas superficiales. No obstante, dado que en este apartado únicamente se tratan los daños al suelo y a las aguas subterráneas no se han incluido el resto de recursos en la tabla.
- Sustancias. Se indican las diferentes sustancias para las que es apropiado el modelo distinguiendo entre: metales, disolventes clorados, COSV, insecticidas/PCB, hidrocarburos y radionucleidos.

---

<sup>23</sup>[https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/herramientasdeevaluaciondifusionycomportamientoagentesquimicos\\_251019\\_tcm30-177407.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/herramientasdeevaluaciondifusionycomportamientoagentesquimicos_251019_tcm30-177407.pdf)

Modelo	Tipo de modelo	Coste	Recurso	Sustancias
BIOSCREEN	Analítico	Gratuito	Agua subterránea	Múltiples sustancias <sup>24</sup>
BIOCHLOR	Analítico	Gratuito	Agua subterránea	Disolventes clorados
BIOPLUME III	Numérico	Gratuito	Agua subterránea	Hidrocarburos
CONSIM	Analítico	Licencia	Agua subterránea + suelo	Múltiples sustancias <sup>25</sup>
HSSM	Analítico	Gratuito	Agua subterránea + suelo	Hidrocarburos y COSVs
RBCA TOOL KIT	Analítico	Licencia	Agua subterránea + suelo + otros	Múltiples sustancias <sup>26</sup>
RISC Workbench	Analítico	Licencia	Agua subterránea + suelo + otros	Múltiples sustancias <sup>27</sup>
Modflow/MT3DMS	Numérico	Licencia	Agua subterránea + suelo	Múltiples sustancias <sup>28</sup>

**Tabla 9.** Tipos de modelos de difusión para el análisis de los daños al suelo y a las aguas subterráneas. Fuente: Elaboración propia a partir del documento Análisis de herramientas de evaluación de la difusión y comportamiento de agentes químicos en el marco de la normativa de responsabilidad medioambiental.

Entre los modelos indicados en la tabla anterior solamente cuatro son gratuitos y, de estos, únicamente el modelo HSSM sirve para analizar los daños a ambos recursos. No obstante, el documento elaborado por la CTPRDM indica que “la utilización de este modelo requiere de un alto grado de conocimiento en modelos de transporte de contaminantes, incluido modelos de transporte multifásico” y que “el modelo requiere un conocimiento experto de hidrogeología y migración de FLNAL para asegurar que se utiliza correctamente y que sus limitaciones se interpretan adecuadamente”.

Por otro lado, las tablas de baremos y análisis de riesgos realizados en el seno de la CTPRDM que ilustran la cuantificación de los daños a estos recursos se han basado, por lo general, en el modelo desarrollado por Grimaz *et al.* (2007 y 2008) ya que es un modelo sencillo (requiere pocos parámetros de entrada) y gratuito.

Adicionalmente, existen otros modelos como el *GreenAmpt* que, si bien son muy robustos, requieren la aportación de una cantidad de información (y con una precisión tal) que puede ser difícil de obtener por parte de los operadores.

<sup>24</sup> Metales, disolventes clorados, COSVs, insecticidas/PCBs, hidrocarburos y radionucleidos.

<sup>25</sup> Metales, disolventes clorados, COSVs, insecticidas/PCBs, hidrocarburos y radionucleidos.

<sup>26</sup> Metales, disolventes clorados, COSVs, insecticidas/PCBs e hidrocarburos.

<sup>27</sup> Metales, disolventes clorados, COSVs, insecticidas/PCBs e hidrocarburos.

<sup>28</sup> Metales, disolventes clorados, COSVs, insecticidas/PCBs, hidrocarburos y radionucleidos.

Como resultado del análisis anterior acerca de las posibles herramientas que el operador tiene a su alcance para evaluar los daños al suelo y/o las aguas subterráneas, se ha optado por centrar este apartado en ahondar en el modelo propuesto por Grimaz *et al.* (2007 y 2008), ya que aún a las siguientes características:

- Gratuito.
- Requiere pocos parámetros de entrada.
- Permite cuantificar los daños tanto al suelo como a las aguas subterráneas.
- Existen Análisis de riesgos sectoriales de diferentes sectores realizados por la Dirección General de Biodiversidad y Calidad Ambiental que ilustran su aplicación.
- Permite hacer determinadas simplificaciones que hacen aún más fácil su utilización.

Grimaz *et al.* (2007) desarrolla un modelo para suelos impermeables y, partiendo de este, realiza una serie de simplificaciones que permiten estimar la superficie de la mancha de vertido ( $A_{pool}$ ) también en suelos permeables.

Por otro lado, las ecuaciones de estos modelos varían en función de que el terreno en el lugar del vertido sea plano o inclinado. Así, el modelo establece una ecuación para la superficie de la mancha ( $A_{pool}$ ), que varía en función de si el suelo es plano (superficie de un círculo) o inclinado (superficie de una elipse). Adicionalmente, el modelo determina una ecuación para establecer la profundidad que alcanza el vertido; dicha profundidad puede calcularse bajo la hipótesis de saturación del suelo ( $h$ ) o sin hipótesis de saturación ( $D_{MP}$ ).

En el anexo 1 de este documento se indican las ecuaciones planteadas en Grimaz *et al.* (2007 y 2008) para el cálculo de la  $A_{pool}$  en los diferentes modelos y la ecuación de la profundidad tanto en la hipótesis de saturación como sin ella. Así mismo, se muestran los parámetros de entrada que requieren cada una de ellas, las limitaciones del modelo, las posibles simplificaciones y los rangos en los que pueden moverse los diferentes parámetros.

#### **5.2.4. Modelización de la contaminación por agentes químicos al lecho de las aguas superficiales continentales y las aguas marinas (C4)**

En el MIRAT para el sector de la fundición realizado para la Federación Española de Asociaciones de Fundidores (FEAF) se asume que para que un determinado agente causante de daño alcance el lecho de las aguas, previamente debe haber discurrido por éstas. Por lo tanto, al menos en principio, podría permanecer una fracción del agente flotando superficialmente y/o disuelto en la masa de agua quedando únicamente una cierta proporción precipitada en el fondo. En este sentido, se recomienda al analista contemplar de forma conjunta los criterios de cuantificación recogidos en los epígrafes C1, C2 y C4. De esta forma, el analista deberá determinar la cantidad de agente causante del daño que alcanza el lecho pudiendo atender, entre otros aspectos, a parámetros como la solubilidad de la sustancia en agua, su densidad relativa, etc.

Una vez calculada la cantidad de agente causante del daño que acaba depositada en el lecho marino o continental, el analista deberá determinar la extensión del daño expresada en unidades de recurso.

Con el fin de estimar la cantidad de lecho dañada el analista podrá considerar aspectos como el poder de arrastre de la corriente y el grado de movilidad de la sustancia (atendiendo, a modo de ejemplo, a su densidad y solubilidad), siendo el objetivo final determinar la superficie o el volumen de lecho afectado. A modo de orientación, podría determinarse que un vertido de una sustancia de reducida movilidad en aguas tranquilas derivar en extensiones reducidas. En el extremo opuesto, vertidos de sustancias de alta movilidad en aguas rápidas podría resultar en una mayor dispersión de la contaminación en el lecho.



En caso de vertidos a cauces y existencia de estructuras de contención transversales aguas bajo (diques, presas, etc.) una opción a contemplar consistiría en asumir que el derrame se expandiría hasta quedar retenido en dicha estructura de contención. De esta forma, simplificada, podría estimarse como extensión la superficie definida por la longitud recorrida por el derrame y por la anchura media del cauce, estimando de forma conservadora una profundidad media de lecho contaminado a retirar.

En todo caso, siempre que se considere que existe una incertidumbre relevante asociada al proceso de cálculo se recomienda acogerse al principio de precaución adoptando los valores más desfavorables.

Se debe incidir en que, de nuevo, la aplicación de las pautas recogidas en el presente epígrafe son función en gran medida de cada caso concreto, por lo que será necesario que el analista las adapte en caso de desear incluirlas en su análisis de riesgos y siempre justifique las decisiones adoptadas. No obstante, en la Tabla 10 se recogen a modo ilustrativo determinados parámetros de entrada y de salida que podría evaluar el operador de cara a determinar la extensión del daño a los lechos. Posteriormente, en la Tabla 11 se asignan unos valores concretos con el fin de ejemplificar el procedimiento, los cuales no se corresponden con un caso real.

Tipo de dato	Dato	ud.	Fuente
Entrada	Cantidad vertida	t	Operador
	Solubilidad en agua	-	Hoja de datos de seguridad
	Densidad de la sustancia	-	Hoja de datos de seguridad
	Distancia a dique más cercano	m	Operador
	Anchura media del cauce	m	Operador
	Superficie afectada	m <sup>2</sup>	Operador
	Profundidad de lecho afectado	m	Operador
	Volumen del lecho afectado	m <sup>3</sup>	Operador
	Densidad del material del lecho	t/m <sup>3</sup>	Operador
	Cantidad de lecho dañado	t	Operador
Salida	Cantidad total de lecho dañado	t	Operador
Introducir en MORA	Cantidad total de lecho dañado	t	Operador

**Tabla 10.** Muestra de datos de entrada y de salida para el criterio de cuantificación propuesto. Fuente: elaboración propia.

En el ejemplo numérico propuesto a continuación se simula el cálculo realizado por un operador que, con base en los datos recogidos en la hoja de seguridad de la sustancia (insolubilidad y alta densidad), determina que la totalidad del derrame queda depositado en el lecho. Con el fin de ofrecer una estimación conservadora de la cantidad de lecho afectada, el operador determina la afección desde el punto de vertido hasta el dique más próximo situado aguas abajo. De esta forma, estimando la anchura media del cauce determina la superficie potencialmente afectada. Posteriormente deberá establecer una profundidad de afección por el vertido sobre el lecho. Se insiste en que en caso de identificar una elevada incertidumbre en la estimación se seleccionen valores conservadores con el fin de situar el estudio del lado de la precaución. Por último, el analista debería introducir la densidad estimada para el lecho con el fin de convertir las unidades volumétricas en unidades de masa. La última operación consistiría en agregar la cantidad de agente derramada (ya que la medida reparadora debe considerar la retirada de la misma) y la cantidad de lecho afectado, llegando como resultado a la cantidad total de lecho, siendo este último valor el que debería introducirse en MORA.

Tipo de dato	Dato	Valor	ud.	Fuente
Entrada	Cantidad vertida	10	t	Operador
	Solubilidad en agua	Insoluble	-	Hoja de datos de seguridad
	Densidad de la sustancia	Alta	-	Hoja de datos de seguridad
	Distancia a dique más cercano	1.000	m	Operador
	Anchura media del cauce	3	m	Operador
	Superficie afectada	3.000	m <sup>2</sup>	Operador
	Profundidad de lecho afectado	0,30	m	Operador
	Volumen del lecho afectado	900	m <sup>3</sup>	Operador
	Densidad del material del lecho	1,5	t/m <sup>3</sup>	Operador
	Cantidad de lecho dañado	1.350	t	Operador
Salida	Cantidad total de lecho dañado	1.360	t	Operador
Introducir en MORA	Cantidad total de lecho dañado	1.360	t	Operador

**Tabla 11.** Aplicación del criterio de cuantificación propuesto a un ejemplo hipotético. Fuente: elaboración propia.

### 5.2.5. Modelización de la contaminación por agentes químicos la ribera del mar y de las rías (C6)

La ribera del mar y de las rías es un recurso natural que, a efectos de la cuantificación del daño medioambiental, podría considerarse como una combinación de los restantes recursos naturales cubiertos por la normativa de responsabilidad medioambiental. Por lo tanto, a la hora de estimar la extensión del daño causado el analista podrá atender a los criterios y pautas suministrados para el suelo, las aguas superficiales, subterráneas y marinas y las especies vegetales y animales.

De entre todos los cálculos realizados por el analista, la aplicación informática MORA requiere la introducción de tres datos:

- La cantidad de ribera dañada (t). Este dato de entrada podría asimilarse generalmente al que se obtuviera mediante la cuantificación de los daños causados por agentes químicos al suelo conforme se expone en el correspondiente epígrafe.
- La cantidad vertida a la ribera del mar y de las rías (t), siendo un dato del que debería disponer el operador atendiendo a su correspondiente análisis de riesgos medioambientales.
- El tipo de afección (parcial/total). Conforme con la Guía de Usuario de MORA, disponible en la página web del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico<sup>29</sup>, se considera afección total a la previsión de formación de piscinas, cubiertas o capas de agente contaminante con distribución continua o discontinua y con un espesor superior a un milímetro y afección parcial a la previsión de la formación de manchas o películas de agente contaminante con distribución parcheada o esporádica con un espesor inferior a un milímetro.

<sup>28</sup>[https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/guiausuarioarm\\_idm\\_mora\\_tcm30-519984.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/guiausuarioarm_idm_mora_tcm30-519984.pdf)

The screenshot shows the 'Fueles y CONV biodegradables en Ribera del mar y de las rías: Datos del daño' window. It features a main form on the left and a navigation menu on the right. The main form is divided into three sections: 'Datos del daño' with input fields for 'Cantidad dañada (t)', 'Cantidad vertida (t)', and a dropdown for 'Afección' (set to 'Parcial'); 'Datos de la reversibilidad' with radio buttons for 'Reversible' (selected) and 'No reversible'; and a 'Navegación informe' sidebar with icons for 'Datos Generales', 'Localización', 'Parámetros', 'Agentes', 'Fueles y CONV biodegradables', and 'Ribera del mar y de las rías'.

**Figura 10.** Datos de entrada en los daños por agentes químicos a la ribera del mar y de las rías en la aplicación informática MORA. Fuente: MORA.

### 5.2.6. Modelización de la contaminación por agentes químicos a las especies vegetales (C7)

En el MIRAT para el sector de la fundición realizado para la Federación Española de Asociaciones de Fundidores (FEAF) se propone cuantificar el daño ocasionado por agentes químicos a las especies vegetales partiendo de los datos obtenidos de la cuantificación del daño ocasionado por agentes químicos al suelo y/o al agua superficial según corresponda. En concreto, dicho MIRAT se centra en el caso de los vertidos sobre el suelo. En este caso, se propone tomar como referencia la superficie afectada por el derrame que se haya obtenido en la cuantificación del daño por agentes químicos al suelo.

Siguiendo esta línea, en el caso de la vegetación adyacente a las masas de agua superficial el analista podrá atender a los resultados obtenidos en su correspondiente procedimiento de cuantificación con el fin de estimar la superficie potencialmente afectada por los agentes químicos.

Una vez definida la superficie potencialmente afectada puede accederse a MORA con el fin de conocer las especies vegetales presentes en dicha zona. En concreto, en el visor cartográfico suministrado por MORA se dispone del Mapa Forestal de España máxima actualidad (MFE) elaborado por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Esta cartografía ofrece para cada punto del territorio el tipo de vegetación existente (herbazal, matorral, arbolado, etc.), la fracción de cabida cubierta total, la fracción de cabida cubierta por el arbolado y, dentro de las especies de arbolado, la ocupación relativa de cada una de las 3 especies principales de la zona seleccionada. Por lo tanto, conocida la superficie afectada por el daño, el analista podrá estimar qué fracción de dicha superficie corresponde a cada especie y/o tipo de vegetación. En este sentido, puede resultar especialmente útil contrastar los datos suministrados por la cartografía con los observados directamente en el territorio con el fin de ajustar en la mayor medida posible los datos empleados a la realidad.

Merece la pena indicar que en el caso de que el operador, ya sea por la consulta del MFE ya sea por la observación directa de su territorio, determine una afección significativa al herbazal y/o al matorral deberá seleccionar estos recursos naturales expresamente en MORA ya que la aplicación no predetermina afecciones a estos recursos naturales. Por el contrario, en el caso de que en el punto seleccionado existan especies arboladas la aplicación MORA sí las muestra y preselecciona en pantalla, proponiendo de esta forma la afección a dichos recursos.

A modo de ejemplo, en la Figura 11 se muestran las especies vegetales (arbóreas) seleccionadas por defecto en MORA para el punto X: 414.109,62 e Y: 4.524.216,96. Se incide por lo tanto en

que MORA no selecciona por defecto los daños al herbazal y al matorral por lo que en caso de que el analista determine un daño significativo a estos recursos deberá seleccionarlos manualmente.



**Figura 11.** Identificación de especies arboladas presentes en un punto. Fuente: MORA.

Llegado este punto el analista podría expresar la extensión del daño en términos de superficie de cada especie afectada (hectáreas de herbazal, hectáreas de matorral y/o hectáreas de cada especie de árbol). Adicionalmente, el analista podría proceder a estimar la extensión del daño en términos de pies o individuos afectados.

Con el fin de determinar el número de pies o individuos afectados es necesario conocer la densidad por hectárea. Nótese que en el caso de los herbazales generalmente esta medida puede tener una utilidad limitada por lo que puede ser de mayor relevancia ofrecer los resultados en términos de superficie y de densidad cualitativa (alta, media, baja, etc.).

En el caso de la vegetación leñosa, la aplicación MORA propone unos datos de densidad (pies/ha) para cada especie tomados del Tercer Inventario Forestal Nacional (IFN3) elaborado por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Dado que el IFN3 no recoge datos de densidad para el matorral, en la aplicación MORA se propone una densidad genérica para este recurso natural de 863 pies/ha. En este sentido, de nuevo merece la pena recordar que el analista en todo caso deberá adoptar o modificar de forma justificada los datos y el proceso de cuantificación con el fin de que el mismo se ajuste en la mayor medida posible a su caso concreto.

A modo de ejemplo, en la Figura 12 se muestran los datos propuestos en MORA para la especie arbórea *Pinus sylvestris* en la localización X: 414.109,62 e Y: 4.524.216,96; pudiendo observarse que se informa tanto de la densidad de dicha especie como de la fracción de cubierta total en dicha zona. El resto de características de la zona, como se ha indicado, pueden consultarse en el visor cartográfico de MORA.

### Fueles y CONV biodegradables en Pinus sylvestris estado fustal: Datos del daño

**Datos del daño**

Cantidad dañada (ha)

Densidad (pies/ha)

Tipo de suelo

Fracción de cabida cubierta total (%)

**Navegación informe**

- 📁 Datos Generales
- 📁 Localización
- 📁 Parámetros
- 📁 Agentes
- 📁 Fueles y CONV biodegradables
- 📁 Pinus sylvestris estado fustal

**Datos de la reversibilidad**

Reversible  No reversible

**Figura 12.** Identificación de especies arboladas presentes en un punto. Fuente: MORA.

A modo de ejemplo, en la Tabla se enumeran los datos de entrada propuestos para la estimación de la superficie afectada correspondiente a cada especie vegetal. En este sentido, el proceso partiría de la superficie total afectada por el daño (calculada mediante otros procesos, métodos o criterios de cuantificación). Dicha superficie se asignaría a las diferentes especies vegetales que el analista considere como potencialmente afectadas apoyándose, a modo de ejemplo, en los datos de especies presentes, fracción de cabida cubierta y ocupación de cada especie según se muestra en la tabla.

Tipo de dato	Dato	ud.	Fuente
Entrada	Superficie afectada por el agente	ha	Operador
	Especies presentes (1...n)	-	Operador-MFE
	Fracción de cabida cubierta total	%	Operador-MFE
	Fracción de cabida cubierta del matorral	%	Operador
	Fracción de cabida cubierta del arbolado	%	Operador-MFE
	Ocupación de las especies arbóreas	%	Operador-MFE
Salida	Superficie afectada de cada especie (1...n)	-	-
Introducir en MORA	Superficie afectada de cada especie (1...n)	-	-

**Tabla 12.** Muestra de datos de entrada y de salida para el criterio de cuantificación propuesto. Fuente: elaboración propia.

En la Tabla se introducen unos valores numéricos concretos, no pertenecientes a ningún caso real, con el fin de ilustrar el proceso de cálculo. En este ejemplo se ha supuesto un daño a una superficie ocupada por dos especies arbóreas (pino silvestre y pino resinero) y a matorral. La superficie afectada total (100 ha) se ha dividido entre estos 3 elementos recurriendo a los datos de fracción de cabida cubierta (total y arbolada) y a los datos de ocupación para el caso de las especies de árboles.

Tipo de dato	Dato	Valor	ud.	Fuente
Entrada	Superficie afectada por el agente	100	ha	Operador
	Especie 1: Pinus sylvestris	-	-	Operador-MFE
	Especie 2: Pinus pinaster	-	-	Operador-MFE
	Especie 3: matorral	-	-	Operador-MFE
	Fracción de cabida cubierta total	90	%	Operador-MFE
	Fracción de cabida cubierta del matorral	10	%	Operador
	Fracción de cabida cubierta del arbolado	80	%	Operador-MFE
	Ocupación especie 1: Pinus sylvestris	90	%	Operador-MFE
Ocupación especie 2: Pinus pinaster	10	%	Operador-MFE	
Salida	Superficie especie 1: Pinus sylvestris	72	ha	-
	Superficie especie 2: Pinus pinaster	8	ha	-
	Superficie especie 3: Matorral	10	ha	-
Introducir en MORA	Superficie especie 1: Pinus sylvestris	72	ha	-
	Superficie especie 2: Pinus pinaster	8	ha	-
	Superficie especie 3: Matorral	10	ha	-

**Tabla 11.** Aplicación del criterio de cuantificación propuesto a un ejemplo hipotético. Fuente: elaboración propia.

### 5.2.7. Modelización de la contaminación por agentes químicos a las especies animales (C8)

En el MIRAT para el sector de la fundición realizado para la Federación Española de Asociaciones de Fundidores (FEAF) se refleja que el carácter móvil de la fauna (mayor o menor en función de las características del taxón o de la especie) y la relativa escasez de inventarios cuantitativos y/o de cartografía sobre las poblaciones y sus densidades dificultan la estimación precisa del número de individuos afectados por un vertido de sustancias químicas. De esta forma, en general, puede preverse la existencia de una incertidumbre relevante a la hora de determinar tanto las poblaciones existentes en un determinado territorio como el número de individuos concretos que podrían existir en el momento de producirse el accidente medioambiental. Por lo tanto, merece la pena incidir de nuevo en la recomendación de que en estos casos los operadores alineen sus estudios con el principio de precaución seleccionando los valores más conservadores disponibles.

La estimación de las especies y del número de individuos afectados puede partir de los datos de extensión del daño calculados para el resto de recursos naturales en los que se encuentren dichas especies animales: suelo, agua, especies vegetales, etc. A modo de ejemplo, una vez determinada la zona de río afectada por un daño podrían comenzarse a evaluar las especies existentes en dicha zona. Con este fin, resulta especialmente útil poder disponer de inventarios de fauna referenciados a territorios concretos y que recojan datos tanto de las especies presentes como del número de individuos de cada población.

En el ámbito nacional, puede citarse como referencia el Inventario Español de Especies Terrestres (IEET)<sup>30</sup> proporcionado por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico que puede consultarse a través de su página web e identifica las especies en cada celda de 10 por 10 km en que divide el territorio. El inconveniente de esta fuente se encuentra

<sup>30</sup><https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-especies-terrestres/inventario-nacional-de-biodiversidad/bdn-ieet-default.aspx>

en que únicamente ofrece datos cualitativos por lo que la estimación final de la extensión del daño correría a cargo del operador.

Por otra parte, pueden resultar especialmente útiles los formularios de cada espacio protegido Natura 2000 disponibles igualmente en la web del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico<sup>31</sup>, ya que en los mismos se ofrecen estimaciones cuantitativas de las poblaciones existentes. Estos datos podrían tomarse como referencia de forma justificada dentro de los análisis de riesgos medioambientales. A modo de ejemplo, el operador podría partir de datos de un espacio protegido Natura 2000 próximo a su zona o de uno que tuviera características similares a la zona potencialmente afectada por el daño evaluado.

En todo caso, resulta preferible que siempre que sea posible se realice una búsqueda bibliográfica dirigida a localizar inventarios específicos de la zona objeto de estudio o, en su defecto, de zonas que puedan considerarse similares.

El resultado intermedio del que deberá disponer el operador es la especie y el número de individuos existentes en la zona afectada por el daño, usualmente partiendo de un determinado dato de densidad de la población.

