

Prevención y control integrados de la contaminación (IPPC)

Documento de referencia
sobre efectos económicos y cruzados

Documento BREF



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE MEDIO AMBIENTE
Y MEDIO RURAL Y MARINO



Prevención y control integrados de la contaminación (IPPC)

Documento de referencia sobre
efectos económicos y cruzados

Documento BREF



2009

Versión: Julio 2006

Traducción al español realizada por el
Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino

Edita: Centro de Publicaciones
 Secretaría General Técnica
 Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino

ISBN:
NIPO

Depósito Legal:
Imprime: Solana e hijos Artes Gráficas, S. A.

Impreso en papel reciclado al 100% totalmente libre de cloro.

NOTA INTRODUCTORIA

El 1 de julio de 2002 se aprobó la Ley 16/2002 de Prevención y Control Integrados de la Contaminación, que incorpora a nuestro ordenamiento jurídico la Directiva 96/61/CE.

La ley exige un enfoque integrado de la industria en su entorno y el conocimiento por parte de todos los implicados -industria, autoridades competentes y público en general de las Mejores Técnicas Disponibles (MTDs), con el fin de reflejar todos estos aspectos en la Autorización Ambiental Integrada que otorgan las CCAA.

Se establece, en el marco de la Unión Europea, un intercambio de información entre los Estados miembros y las industrias para la elección de estas MTDs que deben servir de referencia común para los Estados miembros a la hora de establecer el objetivo tecnológico de aplicación a las diferentes actividades.

A tal efecto, la Comisión Europea a través de la Oficina Europea de IPPC (European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau), ha organizado una serie de grupos de trabajo técnico que, por epígrafes y actividades, proponen a la Comisión Europea los Documentos de Referencia Europeos de las Mejores Técnicas Disponibles (BREFs).

Los BREF informarán a las autoridades competentes sobre qué es técnica y económicamente viable para cada sector industrial, en orden a mejorar sus actuaciones medioambientales y, consecuentemente, lograr la mejora del medio ambiente en su conjunto.

El Grupo de Trabajo encargado de la valoración de los efectos económicos y cruzados comenzó sus trabajos en el año 2000 y el documento final fue aprobado por la Comisión en Julio de 2006: “*Reference Document on Economics and Cross-Media Effects*”. Está disponible en versión española en la página web del Registro EPER-España (www.eper-es.com) y en versión inglesa, en la web de la Oficina Europea de IPPC (<http://eippcb.jrc.es/pages/FActivities.htm>), así como en la de la Comisión Europea (<http://europa.eu.int/comm/environment/pubs/industry.htm>).

El Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino ha asumido la tarea, de acuerdo con los mandatos de la Directiva IPPC y de la Ley 16/2002, de llevar a cabo un correcto intercambio de información en materia de Mejores Técnicas Disponibles; este documento, en cumplimiento de las exigencias legales, obedece a una serie de traducciones emprendidas por el Ministerio de Medio Ambiente sobre documentos BREF europeos.

Se pretende dar un paso más en la adecuación progresiva de la industria española a los principios de la Ley 16/2002, cuya aplicación efectiva debe conducir a una mejora del comportamiento ambiental de las instalaciones afectadas, que las haga plenamente respetuosas con el medio ambiente.

RESUMEN EJECUTIVO

El presente documento se ha concebido principalmente para ayudar a determinar las mejores técnicas disponibles (MTD) según la Directiva 96/61/CE relativa a la prevención y al control integrados de la contaminación (IPPC) [20, Comisión Europea, 1996]. El concepto de MTD establecido en la Directiva IPPC tiene en cuenta los probables costes y beneficios de las medidas a tomar y pretende proteger el medio ambiente en su conjunto para evitar crear problemas ambientales nuevos y más peligrosos al resolver otros. En general, las MTD vienen determinadas por los grupos interesados (grupos de trabajo técnicos, GTT) y se estructuran en una serie de documentos de referencia sobre MTD llamados BREF. Las MTD descritas en los BREF sirven de punto de referencia para evaluar las condiciones de concesión de permisos basados en las MTD o el establecimiento de normas vinculantes en virtud de lo que prevé el apartado 8 del artículo 9.

El apartado 4 del artículo 9 obliga a basar en las MDT las condiciones de concesión de los permisos, pero teniendo en cuenta las características técnicas de la instalación en cuestión, su ubicación geográfica y las condiciones ambientales locales. Por otro lado, el considerando 18 deja que sean los Estados miembros quienes decidan cómo han de ser tenidas en cuenta las condiciones locales. Cuando deba determinarse qué opción proporciona el mayor nivel de protección ambiental según las condiciones locales, las metodologías de «efectos cruzados» descritas en este documento también pueden servir de ayuda.

En este documento se tratan algunos de los principios fundamentales de la Directiva en cuanto que afectan a la consideración de los aspectos económicos de las MTD y del medio ambiente en conjunto (efectos cruzados).

Capítulo 1 – Información general sobre efectos económicos y cruzados. Este capítulo analiza la terminología empleada en la Directiva y explica qué temas se tratan en el presente documento. Los siguientes capítulos establecen una serie de directrices que pueden emplearse de forma conjunta o combinada a la hora de tomar decisiones relativas a la determinación de las MTD, con la intención de ayudar a resolver las diferencias de opinión respecto a las decisiones sobre MTD mediante la aportación de estructura al debate.

El objetivo de la Directiva es lograr la prevención y el control integrados de la contaminación generada por las actividades industriales que aparecen detalladas en el anexo 1 de la Directiva. En ella se establecen medidas diseñadas para prevenir o, cuando no sea posible, reducir las emisiones a la atmósfera, al agua y al suelo provocadas por esas actividades, y entre ellas, las relativas a los residuos, con el fin de lograr un elevado nivel general de protección del medio ambiente desde una perspectiva global. Uno de los principios de la Directiva consiste en gestionar las instalaciones de forma que se adopten todas las medidas preventivas necesarias contra la contaminación, en particular a través de la adopción de las mejores técnicas disponibles (MTD).

En este capítulo también se analizan la definición de MTD por parte de la Directiva y los principios que deben tenerse en cuenta.

Capítulo 2 - Directrices de la metodología de efectos cruzados. Al determinar las MTD es necesario seleccionar la técnica más efectiva para la obtención de un elevado nivel de protección del medio ambiente en su conjunto. Para lograrlo, en la práctica, es posible que existan circunstancias en las que no esté claro cuál de las técnicas ofrece el mayor nivel de protección. En estos casos puede que sea necesario llevar a cabo una evaluación para detectar cuál de las técnicas es la «mejor». En el capítulo 2, que trata sobre los efectos cruzados, se establecen las metodologías que deberían ayudar a conseguirlo.

En este capítulo se definen cuatro directrices que pueden ayudar en el proceso de determinar qué técnica, de entre las posibles, es la mejor opción desde un punto de vista ambiental.

Resumen ejecutivo

La directriz 1 establece la información necesaria para calibrar e identificar las técnicas alternativas sometidas a consideración.

La directriz 2 se centra en la elaboración de un inventario de emisiones de cada una de las técnicas alternativas, así como de los recursos que emplean. Este inventario puede ser un paso previo importante para la aplicación de las otras directrices.

La directriz 3 establece qué pasos son necesarios para valorar los efectos ambientales. Normalmente se basa en un rango de emisiones, vertidos o recursos empleados por las técnicas alternativas sometidas a examen y esta directriz busca formas de expresar los efectos ambientales de modo que puedan realizarse comparaciones entre las distintas alternativas. También describe los cálculos necesarios para expresar numerosos tipos de contaminantes de manera que puedan compararse y confrontarse en 7 áreas ambientales distintas: toxicidad en humanos, calentamiento global, toxicidad acuática, acidificación, eutrofización, reducción de la capa de ozono y potencial de creación de ozono fotoquímico. Esta directriz también considera la evaluación del uso de energía y la producción de residuos.

La directriz 4 explica cómo interpretar las áreas ambientales valoradas en la directriz 3, cómo comparar diferentes efectos ambientales y cómo el usuario puede decidir cuál de las alternativas ofrece el nivel de protección del medio ambiente en su conjunto más elevado.

A partir de las directrices de este capítulo, el usuario debería poder determinar cuál de las opciones proporciona el nivel de protección ambiental más elevado. La metodología también le permite justificar su elección de forma lógica de modo que cada conclusión pueda ser siempre evaluada y validada.

Capítulo 3 - Metodología de cálculo de costes. La Directiva también establece que los costes y beneficios probables se tengan en cuenta a la hora de determinar las MTD. Para calcular los costes, se ha desarrollado una metodología que se explica en el capítulo 3. En él se presentan 5 directrices adicionales que permiten al usuario determinar los costes de forma clara, para que las opciones puedan validarse, evaluarse y compararse de forma equitativa.

La directriz 5 coincide con la número 1 de la metodología de efectos cruzados, ya que requiere por parte del usuario que considere e identifique las opciones alternativas.

La directriz 6 establece los pasos necesarios para que el usuario recopile y valide los datos correspondientes a los costes.

La directriz 7 requiere que el usuario defina qué costes ha tenido en cuenta en la evaluación. Para ello es necesario que identifique los gastos relacionados con inversiones y los relacionados con los gastos de explotación y mantenimiento. Para ello es preferible pormenorizarlos hasta el máximo nivel de detalle posible, ya que se facilita su evaluación y validación.

La directriz 8 expone los pasos necesarios para procesar y presentar la información relativa a los costes. Describe metodologías para computar los tipos de cambio, la inflación, los descuentos, así como para calcular los costes anuales.

La directriz 9 trata sobre los costes que deberían atribuirse a la protección ambiental.

Capítulo 4 - Evaluación de las alternativas. Una vez determinados los efectos ambientales a partir del capítulo 2 y los costes a partir de la información del capítulo 3, es imprescindible compararlos de algún modo. Este capítulo explora métodos para expresar la rentabilidad y determinar cómo valorar los beneficios ambientales derivados de la implantación de una técnica. La utilidad de este procedimiento reside en que permite sopesar el coste económico de aplicar una técnica con los beneficios ambientales que proporciona, lo que a su vez ayuda a clarificar si la técnica es rentable desde el punto de vista de su beneficio ambiental.

Capítulo 5 - Viabilidad económica en el sector. La definición de «disponibles» incluida en la Directiva establece que las técnicas consideradas MTD sean «las técnicas desarrolladas a una escala que permita su aplicación en el contexto del sector industrial correspondiente, en condiciones económica y técnicamente viables». Este capítulo presenta un marco para la evaluación de la viabilidad económica en el que las cuestiones claves que deben tomarse en consideración son la «estructura de la industria» la «estructura del mercado» y la «capacidad de recuperación» del sector.

Si se determina que la aplicación de las técnicas propuestas no debilita la viabilidad del sector, pero existen dudas sobre su impacto económico, podrá realizarse una evaluación para establecer si la implantación puede facilitarse teniendo en cuenta la «velocidad de implantación».

Aunque la valoración de la viabilidad económica es un elemento inherente a la determinación de las MTD, sólo se prevé la realización de una evaluación detallada al resolver una reclamación de que una técnica (o una combinación de ellas) resulta demasiado cara para considerarse una MTD. Lo más probable es que estas reclamaciones provengan de sectores industriales afectados, por lo que este capítulo crea un marco para la presentación de los argumentos. Correspondrá probar la veracidad de dichos argumentos a quienes cuestionen la MTD propuesta.

Anexos – Los anexos proporcionan información y datos que quizá sean necesarios para desarrollar las metodologías descritas en este documento.

- Los anexos del 1 al 9 aportan información para la evaluación de los efectos cruzados.
- El anexo 10 proporciona fuentes de información sobre índices de precios europeos en que fundamentar la metodología de cálculo de costes.
- El anexo 11 incluye algunos ratios financieros que pueden ser útiles al evaluar la viabilidad económica.
- El anexo 12 incluye una lista de costes externos de algunos contaminantes atmosféricos con el fin de facilitar la evaluación de alternativas prevista en el capítulo 4.
- El anexo 13 enumera algunas de las metodologías empleadas en algunos Estados miembros para la aplicación de la Directiva IPPC.
- El anexo 14 describe el ejemplo de una imprenta, utilizado para desarrollar la metodología de efectos cruzados.
- El anexo 15 presenta un ejemplo de reducción de NO_x en una incineradora municipal de residuos para ilustrar la aplicación de varias metodologías descritas en el presente documento.

Aunque las metodologías descritas en este documento se han simplificado siempre que ha sido posible, el proceso de evaluación es trabajoso, y no debería plantearse a menos que existan verdaderos desacuerdos respecto a si una de las técnicas propuestas (o una combinación de ellas) es o no una MTD.

Las metodologías presentadas en este documento ayudan al usuario a establecer y evaluar las consecuencias tanto ambientales como económicas de la introducción de nuevas técnicas acordes a la Directiva IPPC. Uno de los objetivos principales de las metodologías aquí descritas es la transparencia, de modo que cualquier parte del proceso pueda validarse o evaluarse. Seguir la estructura de las metodologías ayuda al usuario a lograr esa transparencia, las cuales no bastan en sí mismas para tomar una decisión, pero pueden servir de base a posteriores análisis por parte de expertos y proporcionar un fundamento sólido en el que apoyar la decisión final.

La UE apoya y ha puesto en marcha a través de sus programas de investigación y desarrollo tecnológico (IDT) una serie de proyectos relacionados con las tecnologías limpias, el tratamiento de efluentes y el reciclaje con tecnologías emergentes y estrategias de gestión. Estos proyectos tienen el potencial de convertirse en herramientas útiles para futuras revisiones de los documentos BREF. Por ello, se hace un llamamiento al lector para que informe a la Oficina Europea de Control y Prevención Integrados de la Contaminación (EIPPCB) sobre el resultado de cualquier investigación relevante en relación con el presente documento (léase el prefacio)

PREFACIO

1. Categoría del presente documento

Salvo que se indique lo contrario, cualquier referencia a «la Directiva» en este documento alude a la Directiva del Consejo 96/61/CE relativa a la prevención y control integrados de la contaminación (Directiva IPPC). Puesto que la Directiva es válida sin perjuicio de las disposiciones comunitarias en materia de salud y seguridad, también lo es el presente documento.

Este documento forma parte de una serie en la que se presentan los resultados del intercambio de información entre los Estados miembros de la Unión Europea y los sectores industriales afectados con respecto a las mejores técnicas disponibles (MTD), los trabajos de seguimiento de las mismas y su evolución. Este documento ha sido publicado por la Comisión Europea de conformidad con el apartado 2 del artículo 16 de la Directiva, por lo que debe tomarse en consideración, de acuerdo con el anexo IV de la Directiva, a la hora de determinar las «mejores técnicas disponibles».

2. Principales obligaciones legales de la Directiva IPPC y definición de MTD

Para ayudar al lector a entender el contexto legal en el que se redactó el presente documento, en el prefacio se incluyen algunas de las definiciones más relevantes de la Directiva IPPC, incluida la definición del término «mejores técnicas disponibles». Se trata de definiciones inevitablemente incompletas y de carácter únicamente informativo. No tienen valor legal y en ningún caso modifican o menoscaban las disposiciones contenidas en la Directiva.

El objetivo de la Directiva IPPC es lograr el control y la prevención integrados de la contaminación generada por las actividades detalladas en el anexo I, con el fin de conseguir un alto grado de protección del medio ambiente en su conjunto. Los fundamentos legales de la Directiva IPPC se refieren a la protección ambiental, y su implantación debe tener en cuenta otros objetivos comunitarios, como por ejemplo la competitividad de la industria comunitaria, contribuyendo con ello al desarrollo sostenible.

Más concretamente, la Directiva IPPC establece un sistema de permisos para determinadas categorías de instalaciones industriales que exigen que titulares y autoridades reguladoras cuenten con una visión general y a la vez integral del potencial contaminante y de consumo de las instalaciones. El objetivo global de este planteamiento integrado es mejorar la gestión y el control de los procesos industriales con el fin de garantizar un elevado nivel general de protección ambiental. Desde este punto de vista, resulta esencial el principio general presentado en el artículo 3, según el cual los titulares han de adoptar todas las medidas preventivas frente a la contaminación, en particular a través de la aplicación de las MTD, para mejorar su comportamiento con respecto al medio ambiente.

El término «mejores técnicas disponibles» se define en el apartado 11 del artículo 2 de la Directiva como: «La fase más eficaz y avanzada de desarrollo de las actividades y de sus modalidades de explotación, que demuestren la capacidad práctica de determinadas técnicas para constituir, en principio, la base de los valores límite de emisión destinados a evitar o, cuando ello no sea practicable, reducir en general las emisiones y el impacto en el conjunto del medio ambiente.» El mismo apartado 11 del artículo 2 prosigue con la definición del término:

«mejores»: las técnicas más eficaces para alcanzar un alto nivel general de protección del medio ambiente en su conjunto.

«técnicas»: la tecnología utilizada junto con la forma en que la instalación esté diseñada, construida, mantenida, explotada y paralizada.

«disponibles»: las técnicas desarrolladas a una escala que permita su aplicación en el contexto del sector industrial correspondiente, en condiciones económica y técnicamente viables, tomando en consideración los costes y los beneficios, tanto si las técnicas se utilizan o producen en el Estado

miembro correspondiente como si no, siempre que el titular pueda tener acceso a ellas en condiciones razonables.

Por otro lado, el anexo IV de la Directiva IPPC detalla una lista de los «aspectos que deben tenerse en cuenta con carácter general o en un supuesto particular cuando se determinen las mejores técnicas disponibles (...), teniendo en cuenta los costes y ventajas que pueden derivarse de una acción y los principios de precaución y prevención». Estos aspectos incluyen la información publicada por la Comisión de conformidad con el apartado 2 del artículo 16.

Las autoridades competentes, responsables de la concesión de permisos, deberán tener en cuenta los principios generales establecidos en el artículo 3 al determinar las condiciones de los permisos. Estas condiciones deben incluir valores límite de emisión, que serán complementados o sustituidos, según corresponda, por parámetros o medidas técnicas equivalentes. De acuerdo con el apartado 4 del artículo 9 de la Directiva IPPC, los límites de emisión, parámetros y medidas técnicas equivalentes han de basarse en las MTD, sin perjuicio del cumplimiento de las normas de calidad ambiental, sin que se prescriba el uso de ninguna técnica o tecnología específica, aunque teniendo en cuenta las características técnicas de las instalaciones en cuestión, su localización geográfica y las condiciones ambientales locales. En todos los casos, las condiciones del permiso deben incluir disposiciones sobre la minimización de la contaminación a larga distancia o transfronteriza y deben garantizar un alto grado de protección ambiental en su conjunto.

Los Estados miembros tienen la obligación, según el artículo 11 de la Directiva, de garantizar que las autoridades competentes realicen un seguimiento de los avances de las MTD o estén informadas al respecto.

3. Objetivo de este documento

El apartado 2 del artículo 16 de la Directiva IPPC exige que la Comisión organice «un intercambio de información entre los Estados miembros y los sectores industriales correspondientes acerca de las mejores técnicas disponibles, las prescripciones de control relacionadas, y su evolución» y que publique los resultados de ese intercambio.

El objetivo de intercambio de información se establece de acuerdo con el considerando 25 de la Directiva, donde se indica que «los avances y el intercambio de información en la Unión sobre las mejores técnicas disponibles contribuirán a reducir los desequilibrios tecnológicos a nivel de la Unión, ayudarán a la divulgación mundial de los valores límite establecidos y de las técnicas empleadas en la Unión y, asimismo, ayudarán a los Estados miembros para la aplicación eficaz de la presente Directiva».

La Comisión (D.G. de Medio Ambiente) estableció un foro de intercambio de información (FII) para contribuir al cumplimiento de las disposiciones previstas en el apartado 2 del artículo 16 y propició la creación de diversos grupos de trabajo técnicos (GTT) en el marco del FII. Tanto este foro como los grupos de trabajo técnicos cuentan con representantes de los Estados miembros y del sector industrial, de acuerdo con lo establecido el apartado 2 del artículo 16.

El objetivo de esta serie de documentos es reflejar con precisión el intercambio de información, tal y como requiere el apartado 2 del artículo 16, y proporcionar información de referencia a las autoridades responsables, para que la tengan en cuenta en el momento de determinar las condiciones del permiso. Estos documentos aportan información relevante sobre las mejores técnicas disponibles, por lo que deberían convertirse en herramientas útiles para guiar el rendimiento ambiental.

4. Fuentes de información

El presente documento es un resumen de la información recopilada de varias fuentes, entre ellas, en especial, la opinión del grupo de expertos creado para ayudar a la Comisión en su trabajo, y ha sido verificada por los servicios de la Comisión. Se agradecen profundamente todas las contribuciones.

5. Cómo interpretar y utilizar este documento

La información que aporta este documento está pensada para utilizarse como referencia inicial a la hora de determinar las MTD. Al establecer las MTD y las condiciones de los permisos basadas en ellas, hay que tener siempre en cuenta el objetivo general de lograr un elevado nivel de protección del medio ambiente en su conjunto.

El resto de esta sección describe qué tipo de información aporta cada capítulo del documento.

El capítulo 1 explica las cuestiones tratadas en este documento y su relación con artículos concretos de la Directiva IPPC.

Uno de los objetivos de la Directiva es lograr un elevado nivel de protección del medio ambiente en su conjunto. Cuando no esté claro cuál de las alternativas ofrece el mayor nivel de protección, resultará útil disponer de algún sistema para compararlas entre sí. El capítulo 2 explica cómo la realización de una evaluación de efectos cruzados puede ayudar a determinar cuál de las alternativas implicaría un mayor nivel de protección. La Directiva IPPC establece asimismo que se tengan en cuenta los posibles costes y ventajas de una técnica al establecer las MTD. Para cumplir con este requisito, el capítulo 3 describe qué pasos son necesarios para recopilar y utilizar de forma transparente los datos relativos a los costes de las técnicas alternativas.

El capítulo 4 examina diferentes maneras de evaluar las alternativas y sopesar las mejoras ambientales respecto a los costes de aplicación de las técnicas.

Dentro de la definición del término «disponibles» de las MTD se incluye el requisito de que las técnicas sean «desarrolladas a una escala que permita su aplicación en el contexto del sector industrial correspondiente, **en condiciones económica y técnicamente viables**». El capítulo 5 establece las principales cuestiones que deben tenerse en cuenta al intentar determinar si se cumple esta condición.

Los anexos incluyen información y datos útiles para desarrollar las metodologías descritas en este documento, junto con dos ejemplos donde se muestra cómo se aplican.

Puesto que las mejores técnicas disponibles varían con el tiempo y pueden aparecer mejores modelos o datos, este documento se revisará y actualizará apropiadamente. Cualquier comentario o sugerencia deberá dirigirse a la Oficina Europea de Prevención y Control Integrados de la Contaminación del Instituto de Estudios Tecnológicos Prospectivos, a la siguiente dirección:

Edificio Expo, c/ Inca Garcilaso, s/n, E-41092 Sevilla, España
Teléfono: +34 95 4488 284 Fax: +34 95 4488 426
Correo electrónico: JRC-IPTS-EIPPCB@cec.eu.int
Internet: <http://eippcb.jrc.es>