Por otra parte, dado que el agente causante del daño es de tipo químico el operador, en caso de disponer de datos suficientes, podría tener en cuenta la concentración alcanzada por el agente en el medio y los umbrales de toxicidad de la sustancia liberada. Los datos necesarios para realizar esta operación serían la concentración esperada en el medio (denominada PEC) y el umbral a partir del cual se presentan determinados efectos tóxicos (los denominados: PNEC, LC50, NOEC, etc.).

En el Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental se diferenciaron los umbrales de toxicidad que se recogen en la Tabla 14, sin perjuicio de que el operador pudiera acudir a otros diferentes de forma justificada. Para cada umbral de toxicidad en la citada Tabla se recoge adicionalmente la pérdida porcentual de individuos de la población que debe adoptarse en los análisis de riesgos medioambientales conforme con el artículo 34 el Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre.

A los niveles de intensidad del daño previstos en la normativa (agudo, crónico y potencial), por razones prácticas, se ha añadido la categoría letal que, aplicando el principio de precaución, asumiría una pérdida completa de la población.

La utilización de la Tabla 14 consistiría en partir de la concentración esperada en el medio (PEC), pudiendo establecerse diferentes zonas de afección en función de dicha concentración. El valor de la PEC debería ser calculado por el operador atendiendo a los modelos de dispersión de contaminantes que considere más adecuados pudiendo atender a los criterios expuestos en el presente documento (para el suelo, el agua, etc.) o a otros que considere adecuados de forma justificada.

La PEC obtenida se compararía con el umbral de toxicidad que se seleccione de forma justificada como más adecuado de entre los recogidos en la hoja de datos de seguridad de la sustancia. En este sentido, debe indicarse que, generalmente, las hojas de datos de seguridad ofrecen diferentes umbrales en función del tiempo de exposición, el organismo receptor, el medio receptor, etc. Comparando la PEC con el umbral de toxicidad se determinaría el porcentaje de individuos de la población que se perderían en cada zona evaluada.

---

<sup>31</sup>[https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/red-natura-2000/rn\\_espana\\_espacios.aspx](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/red-natura-2000/rn_espana_espacios.aspx)

Como alternativa, acogiéndose al principio de precaución, el operador podría asumir la pérdida del 100 por ciento de los individuos de la población (daño de tipo letal). En este caso no sería necesario el cálculo de la PEC y su comparación con un umbral de toxicidad al coincidir la extensión con el número total de individuos expuestos al agente.

Concentración esperada	Umbral de toxicidad	Criterio	Tipo de afección (intensidad)	Pérdida de individuos (%)
PEC	PNEC	PEC>PNEC	Potencial	5
	NOEC	PEC>NOEC	Crónica	30
	NOAEL	PEC>NOAEL		
	LC50	PEC>LC50	Aguda	75
	LD50	PEC>LD50		
	EC50	PEC>EC50		
-	-	-	Letal	100

**Tabla 14.** Muestra de umbrales de toxicidad, criterios de decisión para cada tipo de afección y pérdida porcentual de individuos. Fuente: elaboración propia.

Con el fin de concretar las propuestas anteriores, en la Tabla 15 se resumen una serie de posibles datos de entrada y los datos de salida que podrían obtenerse en la cuantificación de los daños por agentes químicos a las especies animales.

Tipo de dato	Dato	ud.	Fuente
Entrada	Cantidad de medio receptor afectada	ha, m <sup>2</sup> , m <sup>3</sup> ...	Operador
	Especies presentes (1...n)	-	Operador-Inventarios
	Densidad de especies (1...n)	ind/unidad medio	Operador-Inventarios
	Población expuesta al agente	individuos	Operador
	PEC	mg/l	Operador
	Umbral de toxicidad	mg/l	Hoja de datos de seguridad
	Intensidad del daño	-	Operador
	Porcentaje de población perdida	%	Operador
Salida	Número de individuos	individuos	-
Introducir en MORA	Número de individuos	individuos	-

**Tabla 15.** Muestra de posibles datos de entrada para la cuantificación de daños por agentes químicos a las especies animales. Fuente: elaboración propia.

En la Tabla 16 se aporta un ejemplo numérico hipotético que permite ilustrar un procedimiento de cuantificación de daños a los peces presentes en un río. En concreto, en el ejemplo se ha introducido un daño a 2 ha (medida de superficie) de río en el que se estima una densidad de peces de 5.940 individuos/ha, siendo por lo tanto la población expuesta al agente 11.880 individuos. La concentración de la sustancia tóxica estimada por el operador, recurriendo a los modelos y criterios de dispersión que considere más adecuados, en la superficie afectada se estima en 100 mg/l. Asumiendo que la hoja de datos de seguridad de la sustancia recoge un LC50 de 90 mg/l, el operador podría asumir un daño de tipo agudo. En concreto, en el presente ejemplo, se establece la pérdida del 75 por ciento de la población expuesta, siendo 8.910 individuos. De forma alternativa, el operador, siguiendo el principio de precaución o en ausencia de datos de PEC y/o de umbrales de toxicidad podría haber declarado el daño como de intensidad letal y asumir la pérdida de la totalidad de los individuos expuestos (11.880).



Tipo de dato	Dato	Valor	ud.	Fuente
Entrada	Cantidad de medio receptor afectada	2	ha	Operador
	Peces continentales	-	-	Inventarios
	Densidad de peces continentales	5.940	ind/ha	Operador-Inventarios
	Población expuesta al agente	11.880	individuos	Operador
	PEC	100	mg/l	Operador
	LC50	90	mg/l	Hoja de datos de seguridad
	Intensidad del daño	Aguda	-	
	Porcentaje de población perdida	75	%	Operador
Salida	Número de individuos	8.910	individuos	-
Introducir en MORA	Número de individuos	8.910	individuos	-

**Tabla 16.** Aplicación del criterio de cuantificación propuesto a un ejemplo hipotético. Fuente: elaboración propia.

### **5.2.8. Modelización de los daños por extracción/desaparición de recursos naturales (C9-C13)**

El agente extracción o desaparición de recursos naturales puede cubrir una amplia variedad de episodios accidentales que tengan como consecuencia que el recurso natural en cuestión desaparezca o deje de estar en el lugar en el que se encontraba originalmente. Por lo tanto, podría englobar diferentes escenarios como explosiones, extracciones de recursos superiores a ciertos límites o fuera de unos límites geográficos establecidos, arrastre de recursos por liberaciones de grandes volúmenes de sustancias no tóxicas (como agua o materiales inertes), etc.

Dada la heterogeneidad de estos episodios resulta complejo ofrecer unas pautas o criterios que resulten válidos para las diferentes situaciones que puede encontrar cada operador dentro de su correspondiente análisis de riesgos medioambientales. Por este motivo, se recomienda que el procedimiento de cuantificación sea diseñado de forma específica y justificada dentro de los análisis de riesgos medioambientales.

En todo caso, el resultado a obtener debe ser la cantidad de recurso que se extraería o que desaparecería por efecto del accidente considerado. Con este fin se insiste en recomendar que en caso de existir una notable incertidumbre se adopten criterios conservadores que sitúen el estudio del lado de la precaución.

### **5.2.9. Modelización de los daños por vertido de inertes a los recursos naturales (C14-C15)**

Los residuos inertes se definen en el Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero como “aquellos residuos no peligrosos que no experimentan transformaciones físicas, químicas o biológicas significativas. Los residuos inertes no son solubles ni combustibles, ni reaccionan física ni químicamente ni de ninguna otra manera, ni son biodegradables, ni afectan negativamente a otras materias con las cuales entran en contacto de forma que puedan dar lugar a contaminación del medio ambiente o perjudicar a la salud humana. La lixiviabilidad total, el contenido de contaminantes de los residuos y la ecotoxicidad del lixiviado deberán ser insignificantes, y en particular no deberán suponer un riesgo para la calidad de las aguas superficiales y/o subterráneas”. Por lo tanto, el analista podría asumir que la zona afectada por el daño se circunscribiría a la zona que recibe el vertido accidental de residuos inertes. De forma general se considera que dicha zona deberá ser establecida por cada operador atendiendo a sus características concretas y a las indicaciones al respecto que ofrezca su análisis de riesgos medioambientales.

Los datos de entrada requeridos en MORA para valorar los daños por agentes inertes son función del recurso natural afectado según se muestra en la Tabla 17.

Recurso afectado	Datos de entrada	ud.
Suelo	Cantidad vertida	t
	Cantidad dañada	t
Lecho de las aguas continentales	Cantidad dañada	t
Lecho de las aguas marinas	Cantidad dañada	t

**Tabla 17.** Datos requeridos en MORA para la valoración de los daños causados por agentes inertes.  
Fuente: elaboración propia.

En el caso de los vertidos al suelo el analista deberá estimar la cantidad vertida y la cantidad de suelo dañado. El primer parámetro debería ser un resultado directo a partir de las hipótesis que se hayan realizado en el correspondiente análisis de riesgos medioambientales. En cuanto a la cantidad de suelo dañado, la misma deberá estimarse caso por caso atendiendo a las características concretas de cada operador y del episodio accidental evaluado.

Por otra parte, en su caso, el analista deberá calcular de forma justificada la cantidad de lecho dañado (continental y/o marino) y expresar sus resultados en toneladas.

Merece la pena destacar que la cantidad de recurso dañado debería comprender, como mínimo, la cantidad de materiales inertes que se hayan vertido al medio con el fin de que los cálculos de MORA evalúen, al menos, la retirada de dicho agente causante del daño. Este valor mínimo podría ser incrementado por cada operador atendiendo a los criterios que considere más adecuados para su caso concreto.

#### **5.2.10. Modelización de los daños por variación de temperatura del agua continental superficial (C16)**

En el MIRAT para el sector de la fundición realizado para la Federación Española de Asociaciones de Fundidores (FEAF) se propone una metodología con el fin de estimar el volumen de agua que puede experimentar un determinado cambio de temperatura debido a un vertido de agua.

Esta metodología propone partir de las ecuaciones termodinámicas y, en concreto, de la ecuación que relaciona el calor con el calor específico, la masa del sistema y la variación de temperatura que se experimenta.

El calor asociado al vertido vendría definido por la siguiente expresión:

$$Q_v = m_v \times C_p \times (T_v - T_f) \quad [\text{Ec.21}]$$

Donde:

$Q_v$ , es el calor cedido por la masa de agua vertida (Kcal)

$m_v$ , es el volumen de masa de agua caliente vertida [caudal al que se produce el vertido ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) si la masa de agua receptora es un río o arroyo y cantidad de agua caliente vertida ( $\text{m}^3$ ) si la masa de agua receptora es un lago o embalse]

$C_p$ , es el calor específico del agua (1 Kcal/Kg.°C)

$T_v$ , es la temperatura a la que se produce el vertido (°C)

$T_f$ , es la temperatura a la que descenderá el vertido al mezclarse con el agua de la masa de agua receptora (°C)

Por otra parte, en cuanto a la masa de agua receptora, se evaluará el calor absorbido mediante la misma expresión pero adaptada a este medio:

$$Q_{masa} = m_{masa} \times C_p \times (T_f - T_{masa}) \quad [\text{Ec. 22}]$$

Donde:

$Q_{masa}$ , es el calor absorbido por la masa de agua receptora (Kcal)

$m_{masa}$ , es el volumen de la masa de agua receptora [caudal de la masa de agua ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) si la masa de agua receptora es un río o arroyo y volumen de la masa de agua receptora ( $\text{m}^3$ ) si la masa de agua receptora es un lago o embalse]

$C_p$ , es el calor específico del agua (1 Kcal/Kg. $^{\circ}\text{C}$ )

$T_{masa}$ , es la temperatura a la que se encuentra la masa de agua superficial receptora ( $^{\circ}\text{C}$ )

$T_f$ , es la temperatura a la que ascenderá el agua de la masa de agua receptora al mezclarse con el agua del vertido ( $^{\circ}\text{C}$ )

Conforme con las leyes dadas por la termodinámica, si se ponen en contacto dos masas a diferente temperatura ambas intercambiarán calor hasta que sus temperaturas se igualen. Por lo tanto, en el punto de equilibrio se cumplirá que  $Q_v=Q_{masa}$ .

De esta forma, suponiendo conocidos el caudal o volumen del vertido ( $m_v$ ) y la temperatura a la que se encuentra el agua vertida ( $T_v$ ), así como el caudal o volumen y la temperatura de la masa de agua a la que se produce el vertido ( $m_{masa}$  y  $T_{masa}$ ), es posible estimar la temperatura a la que ascenderá el agua de la masa de agua superficial producirse el vertido:

$$T_f = \frac{m_v \times T_v + m_{masa} \times T_{masa}}{m_v + m_{masa}} \quad [\text{Ec. 23}]$$

Donde:

$T_f$ , es la temperatura a la que asciende el agua de la masa receptora ( $^{\circ}\text{C}$ )

$m_v$ , es el volumen de masa de agua caliente vertida [caudal al que se produce el vertido ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) si la masa de agua receptora es un río o arroyo y cantidad de agua caliente vertido ( $\text{m}^3$ ) si la masa de agua receptora es un lago o embalse]

$T_v$ , es la temperatura a la que se produce el vertido ( $^{\circ}\text{C}$ )

$m_{masa}$ , es el volumen de la masa de agua receptora [caudal de la masa de agua ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) si la masa de agua receptora es un río o arroyo y volumen de la masa de agua receptora ( $\text{m}^3$ ) si la masa de agua receptora es un lago o embalse]

$T_{masa}$ , es la temperatura del agua de la masa de agua ( $^{\circ}\text{C}$ )

En la expresión anterior, el caudal o el volumen total del agua vertida y la temperatura a la que se produce el vertido deberían ser datos aportados directamente por el análisis de riesgos medioambientales del operador.

Por otra parte, los datos de caudal (para ríos, arroyos, etc.) o de volumen receptor (para lagos, embalses, etc.) y de temperatura de dicho medio deben ser consultados por el operador en fuentes de referencia como pueden ser las Confederaciones Hidrográficas. En todo caso, los valores que se seleccionen deben encontrarse debidamente justificados.

El resultado final de este proceso es la estimación de la temperatura alcanzada por la masa de agua que recibe el vertido ( $T_f$ ). Con base en este dato el analista podrá adoptar las siguientes decisiones:

- Si considera que el valor de  $T_f$  alcanzado implica daños significativos a las especies piscícolas el analista debería considerar la reparación de las mismas. En este sentido, para la identificación de las especies y su cuantificación podría tomar como base las indicaciones ofrecidas en el epígrafe C8.
- Si, por el contrario, considera que el valor de  $T_f$  alcanzado no produciría un daño significativo a las especies podría, siempre de forma justificada, asumir que no se causaría un daño relevante a las mismas centrando la evaluación de daños en la reparación del agua superficial.

Con fines ilustrativos, en la Tabla 18 se reproduce la información publicada en el MIRAT para el sector de la fundición realizado para la Federación Española de Asociaciones de Fundidores (FEAF), relativa a la temperatura a la que comienzan a apreciarse daños fisiológicos sobre una muestra de especies piscícolas en función de su ciclo de vida. En todo caso el analista debería identificar las especies presentes en su situación concreta y evaluar el posible daño a las mismas con los datos que mejor se ajusten a sus características.

Nombre científico	Nombre común	Límite superior (°C)				
		Embriones	Larvas	Juveniles	Adultos	Desove
<i>Barbus barbus</i>	Barbo común	-	24	32	32	20
<i>Telestes souffia</i>	-	-	-	-	27	15
<i>Leuciscus cephalus</i>	Bagre	30	-	30	30	30
<i>Gobio gobio</i>	Gobio	-	-	-	36	17
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Acerina	24	-	30	31	18
<i>Chondostroma nasus</i>	-	20	28	-	-	14
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Alburno binaculado	-	-	-	27	21
<i>Chondostroma toxostoma</i>	Madrilla	-	-	-	-	14
<i>Leuciscus leuciscus</i>	Leucisco	25	-	-	32	12

**Tabla 18.** Temperatura a partir de la que se aprecian daños fisiológicos sobre una serie de especies piscícolas en función de su estado. Fuente: elaboración propia a partir de Souchon y Tissot (2012) citados en el MIRAT para el sector de la fundición realizado para la Federación Española de Asociaciones de Fundidores (FEAF).

Si el analista considera que la temperatura que alcanza la masa de agua ( $T_f$ ) que recibe el vertido de agua caliente supera el umbral de daño, la cuantificación del daño medioambiental ocasionado sobre las aguas superficiales (es decir, el volumen de agua de la masa receptora del vertido que ha alcanzado la temperatura  $T_f$ ) será el valor de la variable  $m_{masa}$ , cuyo cálculo respondería a la siguiente ecuación:

$$m_{masa} = \frac{m_v \times (T_v - T_f)}{(T_f - T_{masa})} \quad [\text{Ec.24}]$$

Donde:

$m_{masa}$ , volumen de la masa de agua receptora que alcanza la temperatura  $T_f$  ( $m^3$ )

$m_v$ , volumen de agua caliente vertida ( $m^3$ ) (en su caso, puede estimarse como el caudal de vertido por tiempo de respuesta)

$T_v$ , es la temperatura a la que se produce el vertido (°C)

$T_{masa}$ , es la temperatura a la que se encuentra la masa de agua superficial receptora antes del vertido (°C)

$T_f$ , es la temperatura a la que asciende el agua de la masa receptora ( $^{\circ}\text{C}$ )

Por lo tanto, un procedimiento simplificado y conservador para proceder a la cuantificación de este tipo de daños consistiría en fijar de forma justificada la temperatura a la que se produciría el daño en el medio receptor ( $T_f$ ) y calcular el volumen de medio receptor ( $m_{\text{masa}}$ ) que alcanzaría dicha temperatura y que, por lo tanto, debería ser objeto de reparación. Como se ha indicado, el posible daño a las especies debería ser cuantificado de forma expresa pudiendo acudir, entre otras referencias, a las indicaciones ofrecidas en el apartado C8. En la Tabla 19 se ilustra este procedimiento de cálculo a través de una serie de datos de entrada y de salida, y en la Tabla 2020 se aporta un ejemplo numérico hipotético del mismo.

Tipo de dato	Dato	ud.	Fuente
Entrada	Volumen de agua caliente vertida ( $m_v$ )	$\text{m}^3$	Operador
	Temperatura a la que se produce el vertido ( $T_v$ )	$^{\circ}\text{C}$	Operador
	Temperatura de la masa de agua superficial antes del vertido ( $T_{\text{masa}}$ )	$^{\circ}\text{C}$	Operador
	Temperatura a la que asciende el agua de la masa receptora ( $T_f$ )	$^{\circ}\text{C}$	Operador
Salida	Cantidad dañada	$\text{m}^3$	-
Introducir en MORA	Cantidad dañada	$\text{m}^3$	-

**Tabla 19.** Muestra de posibles datos de entrada para la cuantificación de daños por variaciones de temperatura en el agua superficial. Fuente: elaboración propia.

En el ejemplo hipotético recogido en la Tabla **Tabla 2020** se simula el vertido de  $100 \text{ m}^3$  de agua a elevada temperatura (se estima una temperatura de  $50^{\circ}\text{C}$ ) a una masa de agua superficial que, en condiciones naturales, se encuentra a  $20^{\circ}\text{C}$ . Se asume que el operador estima (de forma justificada y atendiendo a las fuentes que considere más adecuadas) que la temperatura a partir de la que se produce un daño medioambiental son  $30^{\circ}\text{C}$ . Introduciendo estos datos en la ecuación de cálculo Ec.24 se obtendría un volumen de agua dañada de  $200 \text{ m}^3$ . Nótese que, de forma adicional a esta cuantificación, el operador debería, en su caso, estimar el daño ocasionado a las especies que puedan verse afectadas por el vertido. Con este fin, como se ha indicado, podría acudir a los criterios expuestos en el epígrafe C8 o a otros criterios que considere adecuados.

Tipo de dato	Dato	Valor	ud.	Fuente
Entrada	Volumen de agua caliente vertida ( $m_v$ )	100	$\text{m}^3$	Operador
	Temperatura a la que se produce el vertido ( $T_v$ )	50	$^{\circ}\text{C}$	Operador
	Temperatura de la masa de agua superficial antes del vertido ( $T_{\text{masa}}$ )	20	$^{\circ}\text{C}$	Operador
	Temperatura a la que asciende el agua de la masa receptora ( $T_f$ )	30	$^{\circ}\text{C}$	Operador
Salida	Cantidad dañada	200	$\text{m}^3$	-
Introducir en MORA	Cantidad dañada	200	$\text{m}^3$	-

**Tabla 20.** Aplicación del criterio de cuantificación propuesto a un ejemplo hipotético. Fuente: elaboración propia.

### 5.2.11. Modelización de los daños por variación de temperatura al suelo y a las especies vegetales y animales (C17-C19)

En las experiencias previas disponibles a través de los análisis de riesgos medioambientales puestos a disposición pública por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico no se han localizado modelos o criterios de cuantificación específicos para los daños por vertidos de agua a elevada temperatura al suelo y a las especies vegetales y animales. No obstante, con las debidas cautelas, el operador podría tomar como base para sus cálculos los criterios facilitados para el caso de vertido de agentes químicos sobre el suelo y sobre las especies, pero siempre de forma justificada y atendiendo a las limitaciones de cada modelo. En este caso, el operador deberá considerar especialmente el hecho de que los criterios facilitados para los

agentes químicos se centran en las sustancias que llevan aparejado un determinado umbral de toxicidad. Mientras, en el caso de los agentes físicos no existe dicho umbral de toxicidad ya que el daño se derivaría de otras características de los agentes, como es el caso de un aumento de la temperatura. Por lo tanto, las decisiones que se adopten deben encontrarse justificadas recomendándose que en caso de existir una notable incertidumbre se adopten los valores más desfavorables disponibles situando de esta forma el estudio del lado de la precaución.

#### **5.2.12. Modelización de los daños por incendio a las especies vegetales (C20)**

Con el fin de calcular la extensión del daño en la combinación incendio en especies vegetales se plantean dos aproximaciones metodológicas: la utilización de modelos de propagación del incendio y la estimación de la superficie afectada delimitando un área comprendida por barreras naturales o artificiales, en las que el fuego podría detenerse por sí solo o con medios de extinción desplazados a la zona, por ejemplo cortafuegos, zonas de escasa o nula vegetación, masas de agua de determinada anchura o entidad, vías de comunicación, etc.

En la segunda alternativa metodológica el área afectada por el hipotético incendio podría determinarse a través de cartografía y/o fotografías aéreas que permitan conocer la superficie situada entre el foco del incendio y las barreras anteriormente mencionadas y ofrece, al menos en principio, resultados más conservadores. En cuanto a la primera alternativa citada, existen distintos modelos de propagación de incendios forestales en la literatura que, aunque son exigentes en cuanto a la información necesaria para su correcta aplicación, garantizan resultados que después podrán ser contrastados con el entorno real de cada caso. Entre los citados modelos destaca el Sistema BEHAVE elaborado por el Servicio Forestal de Estados Unidos.

Una tercera posibilidad consistiría en combinar el modelo BEHAVE con el criterio de estimación de superficies afectadas mediante las citadas barreras naturales o artificiales que detendrían el fuego. Esto es, una vez estimada la superficie afectada por el hipotético incendio mediante el modelo BEHAVE, el operador acotaría la misma teniendo en cuenta las barreras naturales o artificiales del entorno de su instalación que impedirían la extensión del incendio.

Cabe puntualizar que la estimación de la extensión de los daños sobre las especies vegetales ocasionados por un incendio se verá influida de forma muy determinante por la dirección dominante del fuego. El modelo BEHAVE, herramienta pública, gratuita y de fácil acceso a través de Internet, puede constituirse como un modelo para la estimación de este tipo de daños.

Este modelo permite estimar la dirección que seguiría el incendio en caso de producirse y su extensión para un determinado periodo de tiempo. Se trata de un modelo reconocido a nivel internacional y permite simular y analizar el desarrollo del hipotético incendio forestal estimando el alcance del mismo a partir del cálculo de una elipse cuya forma y extensión es función de variables como la pendiente del terreno y la velocidad y dirección del viento dominante en la zona donde se produce el incendio.

El Sistema BEHAVE permite al usuario seleccionar entre una amplia variedad de datos de entrada y de salida según convenga en cada caso concreto. En el anexo 2 de esta guía se expone con más detalle el modo en que se utiliza el modelo BEHAVE a partir de un ejemplo.