Documento de referencia sobre las mejores técnicas disponibles en relación con efectos económicos y cruzados

| | |
|--|------|
| RESUMEN EJECUTIVO..... | I |
| PREFACIO | V |
| ÁMBITO DE APLICACIÓN | XIII |
| 1 INFORMACIÓN GENERAL SOBRE EFECTOS ECONÓMICOS Y CRUZADOS..... | 1 |
| 2 DIRETRICES DE LA METODOLOGÍA DE EFECTOS CRUZADOS | 7 |
| 2.1 Introducción..... | 7 |
| 2.2 Técnicas de simplificación | 9 |
| 2.3 Directriz 1 – Búsqueda e identificación de opciones alternativas..... | 11 |
| 2.4 Directriz 2 – Inventario de emisiones y consumos | 12 |
| 2.4.1 Fiabilidad de los datos | 12 |
| 2.4.2 Energía (electricidad y calor) | 13 |
| 2.4.2.1 Eficiencia energética..... | 14 |
| 2.4.2.2 Uso de electricidad y calor en el proceso..... | 14 |
| 2.4.2.3 El mix europeo de energía y calor | 15 |
| 2.4.3 Residuos..... | 16 |
| 2.5 Directriz 3 – Cálculo de efectos cruzados | 17 |
| 2.5.1 Toxicidad en humanos | 19 |
| 2.5.1.1 Evaluación del potencial de toxicidad en humanos de una propuesta | 19 |
| 2.5.1.2 Aspectos que hay que tener en cuenta | 20 |
| 2.5.2 Calentamiento global | 20 |
| 2.5.2.1 Evaluación del potencial de calentamiento global de una propuesta | 20 |
| 2.5.2.2 Aspectos que hay que tener en cuenta | 21 |
| 2.5.3 Toxicidad acuática | 22 |
| 2.5.3.1 Evaluación del potencial de toxicidad acuática de una propuesta | 22 |
| 2.5.3.2 Aspectos que hay que tener en cuenta | 22 |
| 2.5.4 Acidificación..... | 23 |
| 2.5.4.1 Cómo evaluar el potencial de acidificación de una propuesta | 24 |
| 2.5.4.2 Aspectos que hay que tener en cuenta | 24 |
| 2.5.5 Eutrofización..... | 25 |
| 2.5.5.1 Evaluación del potencial de eutrofización de una propuesta | 25 |
| 2.5.5.2 Aspectos que hay que tener en cuenta | 25 |
| 2.5.6 Reducción de la capa de ozono | 26 |
| 2.5.6.1 Evaluación del potencial de reducción de la capa de ozono de una propuesta | 26 |
| 2.5.6.2 Aspectos que hay que tener en cuenta | 27 |
| 2.5.7 Potencial de creación de ozono fotoquímico | 27 |
| 2.5.7.1 Evaluación del potencial de creación de ozono fotoquímico de una propuesta | 27 |
| 2.5.7.2 Aspectos que hay que tener en cuenta | 28 |
| 2.6 Directriz 4 – Interpretación de conflictos de efectos cruzados | 28 |
| 2.6.1 Comparación simple de las distintas áreas ambientales..... | 29 |
| 2.6.2 Normalización respecto a los totales europeos | 29 |
| 2.6.3 Normalización respecto a los datos del registro europeo de emisiones contaminantes | 30 |
| 2.6.4 Detección de efectos ambientales locales | 30 |
| 2.7 Conclusiones sobre los efectos cruzados | 31 |
| 3 METODOLOGÍA DE CÁLCULO DE COSTES..... | 33 |
| 3.1 Directriz 5 – Búsqueda e identificación de opciones alternativas..... | 34 |
| 3.2 Directriz 6 – Recopilación y validación de datos de costes | 35 |
| 3.2.1 Fuentes de información sobre costes..... | 35 |
| 3.2.2 Justificación de la incertidumbre de los datos..... | 36 |
| 3.2.3 Resumen de la directriz 6..... | 37 |
| 3.3 Directriz 7 – Definición de componentes de los costes | 37 |
| 3.3.1 Lista de comprobación de componentes de los costes | 37 |
| 3.3.2 Costes que deben indicarse por separado..... | 40 |
| 3.3.3 Factores de escala de las plantas | 41 |
| 3.3.4 Resumen de la directriz 7..... | 42 |
| 3.4 Directriz 8 – Procesamiento y presentación de la información sobre costes | 42 |
| 3.4.1 Tipos de cambio | 42 |

| | | |
|---|---|------------|
| 3.4.2 | Inflación | 43 |
| 3.4.2.1 | Cómo establecer los precios del año base | 43 |
| 3.4.2.2 | Precios reales y precios nominales..... | 44 |
| 3.4.3 | Descuento..... | 46 |
| 3.4.3.1 | Valor actual..... | 46 |
| 3.4.3.2 | Valor actual neto | 46 |
| 3.4.3.3 | Tipos de descuento y tipos de interés..... | 47 |
| 3.4.4 | Cálculo de costes anuales..... | 48 |
| 3.4.5 | Ubicación de nuevas plantas | 49 |
| 3.4.6 | Otros métodos de procesamiento de los datos de los costes..... | 49 |
| 3.4.7 | Resumen de la directriz 8 | 50 |
| 3.5 | Directriz 9 – Asignación de costes de protección ambiental | 50 |
| 4 | EVALUACIÓN DE LAS ALTERNATIVAS..... | 51 |
| 4.1 | Análisis de la rentabilidad..... | 52 |
| 4.2 | Distribución de los costes entre los contaminantes..... | 52 |
| 4.3 | Cómo equilibrar los costes y los beneficios ambientales..... | 53 |
| 4.3.1 | Precios de referencia | 53 |
| 4.3.2 | Costes externos | 60 |
| 4.3.3 | Conclusión sobre la evaluación de las alternativas | 62 |
| 5 | VIABILIDAD ECONÓMICA EN EL SECTOR..... | 63 |
| 5.1 | Introducción | 63 |
| 5.2 | Estructura de la industria | 65 |
| 5.2.1 | Descripción de la estructura de la industria..... | 65 |
| 5.2.2 | Ejemplos de estructura industrial | 66 |
| 5.2.3 | Conclusión sobre la estructura de la industria..... | 66 |
| 5.3 | Estructura del mercado | 66 |
| 5.3.1 | Descripción de la estructura del mercado..... | 66 |
| 5.3.1.1 | Análisis del mercado a través del modelo de las cinco fuerzas de Porter | 67 |
| 5.3.2 | Ejemplos de estructura del mercado..... | 69 |
| 5.3.3 | Conclusión sobre la estructura del mercado | 70 |
| 5.4 | Capacidad de recuperación | 71 |
| 5.4.1 | Descripción de la capacidad de recuperación..... | 71 |
| 5.4.2 | Ejemplos de capacidad de recuperación..... | 72 |
| 5.4.3 | Conclusión sobre la capacidad de recuperación | 73 |
| 5.5 | Rapidez de la implantación..... | 74 |
| 5.5.1 | Descripción de la rapidez de la implantación..... | 74 |
| 5.5.2 | Ejemplos de rapidez de implantación..... | 75 |
| 5.5.3 | Conclusión sobre la rapidez de la implantación | 75 |
| 5.6 | Conclusión sobre la viabilidad económica en el sector | 76 |
| 6 | OBSERVACIONES FINALES | 77 |
| REFERENCIAS..... | | 81 |
| GLOSARIO..... | | 84 |
| ANEXOS | | 91 |
| ANEXO 1 - POTENCIALES DE TOXICIDAD EN HUMANOS | | 92 |
| ANEXO 2 - POTENCIALES DE CALENTAMIENTO GLOBAL..... | | 94 |
| ANEXO 3 - POTENCIALES DE TOXICIDAD ACUÁTICA | | 97 |
| ANEXO 4 - POTENCIALES DE ACIDIFICACIÓN..... | | 103 |
| ANEXO 5 - POTENCIALES DE EUTROFIZACIÓN..... | | 104 |
| ANEXO 6 - POTENCIALES DE REDUCCIÓN DE LA CAPA DE OZONO | | 105 |
| ANEXO 7 - POTENCIALES DE CREACIÓN DE OZONO FOTOQUÍMICO..... | | 108 |
| ANEXO 8 - MIX ENERGÉTICO EUROPEO..... | | 111 |
| ANEXO 9 - DIRECTIVA DEL CONSEJO (85/337/CEE)..... | | 113 |
| ANEXO 10 - ÍNDICES DE PRECIOS EUROPEOS | | 114 |
| ANEXO 11 - RATIOS FINANCIEROS | | 115 |

| | |
|---|------------|
| ANEXO 12 - COSTES EXTERNOS DE ALGUNOS CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS.... | 117 |
| ANEXO 13 - METODOLOGÍAS UTILIZADAS EN DISTINTOS ESTADOS MIEMBROS..... | 123 |
| ANEXO 14 - EL EJEMPLO DE UNA IMPRENTA | 125 |
| DIRECTRIZ 1 - Enumeración e identificación de opciones alternativas..... | 126 |
| DIRECTRIZ 2 - Inventario de emisiones | 128 |
| DIRECTRIZ 3 - Cálculo de efectos cruzados | 132 |
| DIRECTRIZ 4 - Interpretación de conflictos de efectos cruzados..... | 141 |
| ANEXO 15 - EJEMPLO DE REDUCCIÓN DE NO_x EN UNA INCINERADORA MUNICIPAL DE RESIDUOS..... | 148 |
| Aplicación de la directriz 1 - Enumeración e identificación de opciones alternativas | 148 |
| Aplicación de la directriz 2 – Inventario de emisiones y energía utilizada | 150 |
| Aplicación de la directriz 3 – Cálculo de efectos cruzados | 151 |
| Aplicación de la directriz 4 – Interpretación de conflictos de efectos cruzados..... | 154 |

Lista de figuras

| | |
|---|----|
| Figura 1.1: Directrices de la metodología de efectos cruzados..... | 4 |
| Figura 1.2: Metodología de cálculo de costes..... | 5 |
| Figura 1.3: Evaluación de las alternativas | 5 |
| Figura 1.4: Viabilidad económica en el sector..... | 6 |
| Figura 2.1: Diagrama de flujo de las directrices de la metodología de efectos cruzados..... | 8 |
| Figura 3.1: Pasos de la metodología de cálculo de costes..... | 33 |
| Figura 4.1: Evaluación de las alternativas, capítulo 4..... | 51 |
| Figura 4.2: Proceso de toma de decisiones para evaluar la rentabilidad..... | 58 |
| Figura 4.3: Datos de rentabilidad correspondientes a algunas técnicas de reducción de NO _x | 61 |
| Figura 5.1: Evaluación de la viabilidad económica en el sector | 64 |
| Figura 5.2: Fluctuación de precios de determinados productos petroquímicos | 70 |
| | |
| Ecuación 3.1: Enfoque 1 – Cálculo del coste anual total de una inversión..... | 48 |
| Ecuación 3.2: Enfoque 2 – Cálculo del coste anual total de una inversión..... | 49 |

Lista de tablas

| | |
|---|----|
| Tabla 2.1: Recursos utilizados y emisiones generadas por un proceso que utilice 10 GJ de electricidad al año | 15 |
| Tabla 2.2: Cargas totales europeas | 29 |
| Tabla 4.1: Datos de emisiones y consumos de las opciones tecnológicas 1 y 2 | 55 |
| Tabla 4.2: Comparación de las opciones tecnológicas 1 y 2 a través de precios sombra | 56 |
| Tabla 4.3: Comparación de los costes y los «beneficios»..... | 56 |
| Tabla 4.4: Valores de referencia indicativos correspondientes a la rentabilidad total | 57 |
| Tabla 4.5: Valores de referencia indicativos de la rentabilidad marginal | 57 |
| Tabla 4.6: Evaluación de la rentabilidad de las técnicas de reducción de NO _x y SO ₂ en instalaciones de combustión de Flandes mediante valores de referencia indicativos. | 59 |
| Tabla 5.1: Cálculo aproximado de los costes adicionales por tonelada de vidrio para recipientes correspondientes a distintos flujos de gases residuales al instalar la tecnología de SCR. | 72 |
| Tabla 5.2: Cálculo de los costes de implantación de las tecnologías de SCR de bajas emisiones y de altas emisiones de polvo la industria cementera. | 73 |

ÁMBITO DE APLICACIÓN

Este documento de referencia sobre efectos económicos y cruzados se ha redactado en el marco del foro de intercambio de información sobre MTD de la Oficina Europea de IPPC. Las metodologías en él descritas pueden ser de utilidad tanto para los grupos de trabajo técnicos (GTT) como para los responsables de conceder los permisos en el momento de analizar los conflictos ambientales y económicos que pudieran surgir al determinar qué técnicas deben aplicarse de acuerdo con la Directiva IPPC.

Es posible que los grupos de trabajo técnicos tengan que solucionar estos conflictos al determinar las mejores técnicas disponibles (MTD) de un BREF (documento de referencia sobre mejores técnicas disponibles). Los responsables de conceder los permisos quizás tengan que resolver igualmente algunos conflictos en el momento de establecer las condiciones de los permisos IPPC para una instalación concreta (que deberán basarse en las MTD en virtud del apartado 4 del artículo 9 de la Directiva IPPC). Las metodologías descritas proporcionan una estructura coherente para la toma de decisiones al sopesar los impactos ambientales respecto a los costes. Si bien las metodologías presentadas en este documento se han desarrollado en primer lugar para establecer las MTD en el ámbito sectorial (es decir, a través de documentos BREF), sus enfoques pueden resultar útiles en el ámbito local, aunque conviene precisar que: a) la Directiva IPPC no prevé la realización de ninguna prueba de viabilidad económica en otros ámbitos aparte del industrial y b) la Directiva establece explícitamente en el considerando 18 que corresponde a los Estados miembros determinar cómo tomar en consideración las características técnicas de una instalación, su ubicación geográfica y las condiciones ambientales locales.