### **5.2.13. Modelización de los daños por incendio a las especies de animales (C21)**

La cuantificación de los daños ocasionados a las especies animales por incendio podría tomar como punto de partida el resultado de la cuantificación de los daños ocasionados por incendio a las especies vegetales. En concreto, el operador una vez calculada la extensión del hipotético incendio (a modo de ejemplo, acudiendo a alguno de los métodos expuestos en el epígrafe C20), podría atender a las indicaciones dadas en el marco del epígrafe C8 con el fin de definir las especies potencialmente afectadas por el mismo y el número de individuos. No obstante, debe atenderse que a diferencia de las propuestas recogidas en el epígrafe C8 en el presente tipo de daño el agente no lleva aparejado un umbral de toxicidad por lo que el analista debería estimar el porcentaje de la población afectada en ausencia de dicho dato. Con este fin, atendiendo al principio de precaución, resulta recomendable asumir un daño que implique la pérdida completa de las poblaciones alcanzadas por el incendio ofreciéndose de esta forma un resultado conservador.

### **5.2.14. Modelización de la contaminación atmosférica generada por agentes químicos en forma de nubes tóxicas y de partículas en suspensión (V1)**

La Ley 26/2007, de 23 de octubre, no considera al aire como recurso natural potencialmente receptor de un daño medioambiental; sin embargo, tal y como se recoge en su artículo 2.2, “quedan incluidos en el concepto de daño aquellos daños medioambientales que hayan sido ocasionados por los elementos transportados por el aire”. Es decir, la normativa sobre responsabilidad medioambiental considera al aire como vehículo de agentes (sustancias químicas, calor, presión, etc.) que pudieran causar daños sobre los recursos naturales considerados por la normativa (agua, suelo, ribera del mar y de las rías, especies y hábitats).

Para evaluar los daños que los recursos naturales contemplados por la normativa sobre responsabilidad medioambiental puedan sufrir por agentes causantes del daño que se transporten a través del aire es necesario modelizar dicho transporte. En el caso de los agentes de carácter químico, los mecanismos de toxicidad pueden manifestarse a través de dos formas distintas de contaminación atmosférica:

- (i) Daño por inhalación y/o contacto dérmico generado por nubes tóxicas gaseosas
- (ii) Daño por deposición seca y/o húmeda de partículas atmosféricas

De lo que antecede se deduce la necesidad de modelizar el transporte del agente químico cuando lo hace en forma de nube tóxica gaseosa y en el caso de que se deposite en forma de partículas sobre los recursos naturales por los que la nube tóxica discurre. Los efectos de la contaminación atmosférica sobre los recursos naturales (agua, suelo, ribera del mar y de las rías, especies y hábitats) serán consecuencia de la exposición de dichos recursos naturales a la nube tóxica y la deposición seca y/o húmeda de partículas en suspensión, según el caso.

#### ***Limitaciones e hipótesis asumidas con carácter general para la modelización de la contaminación atmosférica***

Antes de proceder al desarrollo del mecanismo por el que el transporte de la contaminación atmosférica (mediante nube tóxica gaseosa o partículas en suspensión) puede tener relevancia en el marco de la normativa de responsabilidad medioambiental, merece la pena detenerse en las dificultades que el analista puede encontrarse a la hora de proceder a la evaluación del daño en términos de cuantificación (extensión, intensidad y escala temporal) y, por extensión, en la evaluación de su significatividad. Estas dificultades, si bien no son exclusivas de los daños medioambientales que pudieran derivarse a partir de un episodio de contaminación atmosférica,

tienen la suficiente entidad como para adoptar algunas hipótesis o asunciones concretas que ayudan a superar las dificultades inherentes a la evaluación de este tipo de daños.

Por un lado, la modelización del comportamiento de un contaminante en la atmósfera resulta especialmente compleja. Actualmente, existen numerosos modelos de dispersión atmosférica de mayor o menor complejidad, y de mayor o menor precisión, algunos de los cuales asequibles a profesionales no especializados, pero que en muchos casos ofrecen resultados parciales (puede que no contemplen la contaminación asociada a determinada sustancia o que no incorporen en sus ecuaciones procesos como la deposición húmeda y/o la deposición seca).

Por otro lado, en el caso en el que pueda modelizarse la contaminación atmosférica, el analista puede enfrentarse a la escasez de información sobre umbrales de toxicidad. Nótese que en este caso ha de disponerse de información sobre toxicidad por inhalación (en el caso de las nubes tóxicas) o por contacto, ingesta, mezcla o dilución, entre otras (en el caso de la deposición de partículas desde las nubes tóxicas). Esta información no siempre estará disponible para el analista para la sustancia concreta objeto de modelización, por lo que se deberá recurrir a alternativas como las contempladas en el Anexo I, epígrafe III, punto 1.3 del Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre.

En este contexto se recuerdan dos informes clave, ambos a disposición pública en el portal de responsabilidad medioambiental del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, que facilitan la cuantificación y la evaluación de los daños conforme a lo previsto en la normativa de responsabilidad medioambiental:

- (i) El documento “Análisis de herramientas de evaluación de la difusión y comportamiento de agentes químicos en el marco de la normativa de responsabilidad medioambiental”<sup>32</sup>, elaborado por la Comisión técnica de prevención y reparación de daños medioambientales (CTPRDM), ofrece una descripción y un breve análisis comparativo de una selección de distintos modelos de dispersión atmosférica disponibles en la red.
- (ii) El documento guía "Determinación de la significatividad del daño medioambiental en el contexto de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de responsabilidad medioambiental"<sup>33</sup>. Este documento, aprobado por la Comisión técnica de prevención y reparación de daños medioambientales, recoge las directrices para la evaluación de la significatividad del daño establecidos en la Ley 26/2007, de 23 de octubre, y el Reglamento de desarrollo parcial. Adicionalmente se ha elaborado un anexo más específico para la determinación de la significatividad del daño medioambiental a las aguas.

Según el documento “Análisis de herramientas de evaluación de la difusión y comportamiento de agentes químicos en el marco de la normativa de responsabilidad medioambiental” elaborado por la CTPRDM, AERMOD es el modelo de referencia propuesto por la Agencia de Protección del Medio Ambiente del Gobierno de los Estados Unidos (USEPA)<sup>34</sup> para la modelización de la contaminación atmosférica. Sin embargo, se trata de un modelo diseñado para la valoración de emisiones continuas en lugar de emisiones puntuales de corta duración; estas últimas más

---

<sup>32</sup>[https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/herramientasdeevaluaciondifusionycomportamientoagentesquimicos\\_251019\\_tcm30-177407.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/herramientasdeevaluaciondifusionycomportamientoagentesquimicos_251019_tcm30-177407.pdf)

<sup>33</sup>[https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/procedimiento\\_exigencia\\_responsabilidad/determinacion-signficatividad.aspx](https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/procedimiento_exigencia_responsabilidad/determinacion-signficatividad.aspx)

<sup>34</sup> <https://www.epa.gov/scram/air-quality-dispersion-modeling-preferred-and-recommended-models>



acordes con los análisis de riesgos medioambientales que establece la normativa de responsabilidad medioambiental para la determinación de la garantía financiera obligatoria por parte de las actividades profesionales sujetas a dicha obligación.

En consecuencia, este modelo puede no ser adecuado para el propósito de simular el comportamiento de una nube tóxica en un contexto accidental dentro de los análisis de riesgos medioambientales.

El Modelo ALOHA (*Areal Locations of Hazardous Atmospheres*) se trata de un software gratuito de acceso libre<sup>35</sup> que se presenta como la mejor opción para simular el comportamiento de un contaminante químico a través de una nube tóxica en el contexto de la normativa de responsabilidad medioambiental. Es un modelo diseñado por USEPA (*United States Environmental Protection Agency*) y NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*) para responder de forma sencilla ante situaciones de emergencia mediante la estimación de zonas de riesgo asociadas a la emisión de gases tanto neutros como densos. Su resultado prevé la dispersión y las dimensiones de una nube de gas, basándose en las características físicas y en los niveles de referencia del compuesto, en las condiciones atmosféricas y en las circunstancias en las que se produce la emisión (manteniendo las variables de entrada relativas a los factores meteorológicos, el foco de contaminación y los umbrales de toxicidad constantes).

El Modelo ALOHA ofrece por defecto los umbrales de toxicidad referidos a la población humana, en coherencia con la vocación de asistencia a la gestión de emergencias químicas por la que nació esta herramienta de dispersión atmosférica. En cualquier caso la herramienta también ofrece la posibilidad de que el usuario introduzca manualmente cualquier valor de límite de toxicidad (CTD o AEGL denominado por ALOHA). Esta solución resulta especialmente útil cuando existe información disponible sobre los umbrales ecotoxicológicos de los recursos naturales cubiertos por la normativa de responsabilidad medioambiental para una sustancia específica.

Con carácter general, las especies vegetales se consideran el recurso natural más expuesto al riesgo de experimentar un daño significativo debido a un episodio de contaminación atmosférica, habida cuenta de la inherente movilidad de las especies animales terrestres (al menos, de las de mayor tamaño) y su capacidad para evadir los efectos a la exposición de una eventual nube tóxica que pueda ir o no acompañada de partículas en suspensión. Pero es precisamente la falta de información relativa a los umbrales de toxicidad para los recursos naturales cubiertos por la Ley 26/2007, de 23 de octubre –en particular la ausencia de umbrales ecotoxicológicos o CTD para las especies vegetales–, la que ha llevado a adoptar algunas de las hipótesis más determinantes para la modelización de la contaminación atmosférica en el contexto de la elaboración de un análisis de riesgos. La solución a esta falta de información se plantea desde el tipo de información disponible y la coherencia con las previsiones que establece el marco normativo de la Ley 26/2007, de 23 de octubre. En este contexto, se propone adoptar las siguientes reglas que simplifican la cuantificación de los daños asociados a un escenario accidental basado en un episodio de contaminación atmosférica:

- Se evaluarán con carácter prioritario los daños potenciales experimentados por las especies vegetales sobre el resto de recursos naturales cubiertos por la normativa de responsabilidad medioambiental a consecuencia de una nube tóxica y/o el depósito seco y/o húmedo de partículas en suspensión. En todo caso el analista habrá de justificar convenientemente que no existe un riesgo relevante para las especies animales, el suelo

---

<sup>35</sup> <https://www.epa.gov/cameo/aloha-software>

y/o las aguas superficiales en el caso específico de que la nube tóxica vaya acompañada de partículas en suspensión.

- Puede prescindirse de la utilización de una herramienta informática específica para modelizar el comportamiento de las partículas en suspensión procedentes de una nube tóxica. Esta simplificación se debe a que el esfuerzo técnico que supone aplicar estos modelos de dispersión no compensa mientras su resultado no pueda combinarse con información suficiente sobre los umbrales ecotoxicológicos de las especies vegetales para una sustancia y tiempo de exposición específicos. En otras palabras, la falta de estos umbrales de toxicidad referentes a las especies vegetales no permite evaluar con rigor si determinada concentración de gases y/o de partículas en suspensión pueden generar daños potenciales a las especies vegetales. Ante esta situación se permite adoptar una serie de asunciones sobre los valores de toxicidad introducidos en el Modelo ALOHA y sobre los resultados de su salida gráfica (ver apartado 5.2.1.3), que resultan en una solución práctica (basada en un modelo de libre acceso y de fácil aplicación) que permite evaluar el alcance de un episodio de contaminación atmosférica. El Modelo ALOHA se postula finalmente como herramienta apropiada para la modelización de nubes tóxicas gaseosas, cuyo resultado podrá igualmente ser utilizado para evaluar posibles daños generados por la deposición húmeda y/o seca de partículas en suspensión si se diera esta circunstancia.

En el anexo 3 del documento se proporcionan pautas para utilizar el modelo ALOHA en la modelización de la contaminación atmosférica en el contexto de la normativa de responsabilidad medioambiental.

## 6. Referencias bibliográficas

- BEAR, J. (1989). Dynamics of Fluids in Porous Media. *Dover Civil and Mechanical Engineering*.
- COMMISSION STAFF WORKING DOCUMENT REFIT Evaluation of the Environmental Liability Directive Accompanying the document Report from the Commission to the European Parliament and to the Council pursuant to Article 18(2) of Directive 2004/35/EC on environmental liability with regard to the prevention and remedying of environmental damage.
- CAPDEVILA *et al.* (2006). Capdevila Argüelles L., Iglesias García A., Orueta J.F., y Zillett B. Especies exóticas invasoras: Diagnóstico y bases para la prevención y el manejo. *Naturaleza y Parques Nacionales. Serie técnica*. Ministerio de Medio Ambiente.
- EPA (1996). Office of Emergency and Remedial Response, U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC 20460. *Soil Screening Guidance: User's Guide*. Second edition
- FLEMISH GOVERNMENT (2009) *Handbook failure frequencies 2009 for drawing a safety report*. Flemish Government. LNE Department. Environment, Nature and Energy Policy Unit. Safety Reporting Division.
- GRIMAZ S., ALLEN S., STEWART J., DOLCETTI G. (2007) Predictive Evaluation of the extent of the surface spreading for the case of accidental spillage of oil on ground. Selected paper IcheaP8, AIDIC Conference Series, Vol. 8, 2007, pp. 151 – 160.
- GRIMAZ S., ALLEN S., STEWART J., DOCETTI G. (2008) Fast prediction of the evolution of oil penetration into the soil immediately after an accidental spillage for rapid-response purposes, Proceeding of 3rd International Conference on Safety & Environment in Process Industry, CISAP – 3, Rome (I) 11 – 14 May 2008, *Chemical Engineering Transactions*, Vol. 13, 2008. Ed. AIDIC Servizi s.r.l.
- EFSA Panel on Genetically Modified Organisms (2013). *Guidance on the environmental risk assessment of genetically modified animals*. European Food Safety Authority. Journal 2013;11(5):3200, 190 pp. doi:10.2903/j.efsa.2013.3200
- HEALTH & SAFETY EXECUTIVE (HSE) (2003) *Assessment of benefits of fire compartmentation in chemical warehouses*.
- KING, A., JENSEN, V., FOGG, G.E. y HARTER, T. (2012) Groundwater Remediation and Management for Nitrate. Technical Report 5, en *Adressing Nitrate in California's Drinking Water with a Focus on Tulare Lake Basin and Salinas Valley Groundwater*. Report for the State Water Resources Control Board Report to the Legislature. Center for Watershed Sciences, University of California, Davis.
- SÁNCHEZ, F.J. (2018) *Conceptos Fundamentales de Hidrogeología*. [http://hidrologia.usal.es/temas/Conceptos\\_Hidrogeol.pdf](http://hidrologia.usal.es/temas/Conceptos_Hidrogeol.pdf)
- SANDERS, I. (1998). *A manual of field Hydrogeology*. Prentice-Hall.
- SCHÜLLER, J.C.H. (2005) *Methods for determining and processing probabilities*. Red Book. CPR 12E. Ministerie van Binnenlandse Zaken en Koninkrijksrelaties.
- SDU UITGEVERS, DEN HAAG (1999) *Guidelines for quantitative risk assessment*. Purple Book. Committee for the Prevention of Disasters.
- KHAN, T.R. y PERLINGER, J.A. (2017) Evaluation of five dry particle deposition parameterizations for incorporation into atmospheric transport models. *Geosci. Model Dev.*, 10, 3861-3888.

YU, C. LOUREIRO, J.-J. CHENG, L.G. JONES, Y.Y. WANG, Y.P. CHIA, E. FAILLACE (1993) Data Collection handbook to support modelling impacts of radioactive material in soil. Environmental Assessment and Information Sciences Division Argonne National Laboratory, Argonne, Illinois. Office of Environmental Restoration. U.S. Department of Energy.

ZHANG, L., BROOK, J.R. y VET, R. (2003) A revised parameterization for gaseous dry deposition in air-quality models. *Atmos. Chem. Phys.*, 3, 2067-2082.

ZHANG, L. y HE, Z. (2014) Technical Note: An empirical algorithm estimating dry deposition velocity of fine, coarse and giant particles. *Atmos. Chem. Phys.*, 14, 3729-3737.

## Anexo 1. Modelo Grimaz

### Cálculo de la superficie de la mancha de contaminación en suelos impermeables

#### Suelo plano

$$A_{pool} = \pi \cdot s(t)^2 \quad [\text{Ec.4}]$$

Donde:

- $A_{pool}$  = superficie de la mancha de vertido [ $\text{m}^2$ ].
- $s(t)$  = distancia de difusión [m].

$$s(t) = \zeta_N(\alpha, n) (Rq^3)^{1/(5+3n)} t^{(3\alpha+1)/(5+3n)} \quad [\text{Ec.5}]$$

Donde:

- $s(t)$  = coordenada espacial que define la extensión del área (para  $n^{36}=1$ ;  $s$ =radio).
- $\zeta_N(\alpha, n)$  = coeficiente adimensional que varía en función del valor que tomen los parámetros  $\alpha^{37}$  y  $n$  según se muestra en la tabla siguiente.

VALORES DE $\zeta_N(\alpha, n)$		
Tipo de vertido	$n = 0$	$n = 1$
$\alpha=0$	1,411	0,894
$\alpha=1$	1,01	0,715
$\alpha=2$	0,85	0,623

**Tabla 12.** Valores del coeficiente  $\zeta_N(\alpha, n)$  en la ecuación de Huppert, en función de los parámetros  $\alpha$  y  $n$ . Fuente: Grimaz *et al.*, 2007 (AIDIC).

- $R$  = difusión efectiva; se calcula a partir de la aceleración de la gravedad ( $g$ ) [ $\text{m/s}^2$ ], la densidad ( $\rho$ ) [ $\text{kg/m}^3$ ] y la viscosidad dinámica ( $\mu$ )<sup>38</sup> [ $\text{kg/m.s}$ ] mediante la siguiente ecuación:

$$R = \frac{\rho g}{3\mu} = \frac{g}{3\nu} \quad [\text{Ec.6}]$$

- $q$  = caudal de vertido [ $\text{m}^3/\text{s}$ ]
- $t$  = tiempo [s]

<sup>36</sup>  $n = 0$  para una fuente lineal (coordenadas cartesianas);  $n = 1$  para un fuente puntual (coordenadas radiales).

<sup>37</sup> Los valores de  $\alpha$  indican el comportamiento del vertido a lo largo del tiempo, así:  $\alpha=0$  indica que el vertido es instantáneo;  $\alpha=1$  que se trata de un vertido de flujo constante; y  $\alpha=2$  que el flujo de vertido sigue una tendencia lineal.

<sup>38</sup> La viscosidad cinemática ( $\nu$ ) [ $\text{m}^2/\text{s}$ ] es el resultado de dividir la viscosidad dinámica ( $\mu$ ) [ $\text{kg/m}^*\text{s}$ ] entre la densidad ( $\rho$ ) [ $\text{kg/m}^3$ ].

**Suelo inclinado**

$$A_{pool} = \pi \cdot (L_D + L_U) \cdot c_M \quad [\text{Ec.7}]$$

Donde:

- $A_{pool}$  = superficie de la mancha de vertido [m<sup>2</sup>].
- $L_D(t)$  = extensión del vertido medido aguas abajo desde la fuente, y se calcula —para fuentes puntuales (n=1)— mediante la expresión:

$$L_D(t) = \zeta_N \left( \frac{R_\gamma^3 q^4 t^{4\alpha+3} \text{sen}^5 \gamma}{\cos^2 \gamma} \right)^{1/9} \quad [\text{Ec.8}]$$

Dicha expresión deriva, para el caso particular de vertidos instantáneos ( $\alpha = 0$ ), en esta otra:

$$L_D(t) = \lambda_N \cdot \frac{q^{4/9} R_\gamma^{1/3} t^{1/3}}{\left[ \cot^2 \gamma \ln \left( \frac{t q^{1/3} R_\gamma}{\cot^{5/3} \gamma} \right) \right]} \quad [\text{Ec.9}]$$

Donde:

- $\zeta_N$  = coeficiente que varía en función de  $\alpha$  según la tabla siguiente.

VALORES DE $\zeta_N(\alpha)$	
Tipo de vertido	$\zeta_N$
$\alpha=0$	-
$\alpha=1$	0,82
$\alpha=2$	0,70

**Tabla 132.** Valores del coeficiente  $\zeta_N(\alpha)$  en función del parámetro  $\alpha$ . Fuente: Grimaz *et al.*, 2007 (AIDIC).

- $R$  = difusión efectiva, y se calcula a partir de la aceleración de la gravedad ( $g$ ) [m/s<sup>2</sup>], la densidad ( $\rho$ ) [kg/m<sup>3</sup>], la viscosidad dinámica ( $\mu$ )<sup>39</sup> [kg/m.s] y el ángulo de inclinación respecto a la horizontal ( $\gamma$ ) mediante la siguiente ecuación:

$$R_\gamma = \frac{\rho g \text{sen} \gamma}{3 \mu} = \frac{g}{3 \nu} \text{sen} \gamma \quad [\text{Ec.10}]$$

- $q$  = caudal de vertido [m<sup>3</sup>/s].
- $t$  = tiempo [s].
- $\alpha$  = parámetro que indica el comportamiento del vertido a lo largo del tiempo, así:  $\alpha=0$  indica que el vertido es instantáneo;  $\alpha=1$  que se trata de un vertido de flujo constante; y  $\alpha=2$  que el flujo de vertido sigue una tendencia lineal.

<sup>39</sup> La viscosidad cinemática ( $\nu$ ) [m<sup>2</sup>/s] es el resultado de dividir la viscosidad dinámica ( $\mu$ ) [kg/m\*s] entre la densidad ( $\rho$ ) [kg/m<sup>3</sup>].

- $\gamma$  = ángulo de inclinación respecto a la horizontal [°].
  - $\lambda_N$  = coeficiente para vertidos instantáneos, cuyo valor es 1,773.
- $L_U(t)$  = extensión del vertido medido aguas arriba desde la fuente, que se calcula mediante la ecuación:

$$L_U \approx \left( \frac{q \cot^{2\alpha+1} \gamma}{R_\gamma^\alpha} \right)^{1/\alpha+3} \quad [\text{Ec.11}]$$

En el caso de vertidos instantáneos se utilizará esta otra expresión:

$$L_U \approx (q \cot \gamma)^{1/3} \quad [\text{Ec.12}]$$

Donde:

- $q$  = caudal de vertido [ $\text{m}^3/\text{s}$ ].
- $\alpha$  = parámetro que indica el comportamiento del vertido a lo largo del tiempo, así:  $\alpha=0$  indica que el vertido es instantáneo;  $\alpha=1$  que se trata de un vertido de flujo constante; y  $\alpha=2$  que el flujo de vertido sigue una tendencia lineal.
- $\gamma$  = ángulo de inclinación respecto a la horizontal [°].
- $R$  = difusión efectiva, y se calcula a partir de la aceleración de la gravedad ( $g$ ) [ $\text{m}/\text{s}^2$ ], la densidad ( $\rho$ ) [ $\text{kg}/\text{m}^3$ ], la viscosidad dinámica ( $\mu$ )<sup>40</sup> [ $\text{kg}/\text{m}^*\text{s}$ ] y el ángulo de inclinación respecto a la horizontal ( $\gamma$ ) mediante la siguiente ecuación:

$$R_\gamma = \frac{\rho g \text{sen} \gamma}{3\mu} = \frac{g}{3\nu} \text{sen} \gamma \quad [\text{Ec.13}]$$

- $c_M(t)$  = semi-ancho de la mancha del vertido, y se calcula a través de la expresión:

$$c_M(t) = \eta_M \left( \frac{qt^\alpha \cos \gamma}{\text{sen} \gamma} \right)^{1/3} \quad [\text{Ec.14}]$$

En el caso de vertidos instantáneos ( $\alpha=0$ ) la expresión anterior se particulariza en:

$$c_M(t) = \chi_N \left[ q \cot \gamma \ln \left( \frac{t q^{1/3} R_\gamma}{\cot^{5/3} \gamma} \right) \right]^{1/3} \quad [\text{Ec.15}]$$

Donde:

- $\eta_M$  = coeficiente que varía en función de  $\alpha$  según la tabla siguiente.