Este documento trata algunos de los principios fundamentales de la Directiva:

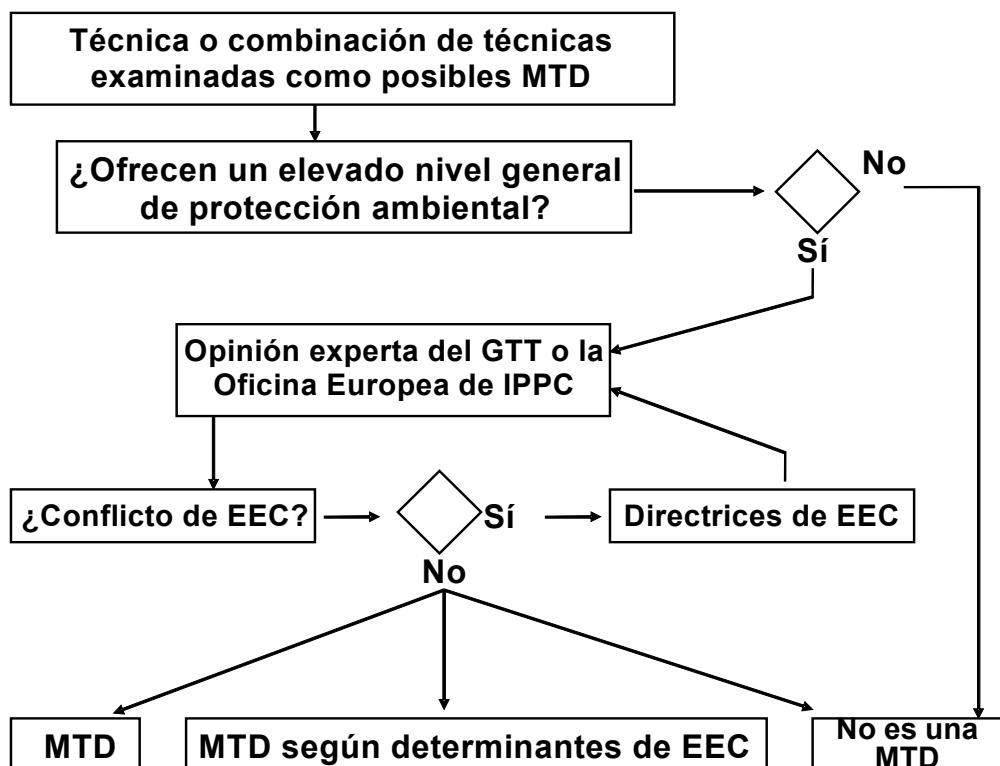
1. Información general sobre efectos económicos y cruzados. El capítulo 1 analiza la terminología empleada en la Directiva IPPC. También describe los temas que se tratan en el documento. Aunque se ha concebido como una ayuda al usuario, es una descripción inevitablemente incompleta y sólo para fines informativos. Cualquier interpretación que se haga de ella carece de valor legal y las afirmaciones que contiene no alteran en modo alguno las disposiciones de la Directiva ni van en perjuicio de ellas. En este capítulo se repiten algunos de los puntos que figuran en el prefacio; pero ha sido necesario para explicar en profundidad el proceso de gestación del presente documento.
2. Efectos cruzados. En el capítulo 2 se presenta la metodología de efectos cruzados; con ella el usuario podrá determinar qué técnica o técnicas alternativas que pudieran implantarse sobre la base de la Directiva IPPC ofrecen el máximo nivel de protección del medio ambiente en su conjunto. La metodología establece un proceso transparente que permite compensar los posibles desequilibrios derivados de la determinación de la mejor opción ambiental.
3. Metodología de cálculo de costes. En muchos casos, la técnica que ofrezca los mayores niveles de protección del medio ambiente será una MTD, pero la Directiva IPPC obliga a considerar los probables costes y ventajas de su aplicación. El capítulo 3 presenta una metodología de cálculo de costes que permitirá a los usuarios o responsables de la toma de decisiones establecer y presentar los costes de aplicación de una técnica de forma transparente.
4. Evaluación de las alternativas. El capítulo 4 trata algunos métodos que pueden emplearse para equilibrar los costes económicos respecto a los beneficios ambientales. Se basa en la información recopilada a partir de los dos capítulos anteriores y posibilita la comparación de diferentes técnicas alternativas con distintos beneficios ambientales y costes.
5. Viabilidad económica. En el capítulo 5 se examina la obligación que establece la Directiva IPPC de garantizar que, sea cual sea la técnica (o técnicas) considerada como MTD, ésta no afecte negativamente a la viabilidad económica del sector industrial que ha de aplicarla. Este

Ámbito

Este capítulo sólo trata sobre la determinación de las MTD (no de instalaciones concretas) y establece un marco en el que evaluar su viabilidad económica.

Los anexos proporcionan información y datos que pueden resultar de utilidad al llevar a cabo las evaluaciones que se describen en este documento.

Se recomienda aplicar estas metodologías únicamente a aquellos casos en que la mejor opción no resulte obvia a partir de las deliberaciones iniciales. **Cuando sí exista una conclusión obvia, o si existe un amplio consenso sobre qué alternativa es la opción preferida, no será necesario utilizar las metodologías presentadas en el capítulo.**



Las directrices de EEC (efectos económicos y cruzados) y su importancia a la hora de determinar las MTD sectoriales de los BREF

1 INFORMACIÓN GENERAL SOBRE EFECTOS ECONÓMICOS Y CRUZADOS

Este capítulo explica la gestación del presente documento de referencia sobre «efectos económicos y cruzados» y lo vincula a los artículos relevantes de la Directiva. El texto de la Directiva aparece a continuación dentro de recuadros y en cursiva.

El artículo 1 de la Directiva IPPC establece cuál es su objeto y ámbito de aplicación.

Artículo 1 *Objeto y ámbito de aplicación*

La presente Directiva tiene por objeto la prevención y la reducción integradas de la contaminación procedente de las actividades que figuran en el Anexo I. En ella se establecen medidas para evitar o, cuando ello no sea posible, reducir las emisiones de las citadas actividades en la atmósfera, el agua y el suelo, incluidas las medidas relativas a los residuos, con el fin de alcanzar un nivel elevado de protección del medio ambiente considerado en su conjunto, sin perjuicio de las disposiciones de la Directiva 85/337/CEE (de 27 de junio de 1985, relativa a la evaluación de las repercusiones de determinados proyectos públicos y privados sobre el medio ambiente), y de las otras disposiciones comunitarias en la materia.

Para alcanzar ese objetivo, los procesos industriales recogidos en el ámbito del anexo 1 de la Directiva requieren una autorización o permiso basado en las «mejores técnicas disponibles» (MTD).

El artículo 2 recoge la definición de MTD.

Artículo 2 *Definiciones*

A efectos de la presente Directiva, se entenderá por:

«mejores técnicas disponibles»: *la fase más eficaz y avanzada de desarrollo de las actividades y de sus modalidades de explotación, que demuestren la capacidad práctica de determinadas técnicas para constituir, en principio, la base de los valores límite de emisión destinados a evitar o, cuando ello no sea practicable, reducir en general las emisiones y el impacto en el conjunto del medio ambiente. También se entenderá por:*

- **«técnicas»:** *la tecnología utilizada junto con la forma en que la instalación esté diseñada, construida, mantenida, explotada y paralizada,*
- **«disponibles»:** *las técnicas desarrolladas a una escala que permita su aplicación en el contexto del sector industrial correspondiente, en condiciones económica y técnicamente viables, tomando en consideración los costes y los beneficios, tanto si las técnicas se utilizan o producen en el Estado miembro correspondiente como si no, siempre que el titular pueda tener acceso a ellas en condiciones razonables,*
- **«mejores»:** *las técnicas más eficaces para alcanzar un alto nivel general de protección del medio ambiente en su conjunto.*

En la determinación de las mejores técnicas disponibles conviene tomar especialmente en consideración los elementos que se enumeran en el Anexo IV;

Los elementos enumerados en el anexo IV de la Directiva son los siguientes:

ANEXO IV

Aspectos que deben tenerse en cuenta con carácter general o en un supuesto particular cuando se determinen las mejores técnicas disponibles definidas en el punto 11 del artículo 2, teniendo en cuenta los costes y ventajas que pueden derivarse de una acción y los principios de precaución y prevención:

1. *Uso de técnicas que produzcan pocos residuos.*
2. *Uso de sustancias menos peligrosas.*
3. *Desarrollo de las técnicas de recuperación y reciclado de sustancias generadas y utilizadas en el proceso, y de los residuos cuando proceda.*
4. *Procesos, instalaciones o método de funcionamiento comparables que hayan dado pruebas positivas a escala industrial.*
5. *Avances técnicos y evolución de los conocimientos científicos.*
6. *Carácter, efectos y volumen de las emisiones de que se trate.*
7. *Fechas de entrada en funcionamiento de las instalaciones nuevas o existentes.*
8. *Plazo que requiere la instauración de una mejor técnica disponible.*
9. *Consumo y naturaleza de las materias primas (incluida el agua) utilizada en procedimientos de eficacia energética.*
10. *Necesidad de prevenir o reducir al mínimo el impacto global de las emisiones y de los riesgos en el medio ambiente.*
11. *Necesidad de prevenir cualquier riesgo de accidente o de reducir sus consecuencias para el medio ambiente.*
12. *Información publicada por la Comisión, en virtud del apartado 2 del artículo 16, o por organizaciones internacionales.*

En el marco del intercambio de información previsto en el artículo 16 de la Directiva, las MTD se determinan principalmente a partir de las aportaciones de los interlocutores europeos. Los resultados de esos intercambios de información pasan a formar parte de los documentos de referencia sobre mejores técnicas disponibles (BREF). Cada documento BREF es fruto del desarrollo del grupo de trabajo técnico (GTT). Las conclusiones sobre MTD que aparecen en los BREF sirven, en un sentido general, de punto de referencia para el establecimiento de las condiciones para la concesión de permisos basados en las MTD o el establecimiento de normas vinculantes generales según prevé el apartado 8 del artículo 9.

A la hora de determinar las MTD puede que sea necesario decidir qué técnica ofrece el mejor rendimiento ambiental en el proceso industrial en cuestión. Así, es posible que surjan situaciones donde haya que elegir entre transferir un contaminante a un medio ambiental distinto o bien realizar varios vertidos en el mismo medio ambiental. Por ejemplo, si se utiliza agua para limpiar un equipo que genera emisiones a la atmósfera, el contaminante pasa de la atmósfera al agua y, en el proceso, se consume agua y energía. Este consumo de energía provoca, indirectamente, emisiones atmosféricas adicionales al mismo medio (atmósfera). El capítulo 2 del presente documento establece una metodología de «efectos cruzados» que ayuda a compensar esos desequilibrios y a determinar qué alternativa ofrece el mayor nivel de protección para el medio ambiente en su conjunto.

El apartado 4 del artículo 9 establece que las condiciones de los permisos deben basarse en las MTD, pero teniendo en cuenta las características técnicas de las instalaciones en cuestión, su ubicación geográfica y las condiciones ambientales locales. Por otro lado, el considerando 18 deja en manos de

los Estados miembros la decisión de cómo adaptarse, siempre que sea posible a esas condiciones locales. Las metodologías de «efectos cruzados» descritas en el presente documento pueden ayudar a determinar qué opción proporciona el mayor grado de protección ambiental a partir de las condiciones locales en caso de que sea necesario. En el texto se trata con más detalle qué elementos de las metodologías pueden resultar útiles en las situaciones locales.

El artículo 10 de la Directiva prevé la posibilidad de tener que establecer condiciones más estrictas que las MTD para garantizar el cumplimiento de determinadas exigencias de calidad ambiental.

Artículo 10

Mejores técnicas disponibles y normas de calidad medioambiental

Cuando alguna norma de calidad medioambiental requiera condiciones más rigurosas que las que se puedan alcanzar mediante el empleo de las mejores técnicas disponibles, el permiso exigirá la aplicación de, en particular, condiciones complementarias, sin perjuicio de otras medidas que puedan tomarse para respetar las normas de calidad medioambiental.

En el apartado 2.6.4 se describen algunas herramientas de detección que pueden emplearse para valorar más detalladamente qué emisiones deben evaluarse a causa de la situación local. Si se detecta un contaminante problemático, puede que sea necesario desarrollar un modelo de impactos preciso y tener en cuenta determinadas dificultades locales como la climatología dominante, la dilución, la topografía o la interacción con otras fuentes de contaminación locales. Incluso utilizando las herramientas de detección es posible que haya que consultar a la autoridad local encargada de la concesión de permisos, ya que pueden existir otras dificultades locales específicas no tratadas en este estudio.