---

<sup>40</sup> La viscosidad cinemática ( $\nu$ ) [ $\text{m}^2/\text{s}$ ] es el resultado de dividir la viscosidad dinámica ( $\mu$ ) [ $\text{kg}/\text{m}^*\text{s}$ ] entre la densidad ( $\rho$ ) [ $\text{kg}/\text{m}^3$ ].

VALORES DE $\eta_M(\alpha)$	
Tipo de vertido	$\eta_M$
$\alpha=0$	-
$\alpha=1$	1,00
$\alpha=2$	0,94

**Tabla 14.** Valores del coeficiente  $\eta_M(\alpha)$  en función del parámetro  $\alpha$ . Fuente: Grimaz *et al.*, 2007 (AIDIC).

- $q$  = caudal de vertido [ $m^3/s$ ].
- $t$  = tiempo [s].
- $\alpha$  = parámetro que indica el comportamiento del vertido a lo largo del tiempo, así:  $\alpha=0$  indica que el vertido es instantáneo;  $\alpha=1$  que se trata de un vertido de flujo constante; y  $\alpha=2$  que el flujo de vertido sigue una tendencia lineal.
- $\gamma$  = ángulo de inclinación respecto a la horizontal [ $^\circ$ ].
- $R$  = difusión efectiva, y se calcula a partir de la aceleración de la gravedad ( $g$ ) [ $m/s^2$ ], la densidad ( $\rho$ ) [ $kg/m^3$ ], la viscosidad dinámica ( $\mu$ ) [ $kg/m.s$ ] y el ángulo de inclinación respecto a la horizontal ( $\gamma$ ) mediante la ecuación Ec.10.
- $\chi_N$  = coeficiente para vertidos instantáneos, cuyo valor es 0,825.

#### *Simplificaciones que permiten aplicar el modelo a suelos permeables*

Para poder aplicar este modelo a suelos permeables, Grimaz *et al.* (2008) propone una serie de adaptaciones de las ecuaciones para suelos impermeables. Dichas adaptaciones se resumen en la tabla siguiente.

ADAPTACIÓN DEL MODELO A ZONAS PERMEABLES		
Tipo de fuente	Adaptación	
Fuente puntual en terreno llano	$s(t)$ con $t = t_w$	
Flujo puntual en terreno inclinado	$\alpha = 0$	$0 < \alpha < 3$
	$L_D$ (E.6.) con $t = t_w$	$L_D$ (E.5.) con $t = t_w$
	$L_U$ (E.9.)	$L_U$ (E.8.)
	$c_M$ (E.12.) con $t = t_w$	$c_M$ (E.11.) con $t = t_w$

**Tabla 4.** Adaptación para la determinación del área de vertido en zonas permeables. Fuente: Grimaz *et al.* (*Ibid.*)

Donde  $t_w$  se calculará teniendo en cuenta los siguientes criterios:

1. Si el vertido es instantáneo ( $\alpha=0$ ),  $t_w = t_T$ .
2. Si el flujo de vertido sucede durante un determinado tiempo ( $t_{\text{vertido}}$ ), hay dos casos posibles:
  - a. Si  $t_{\text{vertido}} \geq t_T$  ( $0 < \alpha < 3$ ),  $t_w = t_T$  ( $0 < \alpha < 3$ )



- b. Si  $t_{\text{vertido}} < t_{\tau}$  ( $0 < \alpha < 3$ ), es necesario tener en cuenta el cambio de régimen tras el  $t_{\text{vertido}}$  (antes del  $t_{\text{vertido}}$ :  $\alpha \neq 0$ , después del  $t_{\text{vertido}}$ :  $\alpha = 0$ ), así como imponer la condición de continuidad a la velocidad de propagación en el cambio entre los dos regímenes.
3. En el caso de vertidos en suelo poroso será necesario tener en cuenta tanto el flujo multifase como la permeabilidad relativa del suelo. Dicha permeabilidad se introducirá en el cálculo a través del parámetro  $k$  —permeabilidad del suelo—, que condiciona el valor del  $t_{\tau}$ . La expresión que se utilizará para la estimación de dicho parámetro es:

$$k = k_{\text{roil}}(S_w) \cdot k_i \quad [\text{Ec.13}]$$

Donde:

- $k$  = permeabilidad del suelo [ $\text{m}^2$ ].
- $k_{\text{roil}}(S_w)$  = permeabilidad relativa en función del grado de saturación del agua ( $S_w$ ). Este parámetro toma valores comprendidos entre 0,9 y 1 cuando el grado de saturación del agua es mínimo (es decir, cuando el vertido tiene lugar en una zona donde no ha llovido y el suelo está prácticamente seco). Sin embargo, cuando el grado de saturación del agua está próximo a uno ( $S_w$  tiende a 1), la permeabilidad del suelo tiende a cero y se trata, por tanto, de un suelo prácticamente impermeable —este es el caso de un vertido que ocurra justo después de una fuerte lluvia, cuando los poros del suelo están completamente saturados—. Por último, en condiciones de saturación intermedias entre las condiciones expuestas en los casos anteriores, se tomarán valores de  $K_{\text{roil}}(S_w)$  entre 0 y 1.
- $k_i$  = permeabilidad intrínseca del suelo [ $\text{m}^2$ ].

La ecuación siguiente permite el cálculo del tiempo de transición ( $t_{\tau}$ )<sup>41</sup>.

$$t_{\tau} = 0,697^n \left[ 3^{1-n} \left( \frac{6}{\pi} \right)^n \frac{q^{2-n} \nu^{6-n}}{g^{6-n} k^{5-n}} \right]^{\frac{1}{(6-n)-(2-n)\alpha}} \quad \text{para } \alpha < 3 \quad [\text{Ec.16}]$$

Donde:

- $t_{\tau}$  = tiempo de transición [s].
- $n$  = parámetro que indica el tipo de fuente que origina el daño, así, se utiliza:  $n=0$  para fuentes lineales; y  $n=1$  para fuentes puntuales.
- $q$  = caudal de vertido [ $\text{m}^3/\text{s}$ ].
- $\nu$  = viscosidad cinemática ( $\nu$ ) [ $\text{m}^2/\text{s}$ ]. Es el resultado de dividir la viscosidad dinámica ( $\mu$ ) entre la densidad ( $\rho$ ) [ $\text{kg}/\text{m}^3$ ].
- $g$  = aceleración de la gravedad [ $\text{m}/\text{s}^2$ ].
- $k$  = permeabilidad del suelo [ $\text{m}^2$ ].

<sup>41</sup> Siempre que la tangente del ángulo de inclinación respecto a la horizontal sea inferior a 1 ( $\text{tg } \gamma \ll 1$ ) la ecuación E.14. puede utilizarse para estimar el tiempo de transición para un flujo de vertido sobre una superficie inclinada. Si  $\gamma \leq 30^\circ$  la aproximación sigue siendo razonable.

- $\alpha$  = parámetro que indica el comportamiento del vertido a lo largo del tiempo, así:  $\alpha=0$  indica que el vertido es instantáneo;  $\alpha=1$  que se trata de un vertido de flujo constante; y  $\alpha=2$  que el flujo de vertido sigue una tendencia lineal.

### *Cálculo de la profundidad máxima alcanzada por el vertido*

Se debe considerar que el vertido no tiende a expandirse únicamente por la superficie del suelo, sino que también se evapora y se infiltra —salvo que el suelo sea impermeable—. Existen tres casos en los que se frenará la penetración del vertido en el suelo (Grimaz *et al.*, *ibid.*):

- i. Si el umbral de saturación residual no se ha alcanzado
- ii. Si el vertido alcanza en su recorrido una capa impermeable
- iii. Si se alcanza el nivel freático

Los autores proponen la siguiente expresión para la estimación de la profundidad que alcanza el vertido en el suelo:

$$D_{MP} = \frac{V_{spill} - V_E}{A_{pool} R \xi} \quad [\text{Ec.17}]$$

Donde:

- $D_{MP}$  = profundidad máxima de la sustancia contaminante en la zona no saturada [m].
- $V_{spill}$  = volumen vertido [m<sup>3</sup>].
- $V_E$  = volumen evaporado [m<sup>3</sup>].

Los autores proponen estimar el volumen evaporado tomando como base la tasa de evaporación diaria de la sustancia. Por tanto, aplicándole un tiempo de evaporación  $t_{ep}$  se podría estimar el volumen evaporado para ese tiempo concreto.

El tiempo de evaporación se estima a partir de la ecuación propuesta en Grimaz *et al.* (*ibid.*):

$$t_{ep} = \frac{V_{spill} \mathcal{G}_e \nu_{sust}}{A_{pool} k_r K \nu_w} \quad [\text{Ec.18}]$$

Donde:

- $t_{ep}$  = duración estimada del proceso de evaporación [s].
- $V_{spill}$  = volumen de vertido [m<sup>3</sup>].
- $\mathcal{G}_e$  = porosidad del suelo [-].
- $\nu_{sust}$  = viscosidad cinemática de la sustancia [m<sup>2</sup>/s].
- $A_{pool}$  = superficie de la mancha de vertido [m<sup>2</sup>].
- $k_r$  = permeabilidad relativa [-]. Se estimará conforme a la tabla siguiente, en función de la situación en la que se encuentre el suelo en el momento del accidente.

VALORES DE $k_r$	
Situación del suelo	$k_r$
Seco - largo periodo sin lluvias en regiones templadas y en las estaciones cálidas.	1,0
Ligeramente húmedo – largo periodo sin lluvias en otras regiones o en otras estaciones.	0,9
Muy húmedo – entre dos horas y dos días después de una fuerte lluvia.	0,3
Completamente saturado – durante una fuerte lluvia con charcos en la superficie del suelo.	0,0

**Tabla 15.** Permeabilidad relativa para los diferentes escenarios accidentales de vertido. Fuente: Grimaz *et al.*, 2008.

- $K$  = conductividad hidráulica [m/s].
- $U_w$  = viscosidad cinemática del agua [m<sup>2</sup>/s].
- $A_{pool}$  = superficie de la mancha de vertido [m<sup>2</sup>].
- $R$  = capacidad de retención, cuyo valor se estimará en función del tipo de suelo como se indica en la tabla siguiente.

VALORES DE $R$	
Tipo de suelo	$R$ [m <sup>3</sup> <sub>sust</sub> /m <sup>3</sup> <sub>suelo</sub> ]
Roca-Grava gruesa	5 x 10 <sup>-3</sup>
Grava-Arena gruesa	8 x 10 <sup>-3</sup>
Arena gruesa-Arena media	15 x 10 <sup>-3</sup>
Arena media-Arena fina	25 x 10 <sup>-3</sup>
Arena fina-Limo	40 x 10 <sup>-3</sup>

**Tabla 166.** Coeficiente de capacidad de retención ( $R$ ) para los diferentes tipos de suelo. Fuente: Grimaz *et al.*, 2008.

- $\xi$  = parámetro que depende de la viscosidad de la sustancia vertida y cuyo valor se estimará conforme a la tabla siguiente.

VALORES DE $\xi$	
Sustancia	$\xi$
Viscosidad baja	0,5
Viscosidad media	1,0
Viscosidad alta	2,0

**Tabla 17.** Valores del parámetro  $\xi$  en función de la viscosidad de la sustancia. Fuente: Grimaz *et al.*, 2008.

1. *Cálculo de la profundidad de saturación del suelo por el vertido*

$$h_{tp} = \left( \frac{V_{spill}}{A_{pool}} \right) / \mathcal{G}_e \quad [\text{Ec.19}]$$

Donde:

- $h_{tp}$  = profundidad máxima que alcanza el vertido saturando el suelo [m].
- $V_{spill}$  = volumen vertido [m<sup>3</sup>].
- $A_{pool}$  = superficie de la mancha de vertido [m<sup>2</sup>].
- $\mathcal{G}_e$  = porosidad del suelo [-].

Grimaz (*ibid.*) en sus trabajos incluye este cálculo de profundidad correspondiente a la extensión que alcanza el vertido saturando con su ocupación el suelo. Este dato es diferente y siempre menor a la profundidad cuyo cálculo se expone en el apartado 5.2.3.3, la cual hace referencia a la extensión máxima que alcanza el vertido aunque el contaminante no esté ocupando todo el espacio libre de los poros del suelo. De ello se deduce que el valor de profundidad que se considera relevante a efectos de los análisis de riesgos medioambientales, será el que arroje la fórmula para el cálculo de la profundidad máxima alcanzada por el vertido (Ec.15); fórmula que nos permitirá igualmente identificar si el vertido ha podido superar la profundidad del nivel freático y, en consecuencia, afectar las aguas subterráneas.

## 2. Parámetros de entrada

Los principales parámetros que el usuario debe introducir en el modelo son los que se indican a continuación:

- A. *Parámetro  $\alpha$* . Este parámetro indica el tipo de vertido: instantáneo, constante o creciente en el tiempo, en función de que tome el valor 0, 1 o 2, respectivamente.
- B. *Viscosidad de la sustancia ( $\mathcal{L}$ )*. La viscosidad cinemática es la relación entre la viscosidad dinámica (resistencia de un fluido en movimiento al deslizamiento como consecuencia de las fuerzas de cohesión entre sus moléculas) y la densidad de la sustancia.
- C. *Tiempo de vertido ( $t_{spill}$ )*. El tiempo de vertido es el tiempo que transcurre entre el inicio del vertido de contaminantes hasta que este finaliza.
- D. *Volumen vertido ( $V_{spill}$ )*. Es la cantidad de sustancia que se ha vertido (medida en m<sup>3</sup>).
- E. *Caudal ( $q$ )*. Es el resultado de dividir el volumen vertido ( $V_{spill}$ ) entre el tiempo de vertido ( $t_{spill}$ ).
- F. *Permeabilidad del suelo ( $k_i$ )*. Es la permeabilidad del suelo medida en m<sup>2</sup>.
- G. *Porosidad ( $\mathcal{G}_e$ )*. Es la porosidad efectiva del suelo, y dependerá del tipo de suelo.
- H. *Conductividad hidráulica ( $K$ )*. Hace referencia a la velocidad con la que un fluido atraviesa el suelo.
- I. *Capacidad de retención ( $R$ )*. Es el agua que queda retenida en el suelo como resultado del equilibrio entre las fuerzas a las que está sometida (se igualan el potencial matricial y la presión atmosférica).

Adicionalmente el operador deberá insertar algunos otros parámetro que, por lo general, son sencillos de introducir ya que sus valores vienen tabulados en las tablas que aparecen en los artículos de Grimaz *et al.* (2007 y 2008).

Resulta interesante mencionar que los parámetros que se indican a continuación suelen estar relacionados, tal y como se indica en la tabla siguiente, al tratarse de parámetros que están enormemente condicionados por el tipo de suelo. Esto implica que, mientras el operador guarde la relación entre estas variables a la hora de aplicar el modelo, se espera que el resultado de este sea razonable. Estos rangos de datos se proponen después de haber probado el modelo en numerosos ensayos con el fin de identificar los intervalos de valor donde el modelo arroja previsiblemente resultados más realistas.

Tipo de suelo	$k(m^2)$	$K(cm/s)$	$\mathcal{G}_e(\%)$	R
Grava	$10^{-7}$	$>10^{-1}$	20-30	$5 \cdot 10^{-3}$
Arena gruesa/media	$10^{-9}$	$10^{-2}-10^2$	20-30	$8 \cdot 10^{-3}$
Arena fina/arcillosa	$10^{-11}$	$10^{-4}-10^{-1}$	10-30	$20 \cdot 10^{-3}$
Limos	$10^{-13}$	$10^{-7}-10^{-2}$	3-20	$40 \cdot 10^{-3}$
Arcillas	$10^{-15}$	$<10^{-7}$	$<10$	$40 \cdot 10^{-3}$

**Tabla 188.** Relación entre las magnitudes de los principales parámetros necesarios para la aplicación del modelo en suelos permeables. Fuente: Elaboración propia a partir de Bear (1989), Sanders (1998) y Grimaz *et al.*, 2008.

### *Recomendaciones prácticas en función del alcance y las limitaciones del Modelo GRIMAZ*

El modelo de Grimaz *et al.* (2007 y 2008) tiene asociada, como todo modelo, una serie de limitaciones. Estas limitaciones han sido identificadas a partir de un análisis exhaustivo de su aplicación donde se han hecho numerosos ensayos que han permitido determinar el intervalo de los distintos parámetros para los que el modelo arroja unos resultados más realistas. Sobre esta base, se han deducido una serie de recomendaciones con la idea de facilitar la aplicación del modelo a los operadores.

En este sentido, el operador puede encontrarse diversos puntos críticos a la hora de aplicar este modelo y, por tanto, deberá aplicarlo con las debidas cautelas. Conviene recordar que es el analista quien opta por utilizar este u otro modelo que pueda encontrar en la bibliografía especializada y que es a él a quien corresponde justificar las diversas decisiones o simplificaciones que vaya adoptando en la aplicación del modelo a su caso concreto.

A tenor de lo anterior, se extraen las siguientes conclusiones a modo de recomendación:

3. El modelo ha sido desarrollado originalmente para sustancias viscosas por lo que para sustancias asimilables al agua los autores recomiendan acudir a modelos de infiltración en la zona vadosa existentes en la literatura (p.e. Green Ampt Simplificado) ya que, si bien la ecuación que permite estimar la mancha que generaría el vertido ( $A_{pool}$ ) funcionaría relativamente bien, la ecuación que permite estimar la profundidad que alcanza el vertido está diseñada para fluidos NAPL (fluidos líquidos de fase no acuosa) y podría arrojar resultados poco realistas.

Una alternativa que permitiría seguir utilizando GRIMAZ consistiría en adoptar la aproximación que propone el propio autor en su Ecuación 19 para la hipótesis de saturación (S. Grimaz, comunicación personal, 31 de octubre de 2010), si bien hay que

tener en cuenta que se trata de una ecuación muy simplificada que puede devolver, en ocasiones, valores demasiado bajos.

Por tanto, el modelo funciona bien con sustancias viscosas del tipo de los hidrocarburos (viscosidad cinemática en torno a  $10^{-3}$ ), de lo contrario será necesario ajustar bien el resto de parámetros para asegurar que el modelo arroja resultados razonables.

4. Si el analista introduce unos valores en el modelo que cumplen los rangos de variables indicados previamente, por lo general, obtendrá resultados coherentes.
5. Es necesario limitar el modelo en lo que respecta a algunos parámetros. En este sentido, un tiempo de vertido de un orden de magnitud superior a 12 meses no parecería razonable.

Igualmente, se propone limitar el modelo a una profundidad de 100 metros en concordancia con la máxima profundidad hasta la cual se suelen aplicar las medidas de reparación primaria. Dicho límite de reparación se ha establecido a partir de consultas realizadas a expertos en recuperación de suelos y aguas subterráneas.

6. El modelo proporciona resultados óptimos para suelos permeables con permeabilidad comprendida en el rango  $10^{-9}$ - $10^{-12}$ .
7. El modelo funciona muy bien con vertidos instantáneos ( $\alpha = 0$ ), relativamente bien con vertidos constantes ( $\alpha = 1$ ) y bastante peor con vertidos crecientes en el tiempo ( $\alpha = 2$ ). En el ámbito de aplicación de la Ley de Responsabilidad Medioambiental lo más usual es que se trate de vertidos puntuales o constantes por lo que, por lo general, el modelo debería funcionar adecuadamente.
8. En el caso de suelos permeables con  $\alpha \neq 0$  se complica razonablemente la aplicación del modelo ya que el usuario debe plantear la ecuación de continuidad, lo que requiere un nivel muy elevado de entendimiento de los fundamentos físicos del modelo.

El establecimiento de la ecuación de continuidad implica establecer el valor de la primera derivada de la longitud recorrida por el vertido en los dos regímenes (antes del  $t_{\text{vertido}}$ :  $\alpha \neq 0$ , después del  $t_{\text{vertido}}$ :  $\alpha = 0$ ); tarea complicada incluso para personas familiarizadas con la materia y que, en muchas ocasiones, precisa de un software específico para la resolución de ecuaciones complejas. Dada la complejidad que supone este cálculo, se recomiendan dos simplificaciones a fin de contrastar resultados y evaluar la conveniencia de la solución:

- (i) Asimilar el vertido a una fuga instantánea ( $\alpha = 0$ ) o, en su defecto, a un vertido constante ( $\alpha = 1$ ), para evitar tener que calcular las incógnitas de la ecuación de continuidad, cuyos resultados requieren un cálculo matemático muy exigente.
  - (ii) Ajustar el tiempo de vertido tal que supere o sea igual al tiempo de transición ( $t_{\text{spill}} \geq t_T$ ) y evitar con ello, también de esta manera, derivar a la ecuación de continuidad.
9. Una simplificación que facilita enormemente la aplicación del modelo es considerar despreciable el volumen de vertido evaporado en el cálculo de la profundidad de infiltración cuando no existe hipótesis de saturación. Dicho volumen es, en la mayoría de los casos, una parte mínima del volumen total vertido, y su eliminación de la ecuación de cálculo implicaría que el operador no tendría que aportar datos sobre porosidad ( $\mathcal{G}_e$ ), conductividad hidráulica (K) y capacidad de retención (R).

Por otro lado y tras los numerosos ensayos realizados del modelo, merece la pena hacer hincapié en que GRIMAZ es especialmente sensible a determinados parámetros. Concretamente a los siguientes:

1. *Permeabilidad del suelo ( $k_i$ )*. Se han realizado pruebas con distintos valores de permeabilidad. En concreto, para el modelo de suelos impermeables se han realizado ensayos con permeabilidades de  $10^{-15}$  y  $10^{-19}$  m<sup>2</sup>; mientras que para el modelo de suelos permeables se han utilizado permeabilidades de  $10^{-7}$ ,  $10^{-9}$ ,  $10^{-11}$ ,  $10^{-13}$  y  $10^{-15}$  m<sup>2</sup>.

Estas pruebas han confirmado que, como es lógico, conforme disminuye la permeabilidad aumenta la superficie de la mancha ( $A_{pool}$ ) y disminuye la profundidad; es decir, el vertido se infiltra menos en el terreno. No obstante, se observa que, a igualdad del resto de parámetros, esta variación que sufren la superficie y la profundidad de la mancha originados por el vertido al cambiar de nivel de permeabilidad es mayor conforme aumenta el valor de  $\alpha$ .

2. *Parámetro ( $\xi$ )*. Parámetro que depende de la viscosidad del fluido y que se extrae de Grimaz *et al.* (Tabla 3; 2008). Este parámetro se utiliza en el cálculo de la profundidad de infiltración y, en función de la viscosidad de la sustancia, se proponen distintos valores (0.5, 1 o 2).

Se ha comprobado que, para una misma viscosidad, a mayor valor del parámetro  $\xi$ , menor es la profundidad de cálculo para la hipótesis de suelo no saturado. Así, el paso de un valor al inmediatamente inferior (p.e. pasar de  $\xi = 2$  a  $\xi = 1$  o de  $\xi = 1$  a  $\xi = 0,5$ ) duplicaría la profundidad que alcanza el vertido en los suelos permeables. Por tanto, es importante incidir en la importancia que tiene que el valor seleccionado para este parámetro sea el adecuado a la viscosidad de la sustancia.

Todas estas recomendaciones irían en consonancia con la flexibilidad que otorga el Reglamento que desarrolla parcialmente la Ley 26/2007, de 23 de octubre, para cuantificar el daño asociado a un escenario accidental, frente a la cuantificación de daños ya consumados en los que la toma y análisis de muestras en el lugar afectado reduce de forma significativa la incertidumbre asociada al comportamiento del agente contaminante en el medio receptor.

### *Orientaciones para la selección y utilización práctica de modelos de difusión para la cuantificación del agua subterránea contaminada*

Existe un elenco de modelos de dinámica del agua subterránea y de la contaminación propuestos por la literatura que el operador podría utilizar para estimar la extensión de los daños a una masa de agua subterránea. Entre ellos, caben destacar los mencionados en el documento “Análisis de herramientas de evaluación de la difusión y comportamiento de agentes químicos en el marco de la normativa de responsabilidad medioambiental”<sup>42</sup>, elaborado y aprobado en el seno de la Comisión técnica de prevención y reparación de daños medioambientales.