La definición de «disponibles» que recoge la Directiva IPPC obliga a tener en cuenta los costes y beneficios derivados de la aplicación de una técnica. El capítulo 3 presenta una metodología de cálculo de costes que permite comparar de forma equitativa los costes de las opciones alternativas examinadas. Es importante informar sobre estos costes y tratarlos de manera transparente para que no haya distorsiones en la evaluación. Aunque la Directiva alude a beneficios y a ventajas, en este documento el término «beneficios» se emplea en alusión tanto a las ventajas como a los beneficios.

Una vez determinados los efectos ambientales y los costes de aplicación, se requiere un método para compararlos. En el capítulo 4 se analizan metodologías que pueden ayudar a valorar los efectos ambientales de una técnica respecto a su coste de implantación.

La definición de «disponibles» también impone que la técnica pueda aplicarse «en condiciones económica y técnicamente viables». El capítulo 5 estudia qué factores críticos hay que tener en cuenta al determinar la viabilidad económica de una técnica, lo que contribuye a estructurar ese debate sobre la viabilidad económica que quizás sea necesario abrir para el establecimiento de las MTD. Este capítulo sólo es válido para la determinación de las MTD, ya que la Directiva IPPC no prevé la realización de pruebas de viabilidad económica en situaciones locales.

Los anexos proporcionan información que facilita la realización de las distintas valoraciones, así como material de referencia que podría ser necesario durante la evaluación.

Todas las metodologías descritas en este documento se han desarrollado como herramientas prácticas para ayudar en la toma de decisiones, un proceso que inevitablemente exigirá el dictamen de los expertos. Con todo, se necesita tiempo, recursos y experiencia para realizar las evaluaciones; a menudo deberá primar el pragmatismo a la hora de adoptar las decisiones. A modo de avance, el lector debe saber que esas metodologías sólo se utilizarán cuando las preferencias no estén claras o cuando no exista consenso sobre cuál de las técnicas es la mejor elección. Si, en cualquiera de las fases, existe consenso general respecto a qué técnica, o combinación de técnicas, es MTD sin necesidad de

Capítulo 1

valoraciones ulteriores, no será necesario utilizar las metodologías mencionadas; bastará con justificar el porqué de la decisión. Lo mismo puede decirse de los demás procesos recogidos en este documento, ya sean evaluaciones de efectos cruzados, metodologías de cálculo de costes o determinaciones de la viabilidad económica en el sector.

Las metodologías descritas en este documento se muestran a continuación en forma de esquema. La secuencia lógica, en caso de aplicar todas las metodologías, sería: 1) metodologías de efectos cruzados descritas como directrices en la Figura 1.1; 2) metodología de cálculo de costes, Figura 1.2; 3) evaluación de alternativas (Figura 1.3) y, por último, 4) debate sobre la viabilidad económica en el sector, Figura 1.4. Como se mencionó anteriormente, si llegados a un punto la respuesta se hace evidente, no habrá necesidad de aplicar las metodologías descritas; el usuario debería limitarse simplemente a tomar y a justificar la decisión. Por ejemplo, si el beneficio ambiental de una técnica es bien conocido, la metodología de cálculo de costes podría utilizarse por separado para determinar los costes sin necesidad de desarrollar la metodología de efectos cruzados completa. Para que las metodologías sean tan adaptables como sea posible, se han desarrollado por módulos, de manera que puedan aplicarse independientemente.

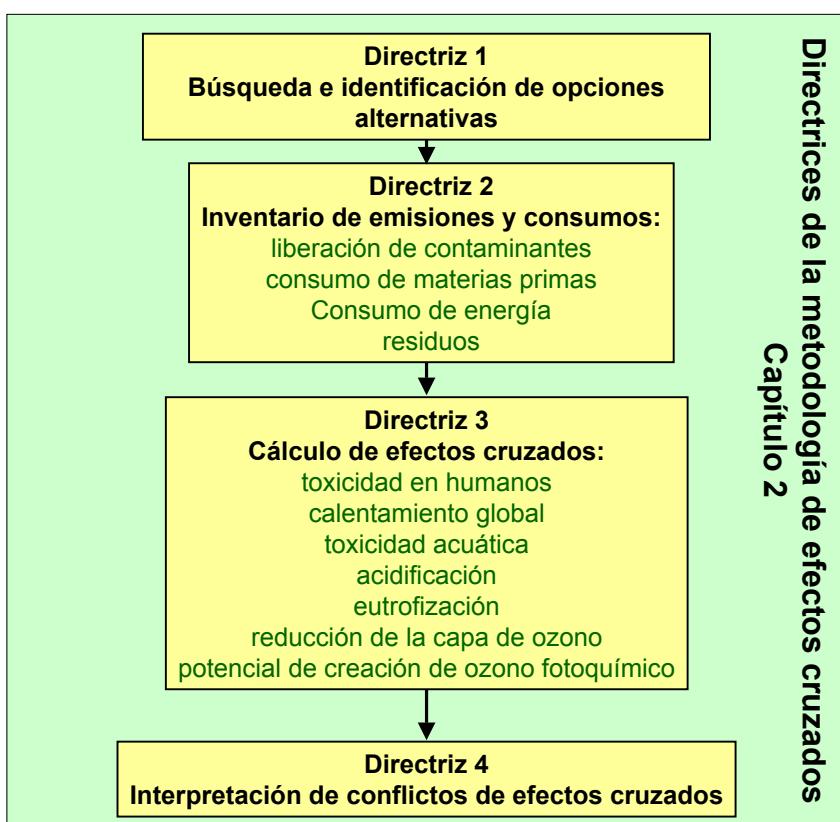


Figura 1.1: Directrices de la metodología de efectos cruzados

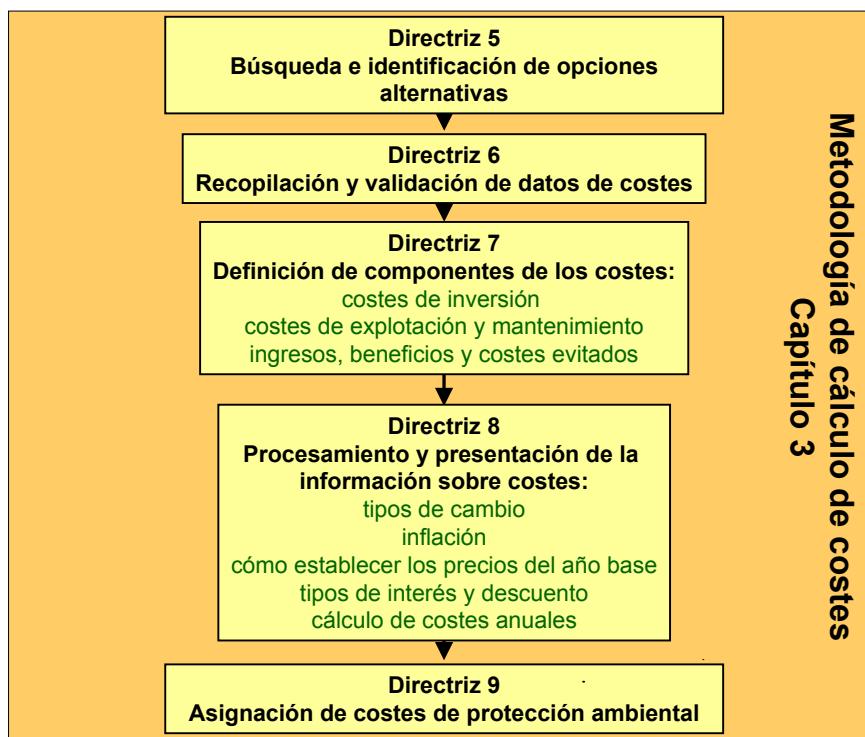


Figura 1.2: Metodología de cálculo de costes

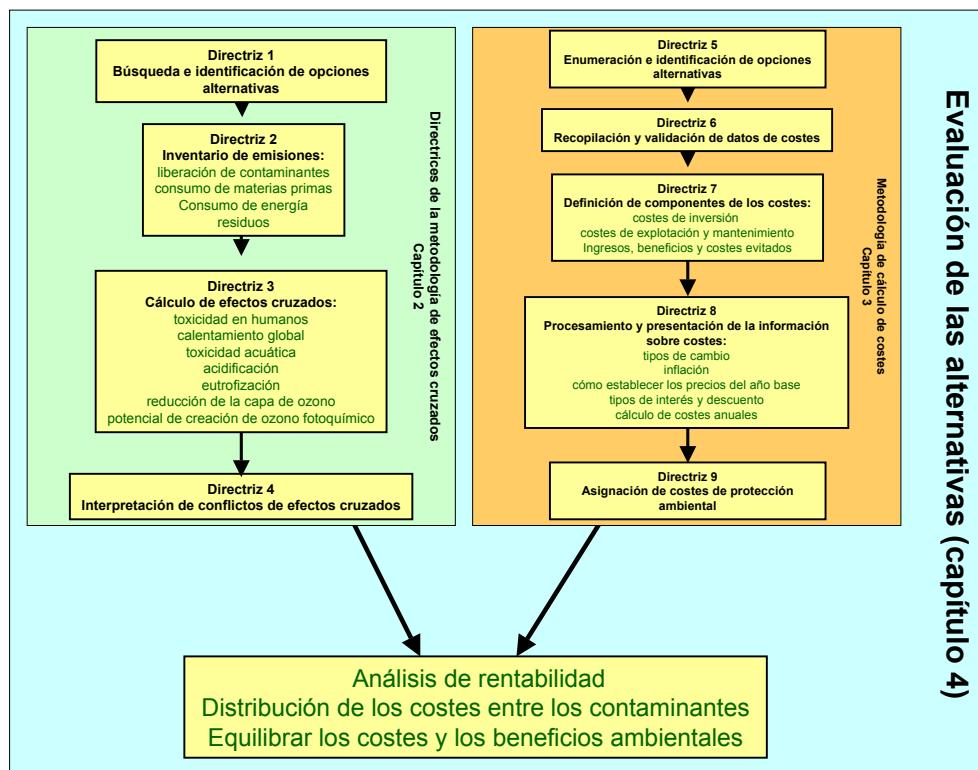


Figura 1.3: Evaluación de las alternativas

Evaluación de la viabilidad económica
Capítulo 5

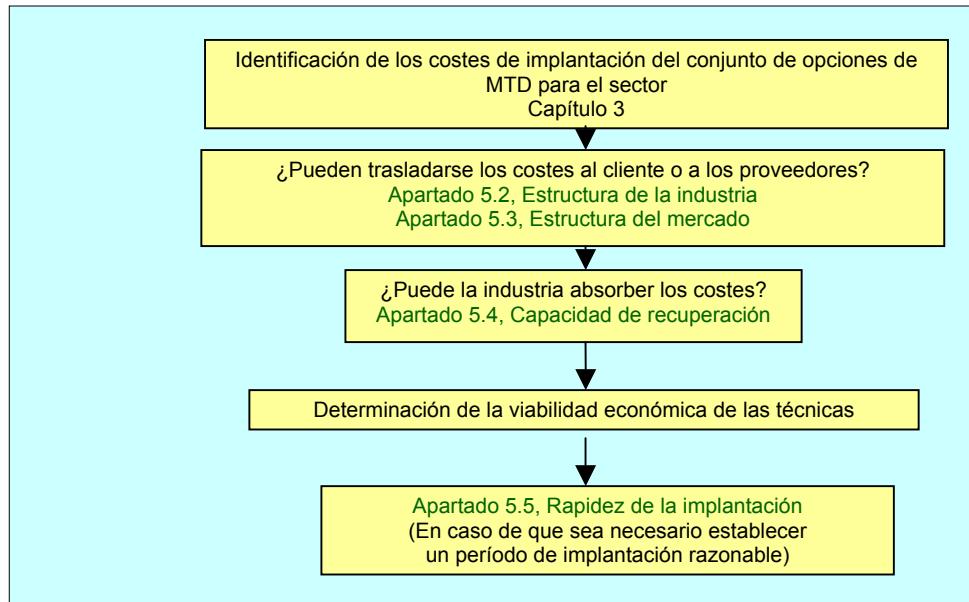


Figura 1.4: Viabilidad económica en el sector

2 DIRETRICES DE LA METODOLOGÍA DE EFECTOS CRUZADOS

2.1 Introducción

Todo proceso IPPC tiene, por su propia naturaleza, efectos ambientales. Para cumplir las exigencias de la Directiva, esos efectos ambientales deben prevenirse o, cuando esto no sea posible, minimizarse para garantizar un elevado nivel de protección del medio ambiente en su conjunto. Cuando existan técnicas alternativas que se puedan aplicar a los procesos IPPC y opciones hacia dónde dirigir la contaminación resultante, debería elegirse la opción menos nociva para el medio ambiente. Determinar que opción es la menos dañina medioambientalmente hablando no siempre es tarea fácil, ya que hay muchos factores a compensar antes de decidir qué técnica es la mejor opción.