El modelo MODFLOW, desarrollado por el Servicio Geológico de los Estados Unidos y considerado como un estándar para simulaciones de acuífero, se encuentra entre los modelos más utilizados. En concreto, una versión del modelo denominada MODFLOW-MT3DMS se

42

[https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/herramientasdeevaluaciondifusionycomportamientoagentesquimicos\\_251019\\_tcm30-177407.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/responsabilidad-mediambiental/herramientasdeevaluaciondifusionycomportamientoagentesquimicos_251019_tcm30-177407.pdf)

encuentra entre los modelos de simulación de transporte de solutos más citados en los medio de divulgación especializados.

No se puede obviar que este y otros modelos de dinámica del agua subterránea y de la contaminación son herramientas complejas cuya utilización exige de tiempo y entrenamiento que exigirían a los operadores de mayores recursos (entre ellos, económicos), tales que podrían llegar a comprometer la aplicabilidad de un análisis de riesgos. En cualquier caso, su aplicación será siempre una alternativa que cada operador deberá evaluar para el análisis de riesgos medioambientales de su instalación y caso concreto.

El alto nivel de exigencia en información de MODFLOW demuestra que su uso para la modelización de la dinámica del agua subterránea es muy complejo, cuestión que podría aun complicarse a la hora de simular el comportamiento de vertidos por materia orgánica. Por ejemplo, tal y como mencionan King *et al.* (2012), las dimensiones de una pluma de contaminación por nitratos (límites, profundidad y volumen) son muy dependientes de las características donde se produce el vertido y el posterior transporte de la contaminación; los modelos de difusión tienen como objetivo, precisamente, definir esta pluma de contaminación.

Habida cuenta de estas dificultades se ha ideado una alternativa que, si bien conduce a una simplificación inevitable, permite determinar –con mucha menos exigencia de información– el volumen de agua subterránea que ha sido contaminada a causa de un vertido y con independencia de la naturaleza del mismo. Esta opción consiste en utilizar modelos de difusión de la contaminación en el suelo, introduciendo el nivel freático como frontera para la afección a las aguas subterráneas. De esta forma, si atendiendo a las características del suelo la profundidad que alcanzaría el vertido es superior que la profundidad del nivel freático, se consideraría la afección a las aguas subterráneas.

Uno de los modelos de difusión de la contaminación en el suelo más empleados en el marco de los análisis de riesgos medioambientales elaborados por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico es el propuesto por GRIMAZ *et al.* (2007 y 2008). Tal como se expone en apartados anteriores, este modelo proporciona, por un lado, una superficie en la que se distribuiría el vertido (función del volumen, caudal del vertido, viscosidad de la sustancia y permeabilidad del suelo) y, por otro lado, la profundidad que alcanza el vertido (en este caso, función de la viscosidad de la sustancia y de la capacidad de retención del suelo).

Siempre que exista una masa de agua subterránea en la zona del vertido y no haya constancia de la existencia de alguna capa impermeable que pueda detener el vertido, esta masa de agua será susceptible de verse dañada por un eventual accidente. Por esta razón, se hace necesario conocer la profundidad a la que se encuentra el nivel freático permitiendo con ello estimar qué proporción del daño afectaría al suelo y cuál recaería sobre las aguas subterráneas, en su caso.

El modelo desarrollado por GRIMAZ permite estimar la extensión de los daños ocasionados al suelo y a la masa de agua subterránea, respectivamente, dado que estima la superficie afectada por un vertido como un círculo (en el caso de terrenos llanos) o como una elipse (si el terreno tiene cierta inclinación) y la proyección de esta superficie hasta la profundidad de infiltración que alcanza el vertido permite estimar una columna de recurso/s afectado/s. Si la profundidad de dicha columna es superior a la profundidad a la que se encuentra el nivel freático ( $D_{soil}$ ) existirá daño a las aguas subterráneas y en caso contrario no lo habría. En otras palabras, esta alternativa de cuantificación del daño a las aguas subterráneas consistiría en asumir una región afectada de forma cilíndrica en el que la base sería el área ocupada por el vertido y la altura la profundidad que alcanzaría el vertido, diferenciando entre afección al suelo el volumen entre la superficie y el nivel freático (zona no saturada) y afección a las aguas subterráneas entre el nivel freático y la profundidad del vertido (zona saturada).

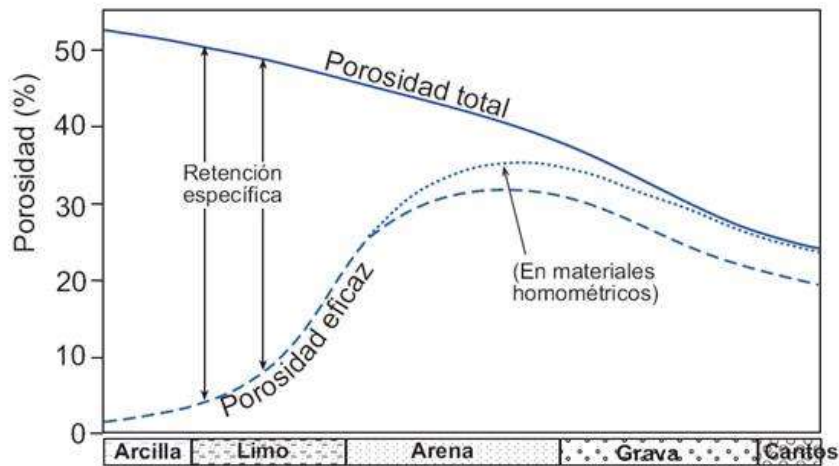


A tenor de lo anterior, el porcentaje de daño al suelo generado por el volumen vertido se puede estimar mediante la utilización de la siguiente expresión:

$$\%_{dañosuelo} = \frac{D_{soil}}{D_{MP}} \cdot 100 \text{ [Ec.20]}$$

El porcentaje de daño a las aguas subterráneas será el complementario hasta 100 del porcentaje estimado para el suelo.

Una vez estimado el volumen de zona saturada afectada, sería posible estimar el volumen de agua subterránea contaminada aplicando un coeficiente de porosidad, para el cual puede recurrirse al **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** y, en concreto, al parámetro de porosidad eficaz. Nótese que la porosidad utilizada para estimar el volumen de agua subterránea y del suelo es siempre la porosidad eficaz y no la porosidad total.



**Gráfico 1.** Variación de la porosidad con la granulometría en materiales detríticos no consolidados.  
Fuente: Sánchez (2018)

### *Ejemplo de aplicación del modelo GRIMAZ*

Con el objeto de ilustrar la metodología desarrollada en Grimaz *et al.* (2007 y 2008) se ha calculado el ejemplo propuesto por Grimaz (2007). Las razones que ha llevado a elegir este ejercicio práctico y no otro han sido, fundamentalmente, las siguientes:

- Se trata de un accidente que tuvo lugar en Estados Unidos en 2004 por lo que resulta interesante especialmente dado que permite testar el modelo en un caso real y analizar la coherencia de los resultados.
- Permite verificar que se ha comprendido correctamente el modelo planteado por Grimaz *et al.* (2007) ya que se pueden contrastar los resultados con los obtenidos por los autores del modelo.

Merece la pena incidir en que Grimaz (2007) únicamente muestra los resultados –radio (s), superficie de la mancha (Apool) y profundidad (htp)– y calcula la profundidad bajo la hipótesis de saturación por lo que se ha ampliado dicho ejemplo incluyendo todos los valores que se asignan

a los distintos parámetros y calculando, adicionalmente, la profundidad máxima que alcanza el vertido (DMP<sup>43</sup>) que es en realidad la que interesaría conocer de cara a la reparación del vertido.

En primer lugar, se procede a exponer los datos que se conocen del accidente, que serían los parámetros de entrada principales del modelo.

- Fecha del accidente: julio 2004
- Temperatura en el momento del accidente: 40 °C
- Sustancia contaminante: JP8
- Volumen de vertido:  $V_{spill} = 7570$  litros
- Tiempo de vertido:  $t_{spill} = 123$  s
- Viscosidad de la sustancia:  $\mu = 2,05$  cp
- Densidad de la sustancia:  $\rho = 0,84$  kg/l
- Porosidad:  $\mathcal{G}_e = 0,3$
- Permeabilidad:  $k = 10^{-6}$  cm<sup>2</sup>
- Conductividad hidráulica:  $K = 0,04$  cm/s

A continuación se muestran el resto de parámetros que se han introducido en el modelo, los cuales, o bien se calculan a partir de los datos del accidente (como por ejemplo la viscosidad cinemática, que es el resultado de dividir la viscosidad dinámica entre la densidad de la sustancia), o bien requieren la toma de decisión del analista en base al resto de datos y parámetros conocidos.

Nombre del parámetro (símbolo/fórmula)	Valor	Unidades
Alfa ( $\alpha$ )	1	[-]
n	1	[-]
Viscosidad cinemática ( $\nu = \mu / \rho$ )	$2,44 \cdot 10^{-6}$	m <sup>2</sup> /s
Caudal ( $q = V_{spill}/t_{spill}$ )	0,06154	m <sup>3</sup> /s
Permeabilidad relativa de la sustancia ( $k_r$ , NAPL) <sup>44</sup>	1	[-]
Capacidad de retención (R) <sup>45</sup>	$25 \cdot 10^{-3}$	[-]

<sup>43</sup> El ejercicio práctico que se realiza en este apartado aparece en Grimaz *et al.* (2007), sin embargo el desarrollo de la fórmula de cálculo de la profundidad máxima que alcanza el vertido (DMP) aparece en la otra publicación consultada (Grimaz *et al.*, 2008).

<sup>44</sup> Este parámetro se extrae de la Tabla 1 de Grimaz *et al.* (2008) y su valor depende de la situación en la que se encuentra el suelo en el momento del vertido (seco, ligeramente húmedo, muy húmedo o completamente saturado).

<sup>45</sup> Este parámetro se deduce de la Tabla 2 de Grimaz *et al.* (2008) y su valor varía en función del tipo de suelo (roca, grava, arena gruesa, arena media, arena fina, limos).

Parámetro $\xi^{46}$	0,5	[-]
----------------------	-----	-----

**Tabla 9.** Parámetros introducidos en el modelo (ejemplo). Fuente: Elaboración propia a partir de Grimaz *et al.* (2007 y 2008).

---

<sup>46</sup> Este parámetro se deduce de la Tabla 3 de Grimaz *et al.* (2008) y su valor varía en función de la viscosidad de la sustancia contaminante (baja, media, alta).

Los resultados de la aplicación del modelo son los que se muestran en la tabla siguiente.

Nombre del parámetro (símbolo)	Valor	Unidades
Radio de la mancha (s)	6,98	m
Superficie de la mancha ( $A_{pool}$ )	153,25	m <sup>2</sup>
Profundidad máxima que alcanza el vertido saturando el suelo ( $h_{tp}$ )	0,1647	m
Profundidad máxima de la sustancia contaminante en la zona insaturada ( $D_{MP}$ )	3,75	m
Volumen de suelo dañado (V)	574,24	m <sup>3</sup>

**Tabla 10.** Resultados obtenidos en la aplicación del modelo (ejemplo). Fuente: Elaboración propia a partir de Grimaz *et al.* (2007 y 2008)

Por último, merece la pena indicar que, si bien en este caso concreto se desconoce si existe un acuífero que pudiera verse afectado y, en su caso, la profundidad del nivel freático, sí se pueden hacer, a título ilustrativo, las siguientes hipótesis:

- No existe acuífero.

En este supuesto el vertido afectaría únicamente al suelo al no existir acuífero susceptible de verse afectado por el vertido.

- Existe acuífero a una profundidad de 5 metros ( $N_f = 5$ ).

En este caso el vertido también afectaría sólo al suelo al estar el acuífero a más profundidad que aquella que alcanza el vertido ( $N_f > D_{MP}$ )

- Existe acuífero a una profundidad de 3 metros ( $N_f = 3$ ).

Este es el único supuesto en el que existiría afección tanto al suelo como al acuífero dado que la profundidad que alcanza el vertido es mayor que la profundidad a la que se encuentra el acuífero ( $N_f < D_{MP}$ ). En este caso la proporción en la que quedaría afectado cada uno de los recursos se calcularía conforme a lo especificado en el apartado 5.2.2.7.

Así, el daño al suelo se calcularía mediante la siguiente ecuación:

$$\%_{daño\text{suelo}} = \frac{D_{soil}}{D_{MP}} \cdot 100$$

Por lo tanto, el 80% del daño quedaría en el suelo mientras que el 20% restante afectaría al agua subterránea. En consecuencia y en términos de volumen de recurso afectado, se obtendría un volumen de suelo de 459,39 m<sup>3</sup> y un volumen de agua subterránea de 34,45 m<sup>3</sup>.

Merece la pena recordar que, como se ha explicado previamente, para el cálculo del volumen de agua subterránea afectada por el vertido es necesario tener en cuenta la porosidad del suelo (multiplicando el volumen afectado por la porosidad efectiva a efectos de considerar el espacio que realmente ocupa el agua subterránea y, por tanto, la afección real a este recurso).

Siguiendo el mismo esquema de presentación de resultados de los modelos de dispersión que se presentan para otros agentes y medios receptores, la tabla 23 muestra un resumen donde se integran todos los datos de entrada y de salida que han sido necesarios para la aplicación del

Modelo GRIMAZ, así como el dato final que debe introducirse en MORA para la monetización del daño.

Tipo de dato	Dato	Valor	Ud.	Fuente
Entrada	Temperatura en el momento del accidente	20,00	°C	Operador
	Sustancia contaminante	JP8	[-]	Operador
	Volumen de vertido ( $V_{spilli}$ )	7.570,00	litros	Operador
	Tiempo de vertido ( $t_{spilli}$ )	123,00	seg	Operador
	Viscosidad de la sustancia ( $\mu$ )	2,05	cp	Operador
	Densidad de la sustancia ( $\rho$ )	0,84	kg/l	Operador
	Porosidad	0,30	[-]	Operador
	Permeabilidad (k)	1,00E-07	cm2	Operador
	Conductividad hidráulica (K)	0,04	cm/s	Operador
	Alfa ( $\alpha$ )	1,00	[-]	Operador (cálculo)
	n	1,00	[-]	Operador (cálculo)
	Viscosidad cinemática ( $U = \mu / \rho$ )	2,44E-06	m <sup>2</sup> /s	Operador (cálculo)
	Caudal ( $q = V_{spilli}/t_{spilli}$ )	0,06154	m <sup>3</sup> /s	Operador (cálculo)
	Permeabilidad relativa de la sustancia ( $k_{r, NAPL}$ )	1	[-]	Operador
	Salida	Capacidad de retención	2,50E-03	[-]
Parámetro $\xi$		0,5	[-]	Operador
Radio de la mancha (s)		6,98	m	GRIMAZ
Superficie de la mancha ( $A_{pool}$ )		153,25	m <sup>2</sup>	GRIMAZ
Profundidad máxima del vertido saturando el suelo ( $h_{sp}$ )		0,1647	m	GRIMAZ
Profundidad máxima de la sustancia contaminante en la zona insaturada ( $D_{MP}$ )		3,75	m	GRIMAZ
Volumen de suelo dañado sin acuífero (V)		574,24	m <sup>3</sup>	GRIMAZ
Introducir en MORA	Volumen de suelo dañado con acuífero a 3 metros (V)	459,39	m <sup>3</sup>	Operador (cálculo)
	Toneladas de suelo dañado sin acuífero (Masa = $V_{suelo} * densidad_{suelo}$ )*	826,91	T	Operador (cálculo)
	Toneladas de suelo dañado con acuífero a 3 metros (Masa = $V_{suelo} * densidad_{suelo}$ )*	661,52	T	Operador (cálculo)
	Volumen de agua subterránea dañada	34,45	m <sup>3</sup>	Operador (cálculo)

\* Se ha considerado un valor de densidad del suelo igual a 1,44 t/m<sup>3</sup>, equivalente a un suelo franco-arenoso según EPA (1996) y YU *et al.* (1993)

**Tabla 1911.** Datos de entrada y de salida del ejemplo de aplicación del Modelo GRIMAZ

## Anexo 2. Modelo BEHAVE

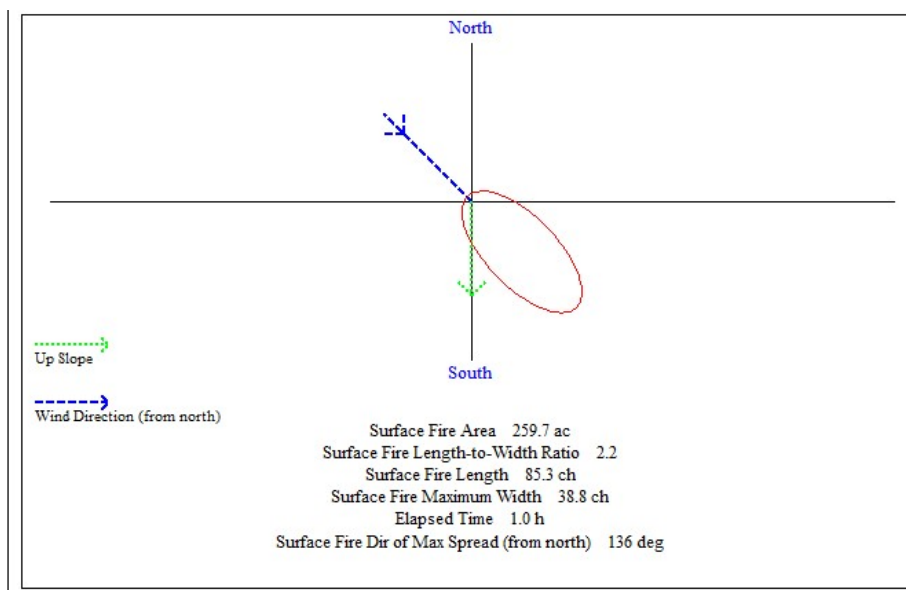
En este anexo se muestra la utilización del modelo BEHAVE a partir de un caso hipotético. En la tabla 1, a modo de ejemplo, se recoge una determinada selección de datos de entrada y de salida en este modelo de cuantificación. Por otra parte, en la tabla 2 se muestra la aplicación de este modelo utilizando determinados datos hipotéticos de entrada así como los valores de salida calculados por BEHAVE y aquellos que se introducirían en la aplicación MORA a la hora de valorar económicamente los daños.

Tipo de dato	Dato		ud.	Fuente
Entrada	Fuel/Vegetation	Fuel Model	-	Operador/MORA
	Fuel Moisture	Moisture Scenario	-	Operador
	Weather	Midflame Wind Speed	km/h	Operador-CENER
		Wind Direction (from north)	deg	Operador-CENER
	Terrain	Slope Steepness	%	Operador-MORA
		Site Aspect	deg	Operador-Google Earth
Fire	Elapsed Time	h	Operador	
Salida	Surface fire rate of spread		m/min	-
	Surface fire flame lengh		m	-
	Surface fire direction of max. Spread (from north)		deg	-
	Surface fire spread distance		m	-
	Surface fire area		ha	-
	Surface fire length-to-width ratio			-
	Surface fire length		m	-
	Surface fire maximun width		m	-

**Tabla 1.** Datos de entrada y de salida seleccionados en el modelo de cuantificación propuesto. Fuente: elaboración propia.

Tipo de dato	Dato		Valor	ud.	Fuente
Entrada	Fuel/Vegetation	Fuel Model	3	-	Operador/MORA
	Fuel Moisture	Moisture Scenario	3-high	-	Operador
	Weather	Midflame Wind Speed	7,66	km/h	Operador-CENER
		Wind Direction (from north)	315	deg	Operador-CENER
	Terrain	Slope Steepness	10	%	Operador-MORA
		Site Aspect	0	deg	Operador-Google Earth
Fire	Elapsed Time	1	h	Operador	
Salida	Surface fire rate of spread		27,00	m/min	-
	Surface fire flame lengh		3,20	m	-
	Surface fire direction of max. Spread (from north)		136	deg	-
	Surface fire spread distance		1621,80	m	-
	Surface fire area		105,10	ha	-
	Surface fire length-to-width ratio		2,20		-
	Surface fire length		1715,60	m	-
	Surface fire maximun width		779,90	m	-
Introducir en MORA	Superficie afectada por incendio		105,10	Ha	Behave

**Tabla 2.** Aplicación del modelo de cuantificación propuesto a un ejemplo hipotético. Fuente: elaboración propia.



**Figura 1.** Ilustración de la forma que tomaría la superficie del incendio según el ejemplo hipotético de cuantificación propuesto en BEHAVE. Fuente: BEHAVE.

Merece la pena indicar que existen abundantes manuales e información bibliográfica sobre el modelo BEHAVE. En este sentido, se recomienda la consulta de la página web oficial de este programa en la que se recopila gran parte de esta información<sup>47</sup>.

Una vez estimada la superficie afectada por el incendio mediante el modelo BEHAVE, se identificarían las diversas especies vegetales presentes en la zona. Para ello puede utilizarse la aplicación informática MORA tal y como aparece detallado en el apartado 5.2.6 de este documento, en el que se detalla la combinación agente-recurso C7 (contaminación por agentes químicos a las especies vegetales).

Por otro lado, merece la pena detallar el modelo propuesto por Julio et al. (1995), cuyo resultado es, al igual que el arrojado por BEHAVE, la superficie afectada por el incendio. Sin embargo, en el modelo propuesto por Julio et al. (1995) se requiere menos volumen de información de entrada para su aplicación. Este modelo determina la extensión del incendio a partir de datos sobre el tipo de vegetación, la pendiente del terreno, la velocidad del viento dominante, la humedad relativa del aire y la temperatura.

El modelo se construye a partir de la estimación de la velocidad de propagación del incendio, atendiendo a la siguiente ecuación:

$$VP = (Fmc)(Fch)(Fp + Fv) \quad [Ec.25]$$

Donde:

VP = velocidad de propagación lineal del fuego en un rumbo determinado, y para el tramo en el cual los componentes del comportamiento del fuego se mantengan constantes (m/s).

Fmc = factor de propagación por efecto del modelo de combustible.

Fch = factor de propagación por efecto del contenido de humedad de la vegetación fina y muy fina (grosor o diámetro inferior a 2,5 cm).

<sup>47</sup> <https://www.frames.gov/behavplus/home>

Fp = factor de propagación por efecto de la pendiente del terreno, en el sentido del avance del fuego en el rumbo correspondiente.

Fv = factor de propagación por efecto de la velocidad del viento en el sentido de avance del fuego en el rumbo correspondiente.

El factor Fmc depende del tipo de vegetación que se vería afectada por el incendio. Julio et al. (1995) recogen en una tabla los valores que toma este factor atendiendo a distintos modelos de combustibles o tipos de vegetación. En el Cuadro 1 se recogen estos factores y se destacan en negrita y cursiva los tipos de vegetación susceptibles de encontrarse representados en España, al menos como mejor aproximación.

<b>Descripción de modelos de combustibles</b>	<b>Fmc (m/s)</b>
<b><i>Pastizales mesomórficos densos</i></b>	<b><i>0,018880</i></b>
<b><i>Pastizales mesomórficos ralos</i></b>	<b><i>0,016027</i></b>
<b><i>Pastizales higromórficos densos</i></b>	<b><i>0,010235</i></b>
<b><i>Pastizales higromórficos ralos</i></b>	<b><i>0,008690</i></b>
Chacarería, viñedos y frutales	0,001009
<b><i>Matorrales y arbustos mesomórficos densos</i></b>	<b><i>0,007603</i></b>
<b><i>Matorrales y arbustos mesomórficos medios y ralos</i></b>	<b><i>0,008147</i></b>
<b><i>Matorrales y arbustos higromórficos densos</i></b>	<b><i>0,001672</i></b>
<b><i>Matorrales y arbustos higromórficos medios y ralos</i></b>	<b><i>0,004886</i></b>
Formaciones con predominancia de alerzales	0,002249
Formaciones con predominancia de araucaria	0,001441
<b><i>Arbolado nativo denso</i></b>	<b><i>0,000979</i></b>
<b><i>Arbolado nativo de densidad media</i></b>	<b><i>0,001556</i></b>
<b><i>Arbolado nativo de densidad baja</i></b>	<b><i>0,002365</i></b>
<b><i>Plantaciones coníferas nuevas (0-3) sin manejo</i></b>	<b><i>0,013174</i></b>
<b><i>Plantaciones coníferas jóvenes (4-11) sin manejo</i></b>	<b><i>0,005973</i></b>
<b><i>Plantaciones coníferas adultas (12-17) sin manejo</i></b>	<b><i>0,002481</i></b>
<b><i>Plantaciones coníferas mayores (&gt;17) sin manejo</i></b>	<b><i>0,002712</i></b>
<b><i>Plantaciones coníferas jóvenes (4-11) con manejo</i></b>	<b><i>0,006516</i></b>
<b><i>Plantaciones coníferas adultas (12-17) con manejo</i></b>	<b><i>0,003255</i></b>
<b><i>Plantaciones coníferas mayores (&gt;17) con manejo</i></b>	<b><i>0,002596</i></b>
<b><i>Plantaciones eucaliptos nuevas (0-3)</i></b>	<b><i>0,009777</i></b>
<b><i>Plantaciones eucaliptos jóvenes (4-10)</i></b>	<b><i>0,005429</i></b>
<b><i>Plantaciones eucaliptos adultas (&gt;10)</i></b>	<b><i>0,003799</i></b>
Plantaciones latifoliadas y mixtas	0,001325
Desechos explotación a tala rasa de plantaciones	0,002134
Desechos explotación a tala rasa de bosque nativo	0,001903

**Cuadro 1.** Factor de propagación por efecto del modelo de combustible (Fmc). Fuente: Julio et al. (1995)



De esta forma, el analista escogerá el valor de Fmc atendiendo al tipo de vegetación adyacente a su instalación que más similitudes tenga con alguno de los modelos de combustible recogidos en el Cuadro 1. Para ello, el analista puede recurrir a la observación directa o a datos publicados, como los recogidos por MORA en su visor geográfico, detallado previamente en el apartado perteneciente a la combinación C7 del presente documento.

El siguiente factor que el presente modelo considera que influye en el avance del incendio forestal es el contenido de humedad de la vegetación fina. Según Julio et al. (1995), la velocidad de propagación mantiene una relación inversa y no lineal con el contenido de humedad de las partículas finas y muertas que posee la vegetación afectada por el incendio. De esta forma, el factor de propagación por efecto del contenido de humedad de la vegetación fina y muy fina (Fch) se define por la siguiente función:

$$F_{ch} = \frac{389,1624 - 14,3(CH) + 0,02(CH)^2}{3,559 + 1,6615(CH) + 2,62392(CH)^2} \quad [\text{Ec.26}]$$

Donde:

Fch = factor de propagación por efecto del contenido de humedad de la vegetación fina y muy fina (grosor o diámetro inferior a 2,5 cm).

CH = contenido en humedad de las partículas finas (%).

Ante la dificultad para conocer el contenido en humedad de las partículas finas, Julio et al. (1995) construyen, a partir de resultados de investigaciones de otros autores, una ecuación para calcular el contenido de humedad a partir de mediciones entregadas por estaciones meteorológicas, en este caso de temperatura y humedad relativa del aire, según la siguiente ecuación:

$$CH = -2,97374 + 0,262RH - 0,00982T \quad [\text{Ec.27}]$$

Donde:

CH = contenido en humedad de las partículas finas (%).

RH = humedad relativa del aire (%).

T = temperatura del aire (°C).

En el ámbito de aplicación de la Ley de Responsabilidad Medioambiental se recomienda, siguiendo el principio de precaución, escoger los valores de temperatura media y de humedad relativa del aire media del mes más caluroso y seco del año (generalmente, el mes de julio), pertenecientes a la estación meteorológica más próxima a la instalación. Los datos sobre humedad relativa del aire son escasos, no estando disponibles para muchas estaciones meteorológicas. Como posible referencia, se puede recurrir a la publicación *Guía resumida del Clima en España 1981/2010*<sup>48</sup> que proporciona este dato para estaciones meteorológicas pertenecientes a todas las provincias de España o a otras fuentes de datos consideradas válidas por el analista.

Por su parte, para el cálculo del factor Fp de propagación por efecto de la pendiente del terreno, en el sentido del avance del fuego Julio et al. (1995) propone la siguiente ecuación:

$$F_p = 1,00 + 0,023322P + 0,00013585P^2 \quad [\text{Ec.28}]$$

---

48

[http://www.aemet.es/es/conocermas/recursos\\_en\\_linea/publicaciones\\_y\\_estudios/publicaciones/detalles/guia\\_resumida\\_2010](http://www.aemet.es/es/conocermas/recursos_en_linea/publicaciones_y_estudios/publicaciones/detalles/guia_resumida_2010)

Donde:

$F_p$  = factor de propagación por efecto de la pendiente del terreno, en el sentido del avance del fuego en el rumbo correspondiente.

$P$  = pendiente del terreno (%).

La pendiente puede ser positiva (descendente) o negativa (ascendente) y atiende a la dirección de avance del fuego, es decir, conforme con el modelo, a la dirección del viento dominante. Para estimar la pendiente de su instalación el operador puede recurrir, entre otras fuentes, a la herramienta *Google Earth*.

El modelo de Julio et al. (1995) es poco sensible a los valores de pendiente introducidos. No obstante, podría considerarse que esta limitación no supondría un impedimento para su utilización en el ámbito de los análisis de riesgos medioambientales previstos en la normativa de responsabilidad medioambiental ya que, con base en las experiencias previas disponibles, al menos en principio, la mayoría de las instalaciones industriales se encontrarían en terrenos llanos o de baja pendiente. En todo caso, se incide en recomendar que el posible empleo de este modelo se contemple, exclusivamente, en aquellos casos donde el terreno carezca de pendiente o la misma sea mínima.

Por último, el modelo introduce como variable la velocidad del viento a través del factor  $F_v$  de propagación por efecto de la velocidad del viento en el sentido de avance del fuego. El analista introducirá la velocidad máxima del viento dominante en la zona donde se ubica la instalación.

La velocidad del viento puede consultarse en el visor del Centro Nacional de Energías Renovables (CENER)<sup>49</sup>. A partir de ese dato, el modelo estima un avance del fuego que será predominante en el rumbo del viento dominante pero que también se extenderá hacia otras direcciones.

Para ello, el modelo emplea para cada rumbo los factores de propagación recopilados en el Cuadro 2, que dependen de la velocidad del viento en su dirección dominante.

---

<sup>49</sup> <http://www.globalwindmap.com/VisorCENER/mapviewer.jsf?width=973&height=801>

Velocidad del viento (km/h)	Rumbo													
	0° 360°	15° 345°	30° 330°	45° 315°	60° 300°	75° 285°	90° 270°	105° 255°	120° 240°	135° 225°	150° 210°	165° 195°	180° 180°	
0	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	
1	1,51	1,48	1,38	1,30	1,20	1,11	1,07	1,00	0,95	0,91	0,90	0,82	0,79	
2	2,00	1,92	1,78	1,67	1,54	1,42	1,37	1,30	1,22	1,16	1,10	1,05	1,01	
3	2,48	2,32	2,13	1,99	1,83	1,69	1,63	1,50	1,45	1,38	1,30	1,25	1,20	
4	2,95	2,69	2,44	2,28	2,09	1,93	1,86	1,70	1,66	1,58	1,50	1,43	1,37	
5	3,40	3,03	2,72	2,52	2,31	2,13	2,05	1,90	1,83	1,74	1,70	1,58	1,52	
6	3,83	3,34	2,96	2,73	2,49	2,30	2,22	2,10	1,98	1,88	1,80	1,70	1,64	
7	4,26	3,62	3,16	2,90	2,64	2,44	2,35	2,20	2,10	2,00	1,90	1,81	1,74	
8	4,66	3,86	3,33	3,03	2,76	2,54	2,45	2,30	2,19	2,08	2,00	1,89	1,82	
9	5,06	4,08	3,44	3,13	2,85	2,62	2,52	2,40	2,25	2,15	2,00	1,95	1,88	
10	5,43	4,27	3,56	3,20	2,90	2,67	2,57	2,40	2,30	2,19	2,10	1,98	1,91	
11	5,80	4,43	3,63	3,24	2,93	2,69	2,59	2,40	2,32	2,21	2,10	2,00	1,93	
12	6,14	4,57	3,67	3,24	2,92	2,69	2,59	2,40	2,31	2,21	2,10	2,00	1,93	
13	6,45	4,65	3,67	3,21	2,88	2,65	2,54	2,40	2,28	2,17	2,10	1,97	1,91	
14	6,80	4,76	3,67	3,17	2,84	2,60	2,50	2,40	2,23	2,14	2,00	1,95	1,88	
15	7,10	4,82	3,63	3,10	2,76	2,53	2,43	2,30	2,18	2,08	2,00	1,89	1,83	
16	7,39	5,86	3,56	3,00	2,66	2,43	2,34	2,20	2,10	2,00	1,90	1,83	1,77	
17	7,67	4,88	3,47	2,88	2,53	2,31	2,22	2,10	2,00	1,91	1,80	1,74	1,69	
18	7,93	4,88	3,36	2,73	2,39	2,18	2,09	2,00	1,86	1,80	1,70	1,65	1,59	
19	8,17	4,85	3,23	2,57	2,23	2,03	1,94	1,80	1,75	1,68	1,60	1,54	1,49	
20	8,41	4,81	3,08	2,39	2,05	1,85	1,78	1,70	1,61	1,54	1,50	1,41	1,37	
21	8,62	4,75	2,91	2,18	1,85	1,67	1,60	1,50	1,45	1,39	1,30	1,28	1,24	
22	8,83	4,68	2,72	1,97	1,63	1,47	1,40	1,30	1,28	1,23	1,20	1,14	1,10	
23	9,01	4,58	2,52	1,73	1,41	1,26	1,20	1,20	1,10	1,06	1,00	0,98	0,96	
24	9,19	4,48	2,30	1,49	1,17	1,05	1,02	1,00	0,91	0,87	0,84	0,82	0,80	
25	9,35	4,35	2,07	1,23	0,92	0,80	0,75	0,72	0,71	0,69	0,67	0,65	0,64	

**Cuadro 2.** Factor de propagación por efecto de la velocidad del viento (Fv) para diferentes niveles de velocidad del viento y rumbos de propagación del fuego.

Fuente: Julio *et al.* (1995).

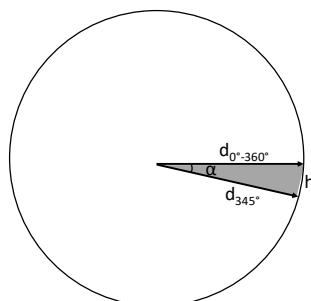
Conforme con el modelo, cuando no existe viento la propagación del fuego no tendrá una dirección predominante y el área afectada por el incendio será una circunferencia con el centro en el foco del incendio. Esta simetría se debe a la consideración de que el resto de variables (tipo de vegetación, temperatura, humedad y pendiente) son constantes, simplificación que se realiza para garantizar la operatividad del modelo y que debe ser contrastada por el operador atendiendo a sus características concretas.

Una vez conocida la velocidad de propagación del incendio [Ec.25], distinta en función del rumbo en relación con la dirección del viento dominante y estableciendo un tiempo de duración del incendio, es posible conocer la distancia que avanza el fuego en cada rumbo y, con ello, identificar el área afectada por el incendio.

En este sentido, el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA) facilita informes de manera periódica sobre la estadística de los incendios forestales en España<sup>50</sup>. Dichos documentos aportan información relativa a la duración de los incendios entre la detección y su extinción y pueden ser tomados como referencia por los operadores en sus análisis de riesgos medioambientales. Alternativamente, el analista podrá tomar otros valores de forma justificada, si bien en todo caso se recomienda situar el estudio del lado de la precaución en caso de existir una incertidumbre relevante al respecto.

A partir de los datos anteriores, es posible determinar el avance del fuego para cada rumbo y, con ello, estimar la superficie afectada por el incendio.

El cálculo del área afectada por el incendio puede realizarse recurriendo a las distancias de avance del fuego obtenidas para cada rumbo y a las razones trigonométricas, dividiendo el área afectada en triángulos cuya hipotenusa y uno de los catetos son las mencionadas distancias de avance del fuego. La Figura 2 ilustra el procedimiento.



**Figura 2.** Ejemplo ilustrativo del cálculo del área afectada por el incendio. Fuente: Elaboración propia.

El área del triángulo se calcula recurriendo a la siguiente ecuación:

$$A = \frac{b \times h}{2} \quad [\text{Ec.29}]$$

Donde:

A = área del triángulo [L<sup>2</sup>].

b = base del triángulo [L].

h = altura del triángulo [L].

<sup>50</sup> [https://www.mapa.gob.es/es/desarrollo-rural/estadisticas/incendios\\_default.aspx](https://www.mapa.gob.es/es/desarrollo-rural/estadisticas/incendios_default.aspx)

Atendiendo al ejemplo de la Figura 2, la base sería la distancia asociada al rumbo 345° ( $d_{345^\circ}$ ), mientras que para el cálculo de la altura ( $h$ ) es necesario recurrir a las razones trigonométricas. En concreto, el seno del ángulo  $\alpha$  de la Figura 2 se estimaría mediante el siguiente cociente:

$$\text{sen}\alpha = \frac{h}{d_{0^\circ-360^\circ}} \quad [\text{Ec.30}]$$

Donde:

$\text{sen}\alpha$  = seno del ángulo  $\alpha$ .

$h$  = lado opuesto al ángulo  $\alpha$  [L].

$d_{0^\circ-360^\circ}$  = hipotenusa del triángulo [L].

Despejando  $h$  de la ecuación [Ec.30] y sustituyéndola en la ecuación [Ec.29] es posible calcular el área sombreada en la Figura 2, que se corresponde en este caso al área situada entre los rumbos 0°-360° y 345°:

$$A = \frac{d_{345^\circ} \times d_{0^\circ-360^\circ} \times \text{sen}\alpha}{2} \quad [\text{Ec.31}]$$

Donde:

$A$  = área del triángulo situado entre los rumbos 0°-360° y 345° [L<sup>2</sup>].

$d_{345^\circ}$  = distancia de avance del fuego en el rumbo 345° [L<sup>2</sup>].

$d_{0^\circ-360^\circ}$  = distancia de avance del fuego en el rumbo 0°-360° [L<sup>2</sup>].

$\text{sen}\alpha$  = seno del ángulo  $\alpha$ .

Esta operación de triangulación se replicará hasta un total de 24 veces, pues los rumbos para los que Julio *et al.* (1995) proporciona un factor de propagación en función de la velocidad del viento dominante (ver Cuadro 2) son de 15°. La suma de estos 24 triángulos sería la superficie afectada por el incendio conforme con el modelo, dato que podrá introducirse en el Modelo de Oferta de Responsabilidad Medioambiental (MORA) para estimar el coste de la reparación primaria asociado al incendio.

En la Tabla 3 **Error! No se encuentra el origen de la referencia.** se recogen los datos de entrada y de salida necesarios en este modelo de cuantificación. Por otra parte, en la Tabla 4 se muestra la aplicación de este modelo utilizando determinados datos hipotéticos de entrada así como el valor de salida (superficie afectada) calculada con el mismo y que se introduciría en la aplicación MORA a la hora de valorar económicamente los daños.

Tipo de dato	Dato	ud.	Fuente
Entrada	Factor de propagación	m/s	Operador/MORA-Julio, et al. (1995)
	Humedad relativa	-	Operador-AEMET
	Temperatura	°C	Operador-AEMET
	Pendiente	%	Operador-Google Earth
	Velocidad del viento	km/h	Operador-CENER
	Tiempo de incendio	h	Operador
Salida	Área de incendio	ha	-

**Tabla 3.** Datos de entrada y de salida del modelo de cuantificación propuesto. Fuente: elaboración propia.

Tipo de dato	Dato	Valor	ud.	Fuente
Entrada	Factor de propagación	0,001556	m/s	Operador/MORA
	Humedad relativa	39	-	Operador-AEMET
	Temperatura	22,20	°C	Operador-AEMET
	Pendiente	-3	%	Operador-Google Earth
	Velocidad del viento	14	km/h	Operador-CENER
	Tiempo de incendio	3	h	Operador
Salida	Área de incendio	5,540	ha	-
Introducir en MORA	Superficie afectada por incendio	5,540	ha	-

**Tabla 4.** Aplicación del modelo de cuantificación propuesto a un ejemplo hipotético. Fuente: elaboración propia.

Una vez conocido el área del incendio estimada por el modelo, el analista deberá considerar la posible existencia de barreras al avance del fuego (vías de comunicación, ríos, cortafuegos, etc.) para acotar la que podría ser una zona más realista afectada por el incendio, para ello el analista podrá apoyarse en cartografía temática, fotografías aéreas u otras fuentes que considere válidas.

Por último, el analista podrá expresar la extensión del daño en términos de número de pies afectados. Con este fin se podrán atender a las disposiciones dadas al respecto en el marco del criterio de cuantificación C7.

## **Anexo 3. El Modelo de dispersión atmosférica ALOHA**

### *Objetivos, alcance y limitaciones*

ALOHA estima zonas de riesgo de forma gráfica. Este mapa de riesgo se construye atendiendo a la toxicidad de una sustancia concreta que es preseleccionada o introducida directamente por el usuario. De esta manera, el programa es capaz de calcular la dispersión de determinado contaminante en el aire, dependiendo de cómo varía su concentración y de la proporción en que dicha concentración supera los niveles de referencia de toxicidad de la sustancia.

ALOHA también permite calcular la concentración del compuesto en un punto fijando la distancia al foco y el ángulo con respecto a la dirección del viento. Esto lo simula utilizando un modelo de dispersión Gaussiano para gases neutros, si bien el programa también es capaz de modelizar la dispersión de gases densos.

De conformidad con las previsiones técnicas antes expuestas, el programa es capaz de modelizar varios escenarios accidentales: nubes de gases tóxicos, BLEVE (explosiones de vapor que expanden líquidos en ebullición), incendios en chorro, explosiones de nubes de vapor, incendios en balsas y áreas inflamables. En este contexto, ALOHA evalúa igualmente diferentes tipos de peligro: toxicidad, inflamabilidad, radiación térmica y sobrepresión.

En consonancia con cada tipo de escenario accidental, el modelo permite elegir entre cuatro posibilidades de las que dependerá el tipo de escenario accidental al que dé lugar el suceso iniciador. Estas son directa, charco, tanque y tubería. Un aspecto interesante del programa es que ALOHA calcula el caudal de fuga y la eventual dispersión de la nube tóxica cuando el escenario accidental parte de un tanque o de una tubería.

La utilidad principal de los resultados que se obtienen de ALOHA en el contexto de la evaluación del daño que propugna la normativa de responsabilidad medioambiental es la superposición de esta salida gráfica o mapa de riesgo (isoconcentraciones) con un soporte cartográfico permitiendo, con ello, estimar la cantidad de recurso potencialmente afectado (superficie de suelo o de agua, de hábitat o número de individuos de determinada especie). Esta cantidad podrá ser posteriormente volcada en MORA para la identificación de la medida de reparación (primaria, compensatoria y/o complementaria) más conveniente y la estimación del consiguiente coste de reparación primaria que se tendrá en cuenta, junto con la previsión del coste de las medidas de prevención y de evitación correspondiente, para la estimación de la cobertura de garantía financiera obligatoria.

Todo modelo de simulación tiene asociado una serie de limitaciones para su funcionamiento. En este sentido, el modelo ALOHA no es una excepción. En consonancia, este despliega un cuadro de aviso al inicio de cada simulacro recordando que el programa no obtiene un resultado óptimo cuando la velocidad del viento es muy baja (menor que 3 millas/h), las condiciones atmosféricas muy estables, cuando el viento cambia de dirección y la orientación del terreno afecta en dicho cambio, y cuando existe dispersión de contaminación cerca del foco emisor. Del mismo modo, el modelo no incorpora sobre los resultados de la simulación de la pluma de contaminación los efectos de los subproductos que puedan aparecer por reacciones químicas, incendios y explosiones; ni los efectos de las partículas, de las mezclas o de cualquier elemento tóxico de la nube, incluidos los efectos que pudieran provocar las irregularidades del terreno.

ALOHA tampoco predice el comportamiento de la nube tóxica una hora después del episodio accidental y a más de 10 km de distancia del foco emisor. Del mismo modo, en caso de gases densos, ALOHA asume que la altura del foco emisor es de 0 metros.

### *Variables de entrada*

Una de las ventajas que ofrece ALOHA es que los datos de entrada que demanda el modelo son relativamente fáciles de obtener. A continuación se ilustra el ejemplo que incorpora el propio asistente del programa, habiendo introducido las modificaciones oportunas para adaptar el caso práctico al contexto español, a fin de clarificar todo lo posible la secuencia de pasos que debería seguir el usuario a la hora de utilizar este modelo de dispersión atmosférica.

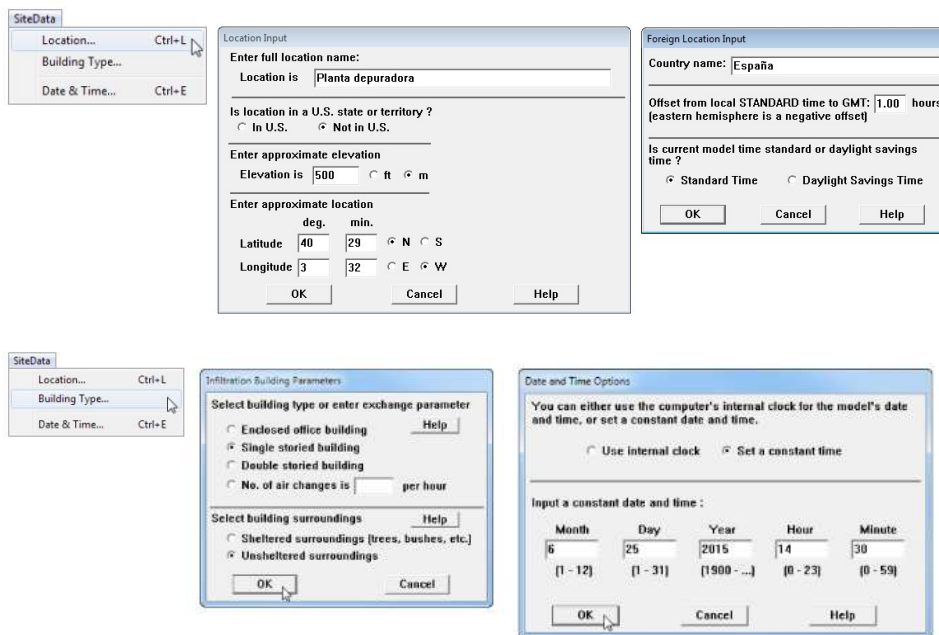
El escenario que servirá de ejemplo consiste en una dispersión de una nube tóxica de gas a partir de una planta de tratamiento ficticia ubicada en un polígono industrial, para cuya ubicación se ha tomado un punto cualquiera ubicado a 3 kilómetros de un núcleo urbano.

La planta utiliza tanques de cloro de 1 tonelada para el proceso de tratamiento del agua con un diámetro de 0,76 m (0,23 pies) y una longitud de 2,07 m (6,8 pies). La operación de mayor riesgo en la planta es el cambio de estos tanques de cloro. Esta operación se realiza sólo durante las horas del día con luz natural, dígase un 22 de junio a las 2:30 p.m. El escenario accidental se produce durante el traslado del contenedor al edificio, momento en el que comienza a filtrarse la sustancia química a través de una válvula ubicada en el centro de uno de los extremos del contenedor (esta válvula es de media pulgada de diámetro). El tanque contiene una tonelada de cloro cuando comienza a filtrarse.

La Agencia Española de Meteorología ha proporcionado las condiciones meteorológicas en la zona: velocidad del viento de 8,04 km/h (5 millas/h) desde el sur (medida a una altura de 10 metros), cielo tres décimas cubierto, temperatura del aire de 22,2°C (72°F) y 50 por ciento de humedad relativa. No se prevé inversión de bajo nivel.