El término «efectos cruzados» se emplea en este documento para describir los efectos ambientales de las opciones sometidas a examen. Elegir entre distintas opciones alternativas puede significar tener que escoger entre liberar distintos contaminantes al mismo medio ambiental (por ejemplo, las diferentes opciones tecnológicas pueden generar diferentes contaminantes atmosféricos) o, en otros casos, a distintos medios (por ejemplo, si se utiliza agua para limpiar las emisiones atmosféricas se generarán aguas residuales o si se filtra un vertido de aguas, a su vez se producirán residuos sólidos).

Al determinar las MTD, la mayoría de conflictos de efectos cruzados que surjan serán relativamente fáciles de comprender y, por tanto, propiciarán la toma de una decisión. En otros, en cambio, las compaciones serán más complejas. El objetivo de la metodología de efectos cruzados que se describe más adelante es servir de guía a la hora de elegir qué opción es la más apropiada para el medio ambiente en los casos más complejos. Aplicar la metodología debería ayudar a aclarar el proceso de toma de decisiones y garantizar que se lleve a una conclusión de forma coherente y transparente.

La metodología se basa en el trabajo realizado por el grupo de trabajo técnico de IPPC sobre efectos económicos y cruzados que se recoge en el documento «Cross-Media Methodology for BAT Purposes» [26, Breedveld et ál., 2002]. La metodología, tal y como se describe en este documento, es una versión corta del análisis del ciclo de vida (ACV), adaptado para limitar la evaluación a los límites del proceso IPPC. Nótese que los términos usados en este documento no concuerdan totalmente con la terminología empleada por la norma ISO 14040 para los ACV.

Para evaluar los efectos cruzados, se describen una serie de técnicas que permiten confeccionar un inventario de las emisiones que genera el proceso. Una vez concluido el inventario, se pueden recopilar datos para establecer los efectos ambientales de las técnicas alternativas sometidas a examen. Posteriormente, estos efectos ambientales pueden compararse para determinar qué técnica es la menos nociva para el medio ambiente.

Los términos «emisiones» y «consumos» empleados en todo el documento hacen referencia a cualquier efecto ambiental, incluidas las emisiones (por ejemplo, emisiones atmosféricas, vertidos de aguas residuales, residuos) y los recursos consumidos en el proceso, como energía, agua y materias primas.

El enfoque descrito en este documento también puede servir para determinar las condiciones de concesión de un permiso a una instalación concreta, aunque los métodos empleados y el nivel de detalle necesarios pueden variar significativamente. La metodología de efectos cruzados no analiza los efectos ambientales locales, pero en el apartado 2.6.4 se describen algunas herramientas de detección que pueden ayudar a identificar qué contaminantes serán probablemente los más preocupantes en esa situación local. En muchos casos será necesario crear modelos detallados sobre el destino y los efectos de los contaminantes concretos detectados por medio de las herramientas antes citadas.

La Figura 2.1 muestra los pasos de la metodología de efectos cruzados.

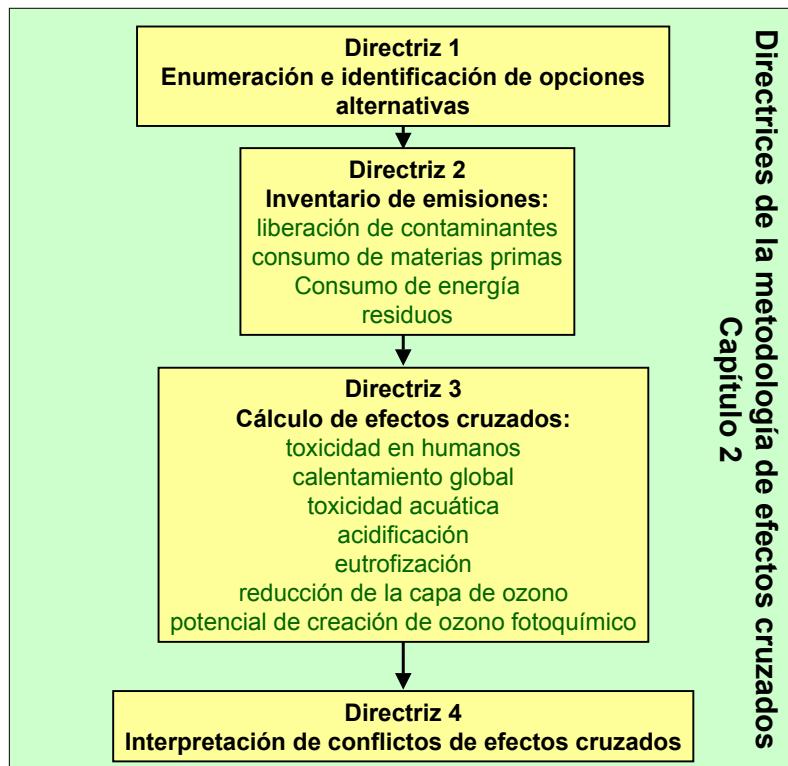


Figura 2.1: Diagrama de flujo de las directrices de la metodología de efectos cruzados

Nota: Si, en cualquier fase, la información es suficiente para llegar a una conclusión, el usuario deberá detenerse y justificar la decisión

La metodología de efectos cruzados consta de cuatro pasos:

1. Directriz 1 – Búsqueda e identificación de opciones alternativas: el paso inicial del proceso consiste en buscar e identificar las opciones alternativas disponibles y aplicables. En este paso debe delimitarse el alcance de la evaluación, que normalmente se restringirá al campo de los procesos IPPC.

Si en esta fase puede justificarse suficientemente una conclusión, el usuario deberá detener el proceso y justificar la decisión.

2. Directriz 2 – Inventario de emisiones: este paso requiere que el usuario confeccione un inventario de emisiones para cada una de las opciones alternativas tomadas en consideración.

Si en esta fase puede justificarse suficientemente una conclusión, el usuario deberá detener el proceso y justificar la decisión.

3. Directriz 3 – Cálculo de efectos cruzados: este paso permite a los usuarios expresar los efectos ambientales potenciales previstos para cada uno de los contaminantes dentro de siete áreas ambientales diferentes (por ejemplo, toxicidad en humanos, calentamiento global, toxicidad acuática, etc.). Esta etapa se realiza para comparar directamente o en conjunto un gran número de contaminantes y expresarlos en forma de efecto total.

Se describen dos enfoques que permiten expresar la emisión básica de un contaminante determinado, como un efecto equivalente (por ejemplo, el potencial de calentamiento global de gran cantidad de gases de efecto invernadero puede expresarse como kg equivalentes de CO₂). Con estos enfoques es posible sumar cada uno de los contaminantes y expresarlos en forma de efecto total en cada una de las siete áreas ambientales. A continuación, el usuario puede comparar las alternativas para juzgar cuál de las opciones tiene el efecto potencial más bajo en cada área.

Si en esta fase puede justificarse suficientemente una conclusión, el usuario deberá detener el proceso y justificar la decisión.

4. Directriz 4 – Interpretación de los efectos cruzados: esta última directriz de efectos cruzados trata sobre cómo debe interpretar el usuario cuál de las opciones alternativas ofrece el mayor nivel de protección ambiental. Se analizan distintos métodos para comparar el resultado de la evaluación de efectos cruzados.

El grado de incertidumbre en los datos básicos recopilados en los pasos 1 y 2 es relativamente bajo en comparación con la incertidumbre posterior al tratamiento, que resulta de las directrices 3 y 4.

Al desarrollar una propuesta de IPPC puede que exista un requisito paralelo: la realización de una evaluación del impacto ambiental (EIA) para cumplir con los objetivos de la Directiva 85/337/CE, relativa a la evaluación de las repercusiones de determinados proyectos públicos y privados sobre el medio ambiente (Directiva EIA) [19, Comisión Europea, 1985]. Algunos de los procedimientos presentados en la metodología de efectos cruzados que se encuentran en este documento requieren la recopilación de una información básica similar a la que sería necesario obtener al cumplir con las exigencias de la Directiva EIA. Por ello, parte de esta información básica podría servir para ambos fines (la información exigida en el anexo III de la Directiva EIA se enumera en el anexo 9 del presente documento).

2.2 Técnicas de simplificación

La metodología de efectos cruzados debería bastar para alcanzar una decisión en la mayoría de casos, aunque es imposible ser prescriptivo al proponer una solución a un análisis que puede ser muy complejo. Para garantizar que la metodología sea tan práctica y fácil de utilizar como sea posible, ha habido que simplificar algunos de los pasos necesarios para su aplicación. Los usuarios deben ser conscientes de las simplificaciones que se han utilizado y comprender que, en algunas circunstancias, también será necesario considerar aspectos más amplios que los aquí tratados. A causa de estas limitaciones, los usuarios deberán aceptar que ocasionalmente el análisis de los expertos tenga más peso en el propio proceso de evaluación. Con todo, ya se aplique la metodología completa, en parte o bien se recurra al juicio de los expertos, la decisión final siempre deberá justificarse para mantener la transparencia del proceso de toma de decisiones.

Las técnicas de simplificación empleadas en la metodología de efectos cruzados son las siguientes:

Técnicas de simplificación

- **Definir los límites del sistema** – Los límites de la evaluación deberían coincidir con los previstos por la Directiva IPPC para las instalaciones. La Directiva define una instalación del modo siguiente:

«unidad técnica fija en la que se lleven a cabo una o más de las actividades enumeradas en el Anexo I, así como cualesquiera otras actividades directamente relacionadas con aquéllas que guarden una relación de índole técnica con las actividades llevadas a cabo en dicho lugar y puedan tener repercusiones sobre las emisiones y la contaminación.»

La metodología descrita no pretende traspasar los límites previstos para las instalaciones, aunque en ocasiones habrá procesos previos o posteriores a la propia instalación que tengan un impacto significativo sobre el rendimiento ambiental de la propuesta. En estos casos puede que sea conveniente ampliar la evaluación, pero sólo se prevé que ocurra en circunstancias excepcionales. Si se llegara a ampliar la evaluación, la decisión correspondiente debería justificarse caso por caso. La energía y los residuos, por ejemplo, sólo pueden contemplarse dentro del límite de la instalación de una forma genérica. Por ello, es posible que en determinados casos se decida evaluar el impacto del consumo de energía y el tratamiento o la eliminación de residuos de forma más detallada.

- **Aceptar las conclusiones obvias** – Si en alguna de las fases de aplicación de la metodología la decisión se vuelve evidente, el proceso podrá detenerse en ese punto, sin necesidad de ir más allá. El usuario deberá entonces justificar por qué se ha tomado la decisión en esa fase.
- **Excluir elementos comunes de la evaluación de efectos cruzados** – Al examinar e identificar las opciones quizás se tenga oportunidad de eliminar los elementos comunes (por ejemplo, excluir el uso de energía, determinadas emisiones o el consumo de materias primas si los valores de las alternativas son idénticos). Es importante recordar que cualquier cuestión excluida en la evaluación de efectos cruzados podría ser importante más adelante en otros pasos del proceso de valoración (por ejemplo, al aplicar la metodología de cálculo de costes); por ello, y para mantener la transparencia, cualquier elemento común excluido debería indicarse claramente en el momento de buscar e identificar las opciones.
- **Excluir efectos insignificantes** – Aunque se trata de un juicio de valor y las exclusiones son una cuestión delicada, aquellos efectos que no sean significativos para el resultado final pueden excluirse. A pesar de todo, los elementos excluidos por no ser considerados lo suficientemente significativos deben hacerse constar y justificarse en aras de la transparencia de los resultados presentados.
- **Fuentes de información estándar** – Una vez que se conozcan los datos del inventario, pueden emplearse factores de equivalencia para cuantificar los efectos cruzados. En los anexos del presente documento figuran datos de inventarios habituales que pueden utilizarse para calcular los efectos ambientales de las opciones alternativas (véase, por ejemplo, el anexo 2 sobre potencial de calentamiento global). Se trata de bases de datos obtenidas de fuentes reconocidas como lo suficientemente precisas para comparar los efectos ambientales entre las diferentes técnicas alternativas sometidas a examen.
- **Calculo de efectos** – Los cálculos deberían llevarse a cabo de la forma más transparente posible para que los dictámenes de los expertos que comparan las alternativas estén fundamentados de la mejor forma posible.

2.3 Directriz 1 – Búsqueda e identificación de opciones alternativas

La primera fase de la metodología de efectos cruzados consiste en la definición de las propuestas alternativas que se someterán a consideración. Es imprescindible que las alternativas se describan con el suficiente nivel de detalle a fin de evitar ambigüedades o malas interpretaciones, ya sea en el campo de aplicación de la técnica o en los límites de la evaluación. Normalmente se seleccionarán los límites de una instalación característica (véase la definición de la Directiva, página 10) pero si se incluyen efectos fuera de los límites de una instalación característica, deberían indicarse claramente junto con los motivos que llevan a hacerlo.

En algunos casos, el objetivo de utilizar la metodología de efectos cruzados es valorar diferentes técnicas o combinaciones de técnicas para hacer frente a un contaminante concreto, por ejemplo «óxidos de nitrógeno», «emisiones de partículas» o «demanda biológica de oxígeno». En otros casos, cuando existen tecnologías básicas o rutas de proceso alternativas, puede que resulte más apropiado incluir la instalación completa en la ámbito de aplicación, junto con las técnicas de tratamiento de la contaminación que incorpora, para que los beneficios ambientales globales de cada opción puedan compararse.

Teniendo en cuenta la lista de consideraciones del anexo IV de la Directiva, habría que dar prioridad a la elección de técnicas de prevención o reducción de las emisiones o bien a las tecnologías más limpias, ya que normalmente conllevan el menor impacto ambiental. Entre las medidas alternativas que podrían evaluarse se encuentran las siguientes:

- **diseño de procesos**, por ejemplo, tecnologías más limpias, cambios o sustituciones en los procesos, las instalaciones o los equipos, rutas de síntesis alternativas, etcétera;
- **elección de materias primas**, por ejemplo, combustibles más limpios, materias primas menos contaminadas, etcétera;
- **control de procesos**, por ejemplo, optimización de procesos, etcétera;
- **medidas internas de mantenimiento**, por ejemplo, regímenes de limpieza, mejora del mantenimiento, etcétera;
- **medidas no técnicas**, por ejemplo, cambios organizativos, formación del personal, introducción de sistemas de gestión ambiental, etcétera;
- **tecnologías al final de línea**, por ejemplo, incineradores, plantas de tratamiento de aguas residuales, adsorción, lechos filtrantes, tecnología de membrana, muros aislantes de ruidos, etcétera.

Al determinar el alcance de la evaluación e identificar las opciones alternativas, el tamaño o la capacidad propuestos deberán fijarse para que las alternativas puedan compararse en igualdad de condiciones. Lo ideal sería basarlos en alternativas que correspondiesen a la misma capacidad en cuestión de producto acabado (por ejemplo, «se evaluaron las opciones alternativas de un taller de laminación en caliente con una capacidad de 25 toneladas de acero por hora»). Naturalmente, en ocasiones no será posible fijar una misma capacidad para las técnicas alternativas, por ejemplo si la tecnología se ha adquirido lista para usar y, por tanto, está determinada por el tamaño de la unidad suministrada por el proveedor. En este caso concreto, las diferencias entre las alternativas tienen que establecerse con claridad para evitar distorsiones en los resultados.

Las técnicas de simplificación arriba descritas deberían aplicarse en esta fase y, para garantizar la transparencia, habría que dejar constancia de cualquier factor común excluido o efecto que no sea significativo. Conviene no olvidar que estas cuestiones pueden cobrar importancia al evaluar el impacto ambiental total de la técnica o al aplicar la metodología de cálculo de costes.

Es posible que en esta fase los conflictos de efectos cruzados y los distintos efectos ambientales sean lo suficientemente obvios para propiciar que se tome una decisión. Por ello, en este momento el usuario debe plantearse si se debe proseguir con la metodología de efectos cruzados o si hay motivos suficientes para justificar una conclusión. Aunque la conclusión sea posible,

igualmente deberá justificarla, además de informar sobre los motivos que han llevado a ella para garantizar la transparencia del proceso de toma de la decisión. Por el contrario, si todavía hay dudas sobre cuál de las alternativas proporciona el mayor nivel de protección del medio ambiente, el usuario deberá avanzar a la siguiente fase, es decir, a la directriz 2.

2.4 Directriz 2 – Inventario de emisiones y consumos

Las emisiones al entorno y los recursos que consume cada una de las técnicas alternativas sometidas a examen deben enumerarse y cuantificarse. La lista debería incluir las sustancias contaminantes que se liberan, las materias primas utilizadas (incluida el agua), la energía consumida y los residuos generados.

Existen algunas fuentes de información útiles que pueden facilitar información sobre las emisiones y los recursos consumidos, por ejemplo:

- información de control y seguimiento de instalaciones existentes con características o configuraciones parecidas;
- informes de las investigaciones realizadas;
- datos procedentes de estudios de plantas piloto;
- datos obtenidos mediante cálculos, por ejemplo del balance de masa, cálculos estequiométricos, eficiencia teórica o datos de laboratorio en escala ampliada;
- información generada en el proceso de intercambio de información (artículo 16 de la Directiva);
- información de los fabricantes o suministradores de los equipos.

La información debería ser lo más completa posible y recoger la totalidad de las emisiones, entradas de materias primas, energía utilizada y residuos generados. Deben evaluarse tanto las emisiones generadas por fuentes puntuales como las emisiones fugitivas. Para mantener la transparencia, debería hacerse constar de dónde proceden los datos o cómo se han calculado. También es importante señalar la fuente de datos para que pueda validarse y verificarse en caso necesario.

Lo ideal sería utilizar la masa de las emisiones liberadas y la masa de los recursos consumidos (por ejemplo, kg generado/año o kg generado/kg de producto). También es posible encontrar datos en forma de índice de emisión (por ejemplo, calculado en mg/m³ o mg/l), que resultan especialmente útiles en el caso de técnicas por lotes o técnicas que sigan un ciclo en el que las concentraciones sean particularmente elevadas en determinadas fases del proceso.

2.4.1 Fiabilidad de los datos

La fiabilidad o calidad de los datos es un aspecto crítico a la hora de realizar las evaluaciones; por ello, el usuario deberá cuestionarse y evaluar la fiabilidad de la información disponible y compararla con la de distintas fuentes siempre que sea necesario. A menudo existirán medidas cuantitativas respecto al grado de incertidumbre atribuible a los datos, por ejemplo basadas en la precisión de las técnicas analíticas utilizadas (p. ej., los resultados del proceso de control de las emisiones podrían encontrarse como 100 mg/m³ ± 25%). Si se tiene acceso a esta información, debería dejarse constancia de ella para que pueda emplearse a la hora de determinar los límites superior e inferior del análisis de sensibilidad que quizá requiera posteriormente durante la evaluación.

Si no se tiene acceso a medidas cuantitativas, puede utilizarse un baremo de puntuación de la calidad de los datos para determinar cuantitativamente su grado de fiabilidad. Este baremo es una guía aproximada de la fiabilidad de los datos y también puede ayudar a determinar qué nivel de profundidad requerirá el análisis de sensibilidad.

El sistema de baremo de calidad de los datos que se describe a continuación es un sistema sencillo para indicar la calidad de los datos y si son válidos para la realización de una evaluación. El sistema fue desarrollado inicialmente para la guía «Emission Inventory Guidebook» de EMEP/CORINAIR [5, EMEP CORINAIR, 1998].

Baremo de calidad de los datos

- A. Cálculo estimativo basado en gran cantidad de información, totalmente representativa de la situación y fundamentada en razonamientos totalmente conocidos.
- B. Cálculo estimativo basado en una cantidad significativa de información que es representativa de la mayoría de las situaciones y fundamentada en razonamientos mayoritariamente conocidos.
- C. Cálculo estimativo basado en una cantidad limitada de información que es representativa de algunas situaciones y fundamentada en razonamientos limitados.
- D. Cálculo estimativo basado en un cálculo de ingeniería obtenido de una cantidad muy limitada de información que es representativa de sólo una o dos situaciones y fundamentada en pocos razonamientos conocidos.
- E. Cálculo estimativo basado en un dictamen de ingeniería obtenido sólo a partir de supuestos.

Es importante que los datos de calidad «inferior» no se eliminen ni excluyan de la evaluación al descartar todos los que no sean de categoría «A» o «B». Al excluir los datos menos fiables, la aplicación del método podría convertirse en una barrera a la innovación en vez de en una herramienta para mejorar el rendimiento ambiental, ya que las técnicas innovadoras, por su propia naturaleza, no dispondrán de tantos datos como las ya establecidas. Si sólo se tiene acceso a datos de calidad inferior, las conclusiones deberían obtenerse de forma cuidadosa, pero ello no impediría llegar igualmente a conclusiones que podrían fundamentar posteriores debates o señalar las áreas que requieren la obtención de datos más fiables.

2.4.2 Energía (electricidad y calor)

La energía es un insumo constante en la mayoría de procesos industriales. Puede proceder de fuentes de energía primarias como el carbón, el petróleo o el gas, pero también puede generarse a partir de fuentes secundarias situadas fuera de los límites IPPC del proceso y posteriormente suministrarse en forma de electricidad o calor. Las fuentes de energía primarias ya se tienen en cuenta en las evaluaciones de efectos cruzados, en forma de materias primas utilizadas y emisiones generadas por el proceso, por lo que no se tratarán detalladamente en este estudio. Este apartado presenta un método que permite computar el impacto ambiental de las fuentes de energía secundarias utilizadas en el proceso.

2.4.2.1 Eficiencia energética

Antes de analizar cómo evaluar el impacto ambiental de las fuentes de energía secundarias, cabe mencionar los requisitos que establece la Directiva para minimizar la producción de residuos y promover un uso eficiente de la energía. El artículo 3 de la Directiva establece lo siguiente:

Artículo 3

Principios generales de las obligaciones fundamentales del titular

Los Estados miembros tomarán las medidas necesarias para que las autoridades competentes se cercioren de que la explotación de las instalaciones se efectuará de forma que:

- a) se tomen todas las medidas adecuadas de prevención de la contaminación, en particular mediante la aplicación de las mejores técnicas disponibles;*
- b) no se produzca ninguna contaminación importante;*
- c) se evite la producción de residuos, de conformidad con la Directiva 75/442/CEE del Consejo, de 15 de julio de 1975, relativa a los residuos (11); si esto no fuera posible, se reciclarán o, si ello fuera imposible técnica y económicamente, se eliminarán, evitando o reduciendo su repercusión en el medio ambiente;*
- d) se utilice la energía de manera eficaz;*
- e) se tomen las medidas necesarias para prevenir los accidentes graves y limitar sus consecuencias;*
- f) al cesar la explotación de la instalación, se tomarán las medidas necesarias para evitar cualquier riesgo de contaminación y para que el lugar de la explotación vuelva a quedar en un estado satisfactorio.*

Para ajustarse al presente artículo, bastará que los Estados miembros garanticen que las autoridades competentes tengan en cuenta los anteriores principios generales en el momento de establecer las condiciones de permiso.

La obligación corresponde, pues, al titular. Por ello es vital que se haga todo lo posible para garantizar que la energía consumida en la planta se utilice de forma eficiente. La metodología descrita a continuación no resta autoridad ni contradice el principio de utilización eficiente de la energía, sino que establece los efectos ambientales de la energía en cuestión para permitir comparar las alternativas.

2.4.2.2 Uso de electricidad y calor en el proceso

La electricidad y el calor pueden representar una parte significativa del impacto ambiental total del proceso IPPC. En la mayoría de los casos, la fuente de electricidad o calor utilizada será la misma sea cual sea la técnica alternativa elegida, así que bastará comparar las necesidades de electricidad o calor de las alternativas sometidas a examen directo, preferentemente expresando ambas en GJ, sin que se requieran análisis posteriores.