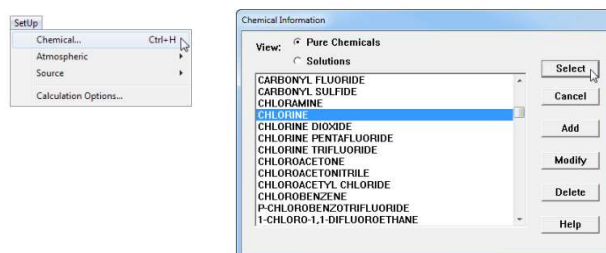
En línea con los datos expuestos, el modelo solicita datos sencillos sobre el emplazamiento (elevación y coordenadas), el tipo de edificio donde ha tenido lugar el accidente (para el cálculo de la tasa de infiltración en el interior), y el huso horario y el momento cuando dicho accidente se produce (con objeto de, en una fase posterior, determinar la clase de estabilidad, la insolación y la presión atmosférica que afectará a la modelización de la nube tóxica). La introducción de toda esta información se haría conforme se muestra en la Figura 1.





**Figura 1.** Introducción de parámetros sobre la localización y las características de la instalación, y aspectos temporales (fecha y hora). Fuente: elaboración propia a partir de ALOHA.

A continuación el usuario debe introducir el agente químico involucrado en el accidente, para lo que el modelo cuenta con una base de datos de aproximadamente 1000 compuestos químicos y algunas soluciones muy comunes en el sector químico (amoníaco, ácido hidrocloreídrico, ácido hidrofúorídrico, ácido nítrico y oleum), para las que el usuario debe definir su porcentaje en peso (%). En caso de que la sustancia no esté entre las incluidas en el base de datos que incorpora el modelo por defecto, el usuario deberá introducir manualmente los datos fisicoquímicos que solicita la herramienta a partir de la consulta de bases de datos de agentes químicos tales como DIPPR (Design Institute for Physical Properties) del Global Home of Chemical Engineers (AIChE)<sup>51</sup>. A efectos de este caso práctico, se ha tomado como referencia el cloro (*chlorine*) como agente causante del daño (Figura 2)



**Figura 2.** Introducción del agente químico involucrado en el accidente en ALOHA. Fuente: ALOHA.

Posteriormente, el modelo requiere de nueve parámetros atmosféricos básicos que pueden ser seleccionados entre un rango de opciones o ser introducidos directamente por el usuario (Figura 3; **Error! No se encuentra el origen de la referencia.**). En función de los parámetros meteorológicos que han sido introducidos, ALOHA selecciona automáticamente la clase de estabilidad atmosférica más apropiada. En todo caso el usuario siempre puede cambiar la

<sup>51</sup> <https://www.aiche.org/dippr>

selección que ALOHA hace por defecto para simular condiciones especiales de estabilidad atmosférica.

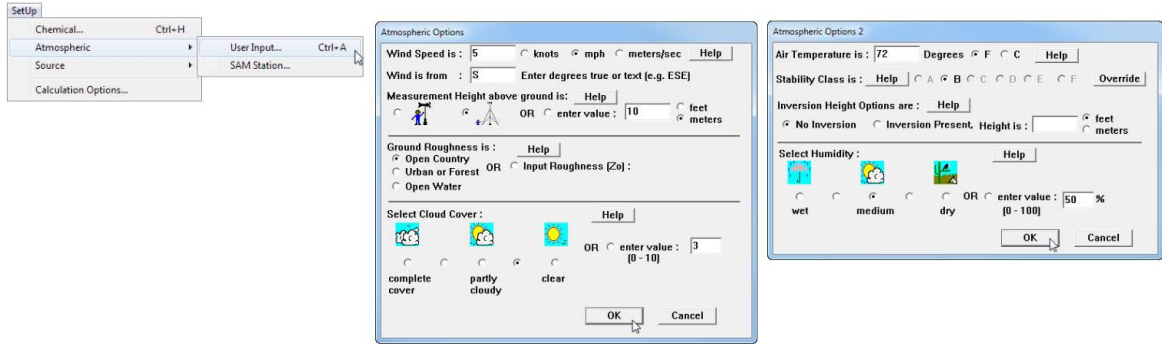


Figura 3. Introducción de parámetros atmosféricos. Fuente: ALOHA.

El usuario puede elegir entre cuatro fuentes de peligro de las que dependerá el tipo de escenario accidental al que dé lugar el suceso iniciador. Estas son fuente directa, charco, tanque y tubería de gas (Figura 4 y Figura 5). Para tanques o tuberías, ALOHA calcula el caudal de fuga y la eventual dispersión de la nube tóxica.

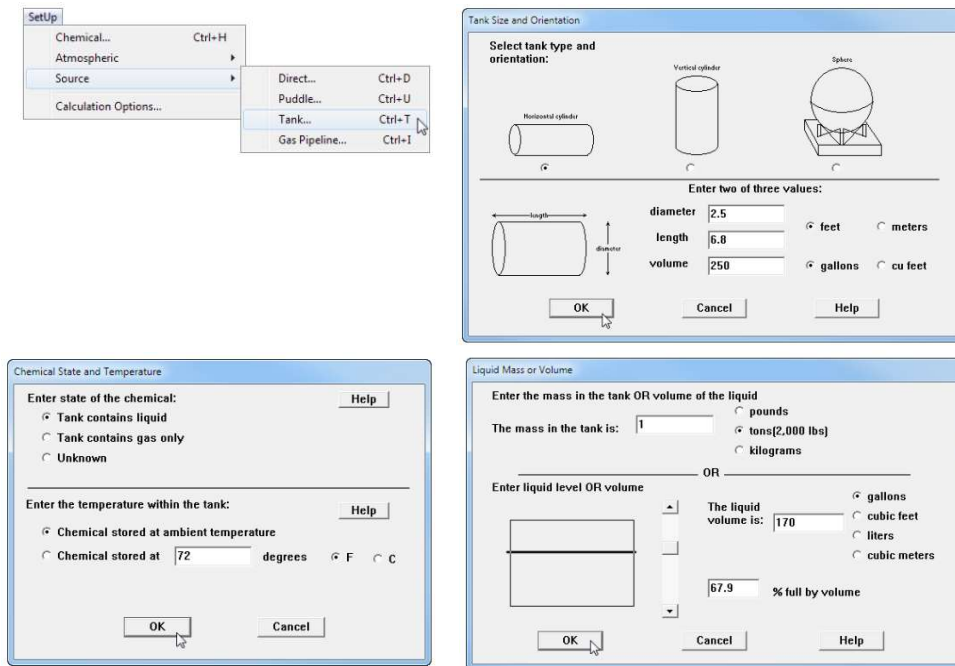


Figura 4. Introducción de parámetros relativos a la fuente de peligro (I). Fuente: ALOHA.

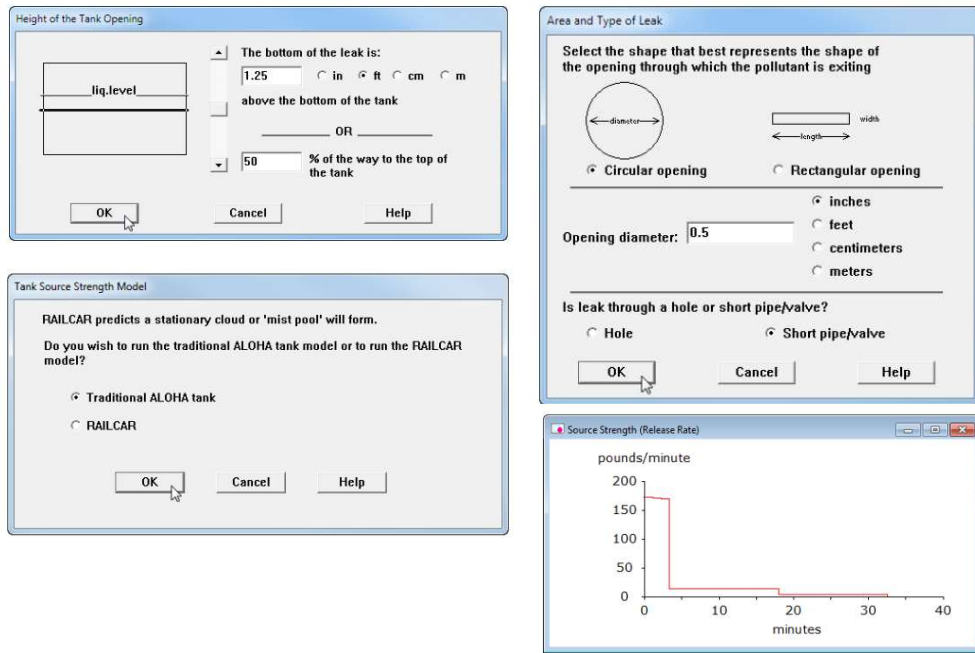


Figura 5. Introducción de parámetros relativos a la fuente de peligro (II). Fuente: ALOHA.

ALOHA requiere que el usuario configure el modelo de dispersión aplicado a la nube tóxica, pudiendo seleccionar entre una dispersión gaussiana, otro algoritmo dirigido a gases densos o que el programa elija una opción entre las dos anteriores, según la información que ha sido previamente suministrada al sistema. La Figura 6 ilustra las pantallas donde el usuario deberá tomar esta decisión.

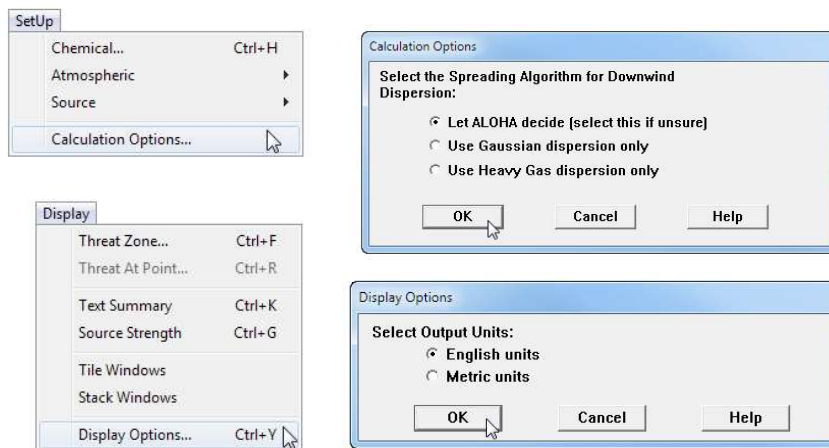
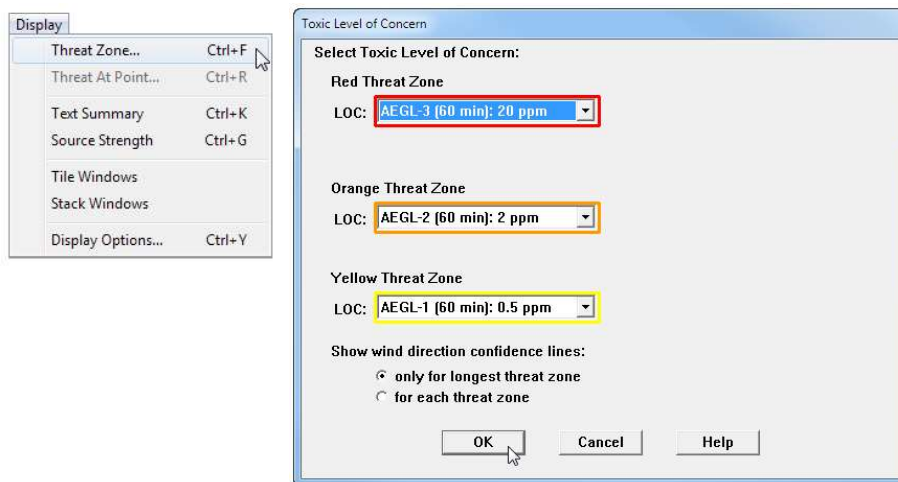


Figura 6 Introducción de parámetros relativos al modelo de dispersión de la nube tóxica. Fuente: ALOHA.

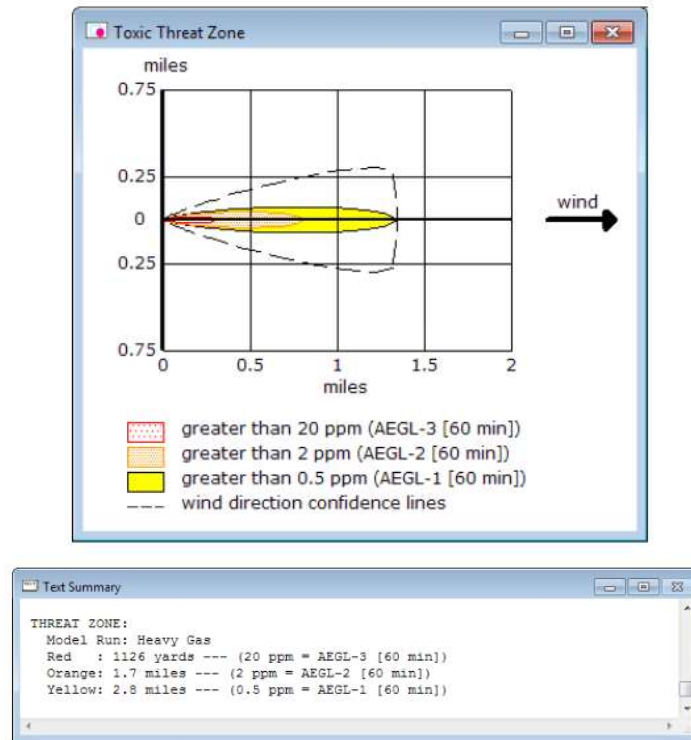
### Ejemplo de salida gráfica

A continuación el usuario debe introducir la información necesaria para configurar la zona de amenaza de la nube tóxica y que el programa pueda generar la salida gráfica de lo que sería una visión longitudinal de su superficie hipotética. La información requerida por el modelo y la salida gráfica resultante se representan en las Figuras 7 y 8.

La liberación ficticia de cloro sobre la que se basa este ejemplo se representaría mediante una zona de riesgo tóxico donde se distinguen tres niveles de intensidad (líneas roja, naranja y amarilla) que indican los diferentes umbrales o límites de concentración de la sustancia a partir de cada cual una exposición al agente químico podría dañar a los seres vivos que lo respiren durante un tiempo definido. La pluma de contaminación atmosférica representa cómo la concentración del agente químico se va reduciendo a medida que la nube tóxica se va dispersando a favor de la dirección del viento (línea negra discontinua). Más específicamente, la línea roja establece el perímetro hasta el cual la concentración de la sustancia en la nube tóxica se prevé igual o superior a 20 ppm; la línea naranja representa una concentración límite de 2 ppm y el área de color amarillo representa un umbral de concentración de 0,5 ppm; todo ello, bajo un tiempo de exposición de 60 minutos y en consonancia con la dirección dominante del viento. ALOHA denomina a estos tres umbrales de concentración *Toxic Levels of Concern* (LOCs) y la dirección del viento *Wind Direction Confident Lines*. Estos LOC equivalen a los CTD (Curvas de Distribución de la Toxicidad) a los que se refiere el Reglamento que desarrolla parcialmente la Ley 26/2007, de 23 de octubre.



**Figura 7** Introducción de parámetros relativos a los niveles de intensidad de la nube tóxica (I). Fuente: ALOHA.



**Figura 8.** Introducción de parámetros relativos a los niveles de intensidad de la nube tóxica (II). Fuente: ALOHA.

El primer nivel de exposición que ALOHA representa de color rojo (AEGL-3) es un umbral donde el daño puede ser letal al menos para alguno de los individuos expuestos al agente químico. El segundo nivel de color naranja (AEGL-2) es un umbral a partir del que se prevé un deterioro relevante. Finalmente, el tercer nivel de color amarillo (AEGL-1) corresponde a un umbral de efecto leve. Estos tres niveles de exposición que el programa ofrece por defecto (de colores rojo, naranja y amarillo, respectivamente) no se corresponden exactamente con los tres niveles de intensidad –agudo, crónico y potencial– a los que se refiere la normativa de responsabilidad medioambiental (artículo 24.2 de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, y artículo 2e del Reglamento que la desarrolla parcialmente), en función de los cuales –y junto a la consideración de la extensión de los daños potenciales y su temporalidad– deberá calcularse la cuantía de garantía financiera. En este contexto el analista podría proceder de dos formas para estimar la intensidad de un daño asociado a un escenario accidental: utilizar los umbrales que ALOHA ofrece por defecto, tomando el umbral de concentración más exigente y adoptando, con ello, una postura pesimista de cautela en cuanto a la hipotética extensión y severidad de los daños de la nube tóxica. Un ejemplo sería adoptar “el peor caso posible” y considerar una extensión máxima de la nube tóxica (color amarillo) asumiendo un nivel de intensidad agudo y/o letal en toda su superficie en las especies sensibles al agente causante del daño. Esta primera opción iría en consonancia con la flexibilidad que otorga el Reglamento que desarrolla parcialmente la Ley 26/2007, de 23 de octubre, para cuantificar el daño asociado a un escenario accidental, frente a la cuantificación de daños ya consumados en los que la toma y análisis de muestras en el lugar afectado reduce de forma significativa la incertidumbre asociada al comportamiento del agente contaminante en el medio receptor. Una segunda opción es que el usuario modifique e introduzca a mano los valores asociados a los tres niveles de intensidad que el programa introduce por defecto y denomina AEGL-1 AEGL-2 y AEGL-3, respectivamente. Esta segunda opción basada en introducir manualmente los umbrales de daño correspondientes (y equivalentes a los niveles de

intensidad agudo, crónico y potencial) sería idealmente la más adecuada, si bien depende de que exista información disponible y suficiente sobre los diferentes niveles de contaminación del agente químico implicado en el accidente. También en este supuesto, ante la falta de información y en consonancia con el Principio de Precaución, se recuerda la posibilidad de adoptar una visión “pesimista” del escenario accidental y extender a toda la pluma de contaminación (hasta la zona de influencia AEGL-1) la previsión de una severidad de daños propia de un nivel agudo o letal (AEGL-3).

Otro aspecto a tener en cuenta es que los umbrales de contaminación que ofrece ALOHA por defecto están referidos a los efectos del agente químico sobre la salud humana cuando la sustancia es inhalada en estado gaseoso. Esto no impide que el usuario introduzca los valores que desee referentes a los umbrales de toxicidad o CTD de las especies animales –o vegetales– presentes en la zona (que estuvieran expuestas al agente contaminante en estado gaseoso) y modelizar la nube tóxica para los recursos naturales cubiertos por la Ley 26/2007, de 23 de octubre, que se vieran expuestos al agente causante del daño de la nube tóxica por un tiempo determinado.

Una vez construido el mapa de riesgo en ALOHA, esta pluma de contaminación atmosférica puede trasladarse a un mapa haciendo uso del programa MARPLOT (ver captura de pantalla inferior izquierda que se muestra en la Figura 9) o ser exportado como un archivo con extensión “.kml” a *Google Maps* o *Google Earth Pro* (ver captura de pantalla de la derecha inferior de la Figura 9).

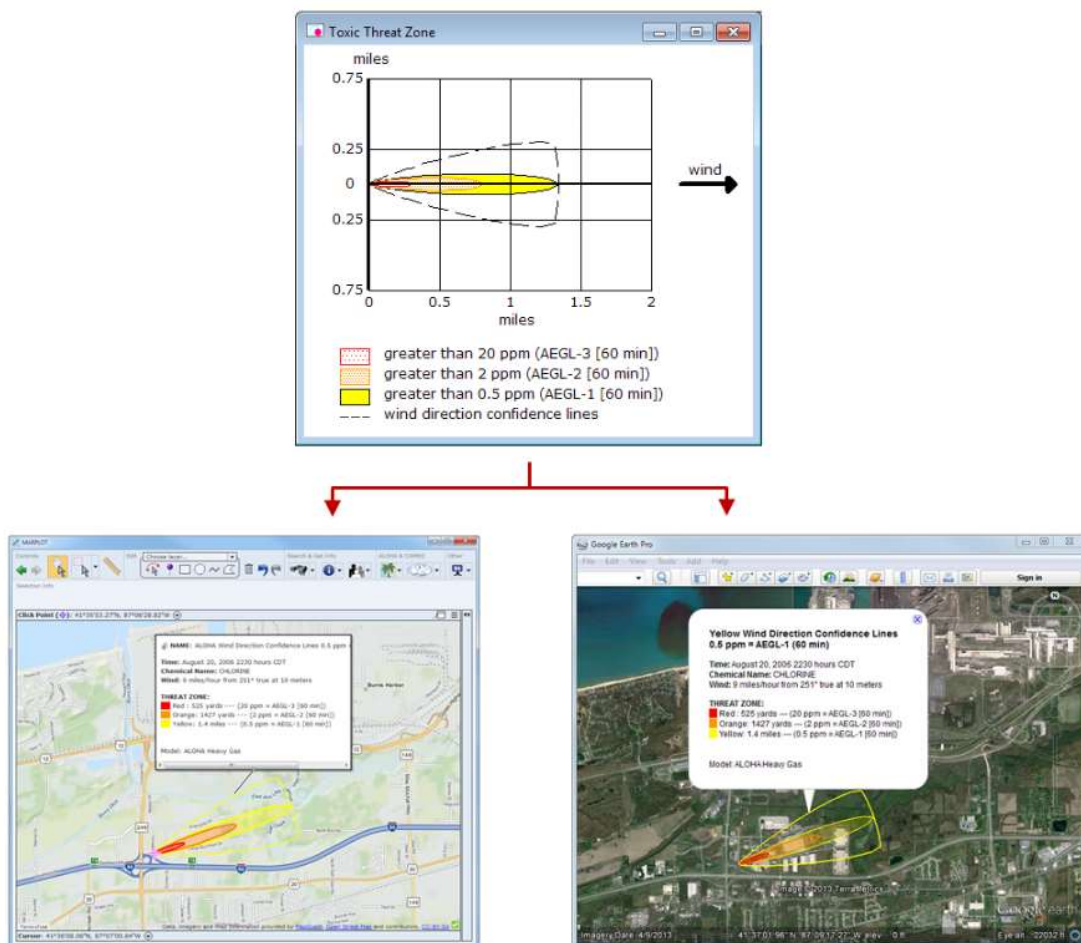


Figura 9. Representación de salida gráfica sobre superficie cartográfica. Fuente: ALOHA.

Este ejemplo se resume en la Tabla 5. **Error! No se encuentra el origen de la referencia.** siguiendo el esquema que se presenta en las recomendaciones sobre modelos de dispersión a utilizar para las diferentes combinaciones agente - recurso.

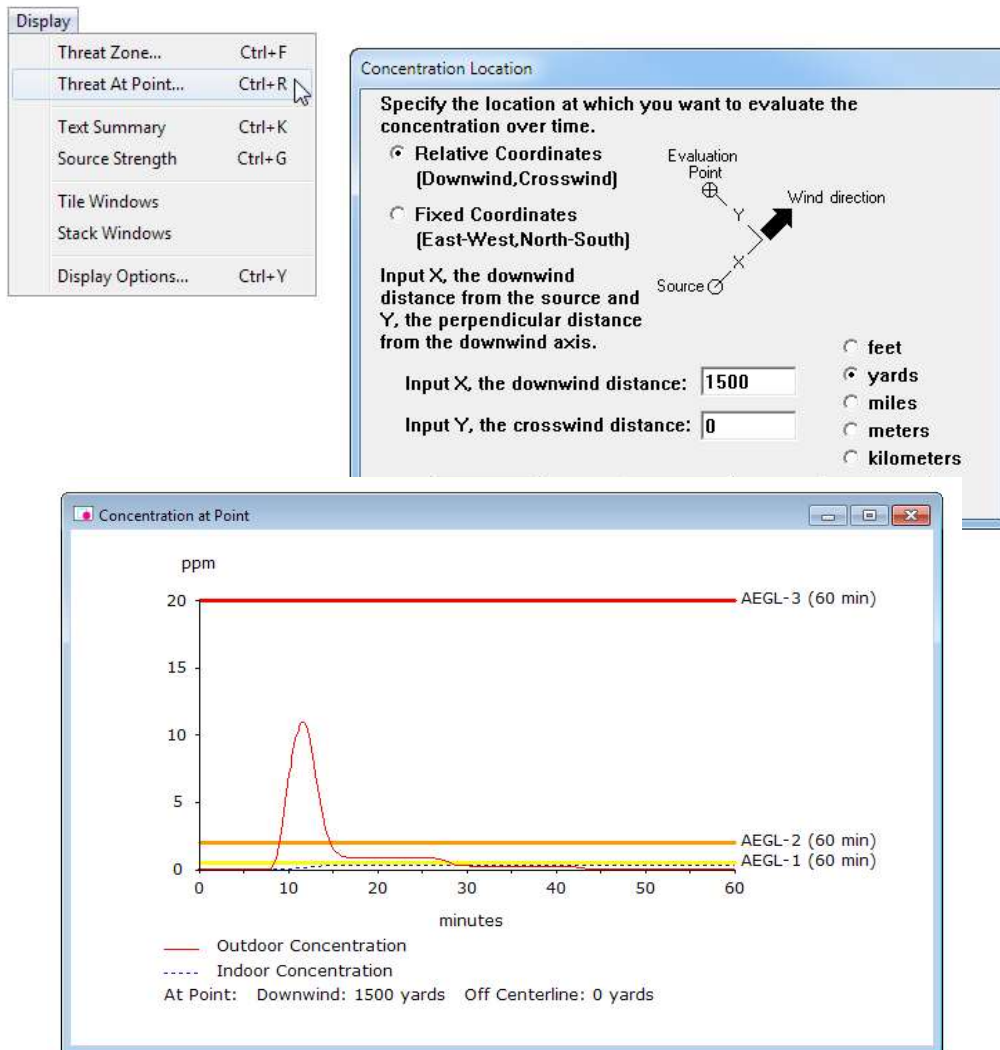
Tipo de dato	Dato	Valor	ud.	Fuente
Entrada	Localización:			
	Nombre de instalación	Planta depuradora	No aplica	Operador
	País	No en EE.UU.	No aplica	Operador
	Altitud	500	metros	Operador
	Latitud y longitud	40 29 3 32	norte (N) oeste (W)	Operador
	Tipo de edificio	Single storied building	No aplica	Operador
	Presencia/ausencia de cubierta en los edificios del entorno	Un sheltered buildings	No aplica	Operador
	Día y hora	25-10-2015 / 14:30	Día y hora	Operador
	Agente químico causante del daño	Chlorine	No aplica	Operador
	Opciones atmosféricas:			
	Velocidad del viento	5,00	metros/hora	Operador
	Procedencia del viento	South	grados (sur)	Operador
	Altura del foco emisor por encima del suelo	-	metros	Operador
	Cobertura del suelo (cielo abierto/ urbana o forestal/ agua)	Open country	No aplica	Operador
	Nubosidad (cobertura total/partly/ clear)	partly - clear	No aplica	Operador
	Temperatura	72,00	Fahrenheit	Operador
	Inversión térmica (Si/ No)	No	metros	Operador
	Humedad	Media (50)	%	Operador
	Tipo de fuente (directa/ fuente/ estanque/ tubería):	Tank	No aplica	Operador
	Diámetro y altura	2,5 / 6,8	pies	Operador
	Contenido (líquido/gas)	Liquid	No aplica	Operador
	Temperatura de almacenamiento (ambiental/ específica)	ambient	Fahrenheit	Operador
	Masa almacenada	1,00	tonelada	Operador
	Volumen de líquido almacenado	67,90	%	Operador
	Nivel de llenado (mayor o menor del 50%)	1,25	feet	Operador
	Selección por defecto del modelo tradicional de tanque	Traditional	No aplica	Operador
	Planta circular o cuadrada	Circular	No aplica	Operador
	Diámetro de planta	0,50	Inches	Operador
	Fuga a través de agujero o tubería/válvula corta	Short pipe	No aplica	Operador
	Tasa liberación		[Masa/T]	Operador
	Nivel de toxicidad AEGL-3 (CTD) - Red threat zone	20,00	ppm	ALOHA/ operador
	Nivel de toxicidad AEGL-2 (CTD) - Orange threat zone	2,00	ppm	ALOHA/ operador
	Nivel de toxicidad AEGL-1 (CTD) - Yellow threat zone	0,50	ppm	ALOHA/ operador
Salida	Representación de la dirección del viento (wind direction)	Only for longest threat zone	No aplica	ALOHA
	Longitud y representación gráfica del área que supera el umbral de contaminación AEGL-3	Salida gráfica	yardas	ALOHA
	Longitud y representación gráfica del área que supera el umbral de contaminación AEGL-2	Salida gráfica	yardas	ALOHA
	Longitud y representación gráfica del área que supera el umbral de contaminación AEGL-1	Salida gráfica	yardas	ALOHA
Introducir en MORA	Superficie afectada de cada especie (especies vegetales)	Especie n	ha	Operador

**Tabla 5.** Muestra de datos de entrada y de salida para la utilización del Modelo de dispersión atmosférica ALOHA.

**Otras funcionalidades de ALOHA: estimación de concentraciones del agente causante del daño**

ALOHA también permite calcular la concentración de una sustancia química en un punto (en el exterior y en el interior de la instalación), fijando la distancia al foco y el ángulo con respecto a la dirección del viento.

Con el fin de ilustrar esta función del programa, se asume la existencia de un punto de interés desde el punto de vista de los recursos naturales cubiertos por la Ley 26/2007, de 23 de octubre, –asúmase, por ejemplo, la presencia de una especie vegetal sensible y sujeta a un régimen específico de protección– a 1,37km (1500 yardas) del foco de contaminación, esto es, la planta de tratamiento de aguas en la que se inspira el ejemplo anterior. Sobre esta base, el usuario procedería a cumplimentar la información que requiere el modelo conforme se muestra en la Figura 10.



**Figura 10.** Estimación de la concentración del agente causante del daño sobre un punto ubicado a una distancia relativa al foco de contaminación. Fuente: ALOHA.

La Figura 10 muestra el gráfico de dos ejes que ALOHA construye para representar la evaluación de la concentración (ppm) en el punto de interés ubicado a 1,37 km de la instalación o foco de contaminación durante la hora posterior a la formación de la nube tóxica (minutes). En primer lugar se dibujan las líneas continuas y planas relativas a los respectivos umbrales de contaminación AEGL-3 (roja), AEGL-2 (naranja) y AEGL-1 (amarilla). Por otro lado, se superponen las líneas relativas a la estimación de la concentración prevista a nivel del suelo fuera de la instalación (línea curva fina de color rojo) y en el interior de una instalación tipo igual que la que se ha señalado en una fase preliminar relativa al foco de contaminación. La previsión de la variación de la concentración en el interior de una instalación ubicada a 1,37km del foco de contaminación que representa la línea azul discontinua servirá de utilidad al usuario en los casos en los que se desee evaluar la significatividad del daño que una nube tóxica puede generar a la salud humana cuando existan instalaciones de interés tales como zonas residenciales, viviendas y escuelas próximas a una fuente de contaminación.



A la vista de lo anterior ALOHA predice que la nube tóxica llegaría al punto de interés (ubicado a 1,37km) en aproximadamente 7 minutos, momento en el que la línea roja empieza a elevarse de forma pronunciada. Obsérvese que la concentración en el interior de una instalación hipotética ubicada a 1,37 km de la planta de depuración se mantiene mucho más baja y estable que la concentración en el exterior, asumiendo que las puertas y ventanas se mantienen cerradas. En relación con los daños a los recursos naturales, puede concluirse que ALOHA predice que la concentración en el exterior excedería aproximadamente durante 5 minutos la concentración relativa al nivel AEGL-2 (LOC o CTD de color naranja) para este escenario, mientras que el nivel de concentración AEGL-1 (LOC o CTD de color amarillo) excedería este umbral durante un tiempo estimado de 20 minutos.

Cuando se utilice ALOHA en la cuantificación y evaluación de posibles daños generados a los recursos naturales y a la salud humana, el usuario debe asegurarse que se toman todos los umbrales de concentración que reflejen el riesgo o peligro potencial al que pueden estar expuestos los diferentes receptores. La motivación de lo anterior se debe a que el analista debe ser lo suficientemente prudente en la interpretación de los resultados, siendo mejor orientar la toma de decisiones desde el lado de la prudencia y adoptando una visión conservadora a fin de evitar la subestimación del riesgo.

Una vez finalizado el trabajo de simulación, el modelo proporciona finalmente una ventana con un Resumen de texto como el que se presenta en la Figura 11 a continuación.

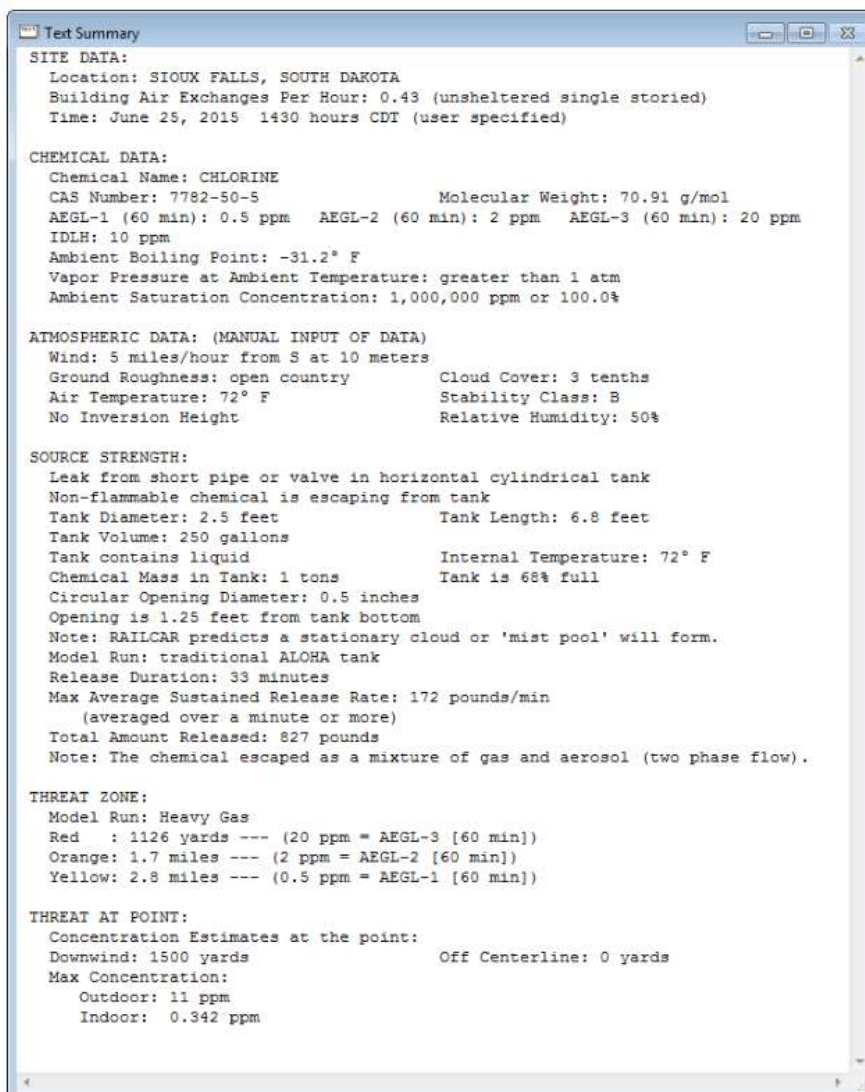
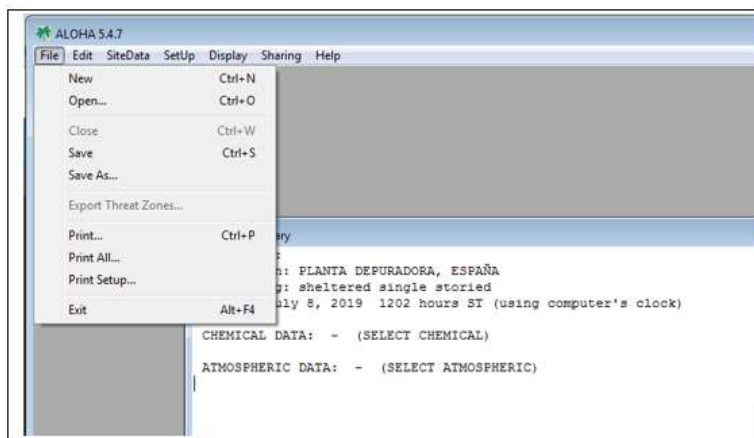


Figura 11. Ficha resumen del caso práctico 1. Fuente: ALOHA.

ALOHA ofrece al usuario la posibilidad de grabar la información introducida para simular el escenario y los resultados pertinentes en una extensión de archivo generada por el programa, archivo que el usuario podrá recuperar y abrir posteriormente. La función de grabar el ejercicio de simulación y de salir del programa se encuentran en el menú principal, tal como se muestra en la Figura 12.



**Figura 12.** Funciones para grabar información del escenario y salir del modelo ALOHA. Fuente: elaborado a partir de ALOHA.

### *Cuadro resumen de Ejemplo 2*

Para un mayor poder ilustrativo de la funcionalidad de ALOHA, se incluye otro cuadro resumen con los resultados de un segundo ejercicio de simulación generado para una liberación de Benceno (gas pesado) debido a una fuga producida en un depósito mayoritariamente horizontal (tanque cilíndrico) y sin haberse producido una atmósfera explosiva o incendio. Adicionalmente se ha simulado la concentración en un punto ubicado a 0,108 Km (119 yardas) del foco de contaminación.

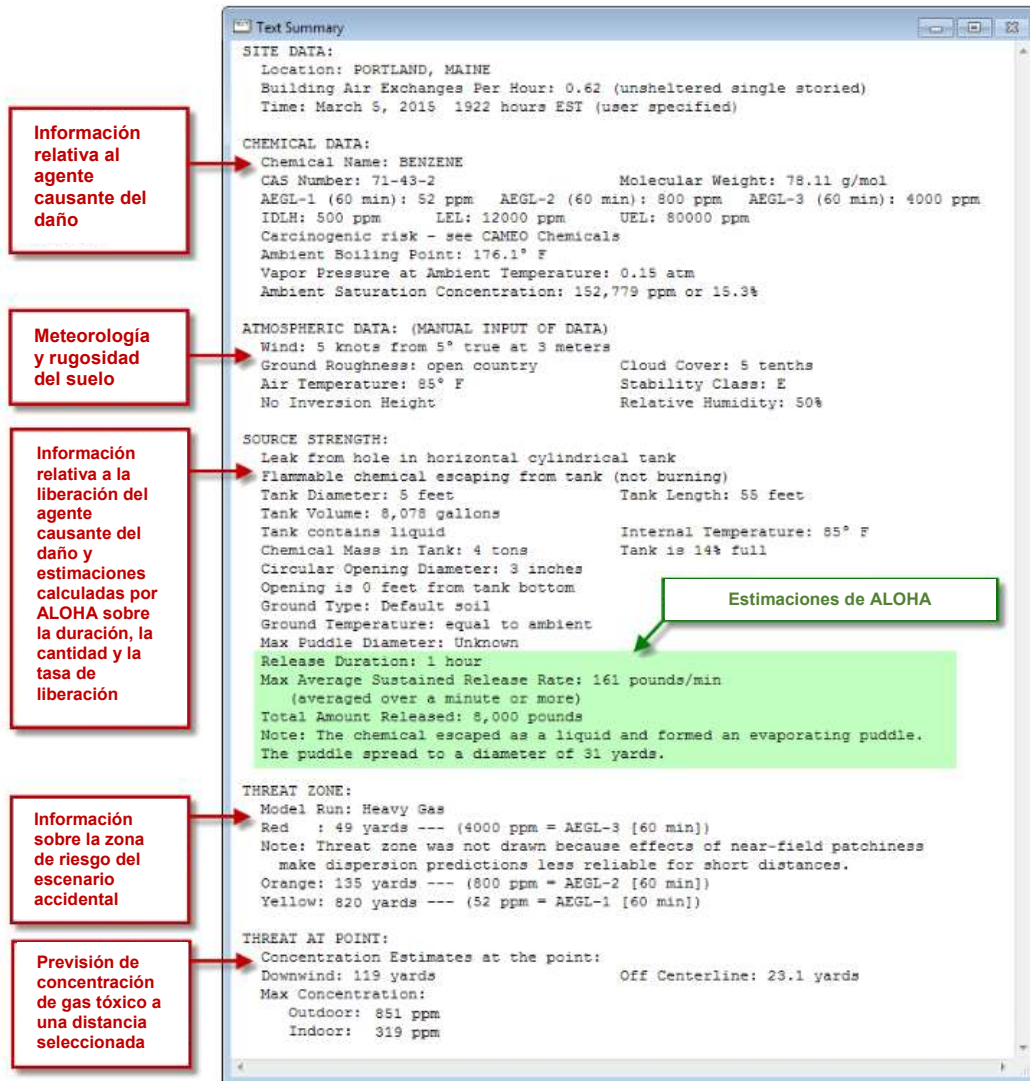


Figura 13. Ejemplo adicional de ficha resumen. Fuente: ALOHA.

*Hipótesis adoptadas sobre la base de los resultados del Modelo ALOHA para la evaluación de daños por contaminación atmosférica a las especies vegetales y la determinación de posibles medidas de reparación*

Como se ha indicado, la limitación principal para evaluar los daños ocasionados por la contaminación atmosférica, ya sean nubes tóxicas o partículas en suspensión, es la falta de información relativa a los umbrales de ecotoxicidad (CTD) para las especies vegetales relativos a una sustancia química y tiempo de exposición determinados. Las especies vegetales son precisamente el recurso natural más expuesto a este tipo de contaminación atmosférica, razón por la que se han adoptado una serie de hipótesis a fin de que los resultados obtenidos de cara a la evaluación de la significatividad de los daños sean más concluyentes y minimizar el esfuerzo técnico de aplicar modelos de difusión. Con este fin y con carácter general, se ha descartado el empleo de un modelo de dispersión específico que simule el transporte de las partículas atmosféricas, considerando adecuado el uso del Modelo ALOHA para simular el comportamiento de una nube tóxica y aprovechar su resultado para asumir una serie de postulados que permitan evaluar los daños en el caso de que exista riesgo de contaminación por deposición húmeda y/o seca de partículas en suspensión. Estas recomendaciones también ofrecen al operador algunas pautas que le facilitarán el establecimiento de posibles medidas de reparación dirigidas a las especies vegetales que puedan verse afectadas por episodios de contaminación atmosférica.

Las hipótesis que se proponen a continuación hacen uso de la información que genera ALOHA y se consideran una solución a la situación actual ante la escasez de cierta información para la elaboración de los análisis de riesgos medioambientales de conformidad con lo dispuesto en los artículos 33 y 34 del Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre. Estos supuestos se adoptan asumiendo el hecho de que no existe información sobre los umbrales de toxicidad (CTD) de contaminación atmosférica en especies vegetales:

- i. En el caso de que la nube tóxica alcance una masa de vegetación natural, se propone emplear los umbrales de toxicidad (AEGL) que el Modelo ALOHA ofrece por defecto para la salud humana. Esta asunción permite evaluar el riesgo mediante la extrapolación de los efectos ocasionados sobre la salud humana a los efectos potenciales que pudieran experimentar los recursos naturales expuestos a determinada concentración de agente químico atmosférico. Se trata de un postulado conservador, en sintonía con el Principio de Precaución, en la medida en que los umbrales de toxicidad atribuidos a la salud humana son muy exigentes en cuanto a la tolerancia a la exposición de las personas a diferentes concentraciones de agentes contaminantes; niveles de concentración que pueden atribuirse a una intensidad de tipo aguda, crónica o potencial, respectivamente, según el caso (AEGL-3, AEGL-2, AEGL-1). Esta solución podrá adoptarse una vez se genere la salida gráfica de la pluma de contaminación mediante el Modelo ALOHA (ver apartado 5.2.1.2), haciendo uso de los umbrales de toxicidad (referentes a la salud humana) que dicha herramienta proporciona por defecto. De esta manera y siguiendo el Principio de Precaución, podría considerarse que existe afección a una extensión determinada de masa de vegetación natural si ésta se encuentra al menos en la pluma de contaminación delimitada dentro del nivel de intensidad AEGL-1. Siguiendo el mismo criterio, podrían atribuirse diferentes niveles de intensidad (agudo, crónico y potencial) a la superficie vegetal afectada por la pluma de contaminación en un escenario de riesgo determinado a partir de los resultados obtenidos de modelizar la pluma de contaminación para los umbrales AEGL-3, AEGL-2, AEGL-1.
- ii. Una vez ALOHA genera la salida gráfica de la pluma de contaminación que hace posible establecer la extensión, intensidad y temporalidad de los daños atribuidos a las especies vegetales en un escenario accidental (ver apartado 5.2.1.2), se proponen las siguientes

alternativas para determinar las medidas de reparación en el caso de que se considere que existe un daño significativo sobre las especies vegetales.

- a. Proponer la recuperación natural como medida de reparación primaria. En un escenario accidental donde se prevé la reversibilidad de los daños ocasionados a la masa vegetal, puede argumentarse que, ante la desproporción que supondría la posible retirada y posterior plantación de los pies supuestamente afectados, podría resultar adecuada la recuperación natural. Esta opción es factible en el caso de que se presuma que la afección de la nube a los pies afectados no ha supuesto la muerte de los individuos y que estos se recuperarán pasado un tiempo. Por último, las labores de revisión y control que en su caso deberían realizarse permitirían recopilar información actualmente no disponible sobre los efectos de las nubes tóxicas sobre la vegetación natural.
- b. Proceder a la retirada y posterior plantación de la superficie de masa vegetal cuyos pies han sido afectados de forma no recuperable. Nótese que la intensidad prevista del daño debe ser letal para que un episodio de contaminación atmosférica de la nube tóxica, ya sea en forma gaseosa y/o por deposición de partículas en suspensión, dé lugar a la muerte de al menos el 50 por ciento de los individuos. Este criterio debe tomarse con extrema cautela habida cuenta de la elevada intervención que su aplicación supone y de su relación coste-beneficio, muy especialmente cuando una eventual nube tóxica afecta a un bosque maduro. En este escenario el operador no debe pasar por desapercibido el tiempo en el que la reparación primaria surtiría efecto hasta que los nuevos pies crezcan y alcancen el mismo estado de madurez que tenían aquellos que han sido trasplantados; tiempo de espera que en cualquier caso habría de materializarse con la aplicación de una medida de reparación compensatoria. Ahora bien, esta medida de reparación compensatoria no entraría con carácter obligatorio en el cálculo de la cobertura de la garantía financiera, según el procedimiento de cálculo que se describe en el artículo 33 del Reglamento.
- c. Puede considerarse una situación intermedia entre los extremos que se describen con anterioridad, dependiendo del umbral AEGL o CTD en el que se encuentre la masa de vegetación potencialmente afectada. Partiendo de esta premisa, la intensidad del daño podría extrapolarse a diferentes niveles de intervención en términos de reparación primaria. En otras palabras, la masa que se encuentra dentro del umbral AEGL-1 podría someterse a recuperación natural; la ubicada en el umbral AEGL-3 podría exponerse a la retirada y plantación de la proporción estimada de pies muertos de la masa vegetal; y, por ejemplo, cabría adoptar una solución intermedia para la superficie vegetal expuesta a un nivel de intensidad de daño circunscrito por el umbral AEGL-2.

Los criterios de decisión que se exponen en este apartado se consideran un avance importante en dos sentidos: en primer lugar, ayudan al operador a evaluar si una nube tóxica gaseosa y/o con partículas en suspensión tendrá efectos significativos sobre hábitats próximos; en segundo lugar, se aumenta la cuantía de la garantía financiera al considerar los costes de las labores de revisión y control que se asocian, junto con los costes de consultoría que considera MORA, a la recuperación natural de las especies vegetales afectadas por el daño. Estos criterios constituyen, al menos, una solución parcial al reto de evaluar los daños asociados a un escenario de contaminación atmosférica, permitiendo lidiar con la ausencia de información sobre los umbrales de toxicidad (CTD) referentes a las especies vegetales para una sustancia y tiempos de exposición determinados.

En cualquier caso y con independencia de la alternativa o solución que adopte el operador, su decisión siempre deberá estar suficientemente argumentada sin olvidar la consideración del Principio de Precaución ante situaciones de incertidumbre sobre los efectos que pudiera ocasionar un escenario accidental de contaminación atmosférica.



GOBIERNO  
DE ESPAÑA

MINISTERIO  
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA  
Y EL RETO DEMOGRÁFICO

SECRETARÍA DE ESTADO  
DE MEDIO AMBIENTE

DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD  
Y EVALUACIÓN AMBIENTAL

**COMISIÓN TÉCNICA DE PREVENCIÓN Y REPARACIÓN DE DAÑOS MEDIOAMBIENTALES**