2.4.2.3 El mix europeo de energía y calor

En otros casos pueden ponderarse los impactos ambientales de las fuentes de energía secundarias utilizadas en el proceso con otros contaminantes que pudieran emitirse. El impacto ambiental de este tipo de energía, independientemente de si se da en forma de electricidad o calor, dependerá de la tecnología de la central eléctrica y del combustible utilizado para generarla. Por ejemplo, al evaluar una planta de reducción de emisiones al final del proceso, que es alimentada por electricidad, el impacto ambiental de la electricidad adicional utilizada debe evaluarse respecto a la sustancia contaminante que se persiga reducir. Si la planta de reducción de emisiones tiene una demanda eléctrica significativa y el contaminante en cuestión es relativamente inocuo, reducir el contaminante, dependiendo de las consecuencias ambientales de la generación de electricidad, puede ocasionar un menor nivel de protección general del medio ambiente en su conjunto. A pesar de todo, son pocos los casos conocidos en los que el impacto del uso de energía eléctrica supera los beneficios obtenidos al atajar el contaminante en cuestión.

El «mix europeo de energía y calor» es una forma simplificada de obtener factores de emisión y contabilizar los efectos ambientales de la electricidad y el calor empleados. Se han obtenido factores de multiplicación para las emisiones de SO₂, CO₂, y NO₂, así como para los consumos de petróleo, gas y carbón por GJ de electricidad y calor consumido. Estos factores de multiplicación proceden de cálculos medios realizados sobre fuentes de energía de toda Europa (véase el anexo 8).

Por ejemplo, si un proceso utiliza 10 GJ de electricidad al año tendrá el siguiente impacto, calculado a partir de los factores de multiplicación presentados en el anexo 8:

| Recursos utilizados | | Emisiones | |
|-----------------------|-------|----------------------|---------|
| Petróleo (kg) | 90,1 | | |
| Gas (m ³) | 69,2 | | |
| Carbón (kg) | 157 | | |
| Lignito (kg) | 346,4 | | |
| | | SO ₂ (kg) | 1 |
| | | CO ₂ (kg) | 1.167,1 |
| | | NO ₂ (kg) | 1,6 |

Tabla 2.1: Recursos utilizados y emisiones generadas por un proceso que utilice 10 GJ de electricidad al año

Los factores de multiplicación descritos en el anexo 8 son, por supuesto, generalizaciones, por lo que en aquellos casos en que el impacto ambiental de la electricidad y el calor sea imprescindible para tomar la decisión, quizá sea recomendable llevar a cabo un análisis de sensibilidad o bien obtener datos más precisos para el cálculo. El mix energético europeo sólo resulta apropiado en el ámbito europeo.

Los usuarios deberían ser precavidos al intentar obtener información más específica, ya que puede suponer la recopilación de grandes cantidades de datos sobre el punto de origen de la electricidad o el calor así como de la tecnología y el combustible utilizados para generarlo. La electricidad y el calor empleados varían tanto entre los Estados miembros como entre instalaciones concretas. También pueden verse afectados por las fluctuaciones de los precios de las distintas fuentes de energía. Si la energía eléctrica empleada procede de una red de distribución, las complicaciones serán aún mayores, ya que las fuentes de energía varían normalmente dependiendo del momento del día. Recopilar información más detallada sólo será necesario, probablemente, cuando la electricidad y el calor utilizados en el proceso sean críticos a la hora de adoptar una decisión.

Las modificaciones propuestas a las Directivas 96/92/CE y 98/30/CE sobre normas comunes para el mercado interior de la electricidad y el gas natural podrían requerir a las empresas suministradoras la elaboración de información sobre los impactos ambientales de sus actividades, para ponerla a disposición de los clientes, lo que podría proporcionar una información útil para evaluar los efectos ambientales de la energía utilizada en el proceso industrial.

Tanto si se utilizan los factores de multiplicación del mix europeo de electricidad y calor como otros datos más específicos, es esencial que la fuente de información a la que se ha recurrido y la utilización de los datos sean transparentes. Conviene ser muy cuidadoso y asegurarse de que cualquier suposición sobre el uso de electricidad y calor en el proceso sea clara. Cualquier posible distorsión que pudieran causar estas suposiciones debe conocerse a la perfección, tanto por parte de los usuarios como de los encargados de tomar las decisiones.

2.4.3 Residuos

Los procesos industriales generan residuos sólidos y líquidos los cuales pueden someterse a tratamiento o eliminarse en las instalaciones, o bien trasladarse de la planta a instalaciones de tratamiento o eliminación externas. La Directiva persigue evitar la producción de residuos hasta donde sea posible, fomentando la elección de técnicas basadas en tecnologías que generen pocos residuos y técnicas que permitan la recuperación y el reciclaje de cualquier posible residuo. Cuando sea técnica o económicamente imposible evitar la producción de los residuos, éstos deberían tratarse de manera que se evite o se minimice cualquier impacto sobre el entorno.

Al comparar las técnicas alternativas que generan residuos, puede ser útil disponer de un análisis cuantitativo, de composición y de efectos ambientales probables de los residuos producidos. Como enfoque pragmático para evaluar cuál de las alternativas ofrece el mayor nivel de protección del medio ambiente en su conjunto, debería bastar la metodología simple descrita a continuación.

Metodología simple. Al realizar el inventario, los residuos generados por cada una de las técnicas alternativas sometidas a examen pueden subdividirse en las siguientes tres categorías diferentes:

- 1) Residuos inertes**
- 2) Residuos no peligrosos**
- 3) Residuos peligrosos**

Estas categorías deberían expresarse en kg de residuos generados.

En las tres categorías de residuos deberían utilizarse las definiciones recogidas en el artículo 2 de la Directiva 1999/31/CE [39, Comisión Europea, 1999] relativa al vertido de residuos (véase a continuación).

Artículo 2 de la Directiva 1999/31/CE [39, Comisión Europea, 1999]**Definiciones****A efectos de la presente Directiva, se entenderá por:**

- (a) «residuos»: toda sustancia u objeto que caiga en el ámbito de aplicación de la Directiva 75/442/CEE;
- (b) «residuos municipales»: los residuos domésticos y de otro tipo que, por su naturaleza o su composición, puedan asimilarse a los residuos domésticos;
- (c) «residuos peligrosos»: todo residuo comprendido en el ámbito de aplicación del apartado 4 del artículo 1 de la Directiva 91/689/CEE del Consejo, de 12 de diciembre de 1991, relativa a los residuos peligrosos;¹
- (d) «residuos no peligrosos»: los que no están incluidos en la letra (c);
- (e) «residuos inertes»: los residuos que no experimentan transformaciones físicas, químicas o biológicas significativas. Los residuos inertes no son solubles ni combustibles, ni reaccionan física ni químicamente 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;

Cuando los residuos sean un componente muy importante de la evaluación puede que sea necesario disponer de una información más detallada sobre el residuo en cuestión. Conviene tener en mente que es difícil llevar a cabo una evaluación detallada a menos que se disponga de información exhaustiva sobre los residuos generados, su destino y sus efectos sobre el entorno. En la mayoría de casos bastará con aplicar la metodología simple descrita en este documento. Este enfoque simplificado, sin embargo, no establece diferencias entre los residuos parcialmente o totalmente reciclados y los eliminados.

2.5 Directriz 3 – Cálculo de efectos cruzados

Al evaluar los efectos sobre el medio ambiente de cada una de las técnicas alternativas sometidas a examen, las metodologías que figuran a continuación permiten encuadrar los diferentes contaminantes identificados en el inventario en siete áreas ambientales. Estas áreas se basan en los efectos ambientales provocados por los contaminantes. Agrupar los contaminantes en distintas áreas permite compararlos entre sí. Los efectos, en cualquier área, pueden ser única o principalmente sobre un medio o bien pueden afectar a más de uno, por ejemplo a la atmósfera y el agua. Es necesario tener en cuenta todos los efectos en cada caso sometido a simplificación, sea del tipo que sea. Las áreas ambientales son las siguientes:

- **Toxicidad en humanos**
- **Calentamiento global**
- **Toxicidad acuática**
- **Acidificación**
- **Eutrofización**
- **Reducción de la capa de ozono**
- **Potencial de creación de ozono fotoquímico**

¹ DO L 377, 31.12.1991, p. 20. Directiva cuya última modificación la constituye la Directiva 94/31/CE (DO L 168 de 2.7.1994, p. 28)

Capítulo 2

Estas áreas han sido cuidadosamente seleccionadas para abarcar exhaustivamente los efectos ambientales más importantes y a la vez garantizar que la evaluación sea práctica y relevante. Aunque los efectos se han abarcado en gran medida, no ha sido posible definir una metodología que cubra cualquier posible impacto, por ejemplo el uso de sustancias menos peligrosas y la posibilidad de que se produzcan accidentes. Así pues, el usuario debería ser consciente en todo momento de que existen efectos ambientales no considerados aquí y debería asegurarse de que, a pesar de todo, figuren en la evaluación final.

Durante el desarrollo de este documento se analizó un área ambiental adicional, el agotamiento abiótico. Esta área habría ayudado a medir los recursos utilizados por el proceso y permitido considerar el agotamiento potencial de los recursos de la Tierra. Aunque el agotamiento abiótico sigue siendo una cuestión primordial, existían serias dudas sobre la fiabilidad de los factores a partir de los cuales se había descrito. Igualmente se tenía la impresión de que era poco probable que fuese a ser un área determinante frente a otras como la toxicidad en humanos o el potencial de creación de ozono fotoquímico. Por todo ello se decidió no tener en cuenta el agotamiento abiótico en la metodología.

Para calcular los efectos cruzados se utilizan dos enfoques distintos:

Al evaluar los efectos de calentamiento global, acidificación, eutrofización, reducción de la capa de ozono y potencial de creación de ozono fotoquímico, los distintos contaminantes pueden equipararse a una sustancia de referencia equivalente mediante factores de multiplicación. Por ejemplo, gran número de gases de efecto invernadero pueden expresarse como equivalentes al dióxido de carbono para atribuirles un «potencial de calentamiento global» (PCG). Expresar los distintos contaminantes por medio de sustancias de referencia permite compararlos directamente y también computar conjuntamente un gran número de contaminantes para valorar el alcance del efecto total de las emisiones. La emisión básica de cada gas de efecto invernadero liberado por las opciones alternativas puede entonces multiplicarse por el PCG de ese mismo gas y, por tanto, compararse para conocer cuál tiene efectos más graves; los gases también pueden sumarse para obtener un equivalente en dióxido de carbono total para la opción (en kg de dióxido de carbono) a partir de la ecuación siguiente:

$$\text{Potencial de calentamiento global} = \sum \text{PCG}_{(\text{contaminante})} \times \text{masa}_{(\text{contaminante})}$$

En cuanto a las áreas de toxicidad en humanos y toxicidad acuática, la masa de un contaminante concreto emitido puede dividirse por el umbral de toxicidad de ese contaminante para obtener el volumen de aire o agua necesario para diluir la emisión a niveles seguros en el momento de su liberación. Posteriormente, ese volumen de aire o de agua puede sumarse y dar lugar a un volumen de agua o aire teórico total contaminado hasta el umbral, lo que hace posible comparar las propuestas alternativas.

$$\text{Toxicidad} = \sum \frac{\text{masa del contaminante liberado}}{\text{umbral de toxicidad del contaminante}}$$

Los factores de multiplicación y los umbrales de toxicidad empleados en los dos enfoques arriba descritos se obtienen a partir de métodos establecidos, que han sido desarrollados en el marco de foros internacionales reconocidos. En ausencia de foros internacionales acreditados, los factores de multiplicación se han obtenido a partir de las prácticas habituales en uso en los Estados miembros. El enfoque que se presenta más adelante para valorar el potencial total de toxicidad en humanos difiere del sistema general presentado, ya que emplea un factor de toxicidad adimensional correspondiente a su equivalente en plomo para obtener el total hipotético.

La metodología de efectos cruzados descrita en este documento puede servir para valorar opciones alternativas consideradas MTD potenciales, ya que permite comparar el efecto ambiental de cada una de ellas en siete áreas ambientales distintas.

Las situaciones locales probablemente requieran evaluaciones adicionales; también será necesario garantizar que las emisiones de la propuesta se someten a las exigencias de calidad ambiental y cumplen con lo dispuesto en el artículo 10 de la Directiva. Al adoptar decisiones locales normalmente se dispone de información más detallada sobre las emisiones y el entorno, lo que posibilita realizar una evaluación más profunda, normalmente constituida por modelos de dilución o dispersión de contaminantes concretos y una evaluación de su impacto sobre el entorno local. Existen, además, otras cuestiones como el ruido, los olores y las vibraciones que también deben evaluarse en las instalaciones concretas pero que no pueden valorarse fácilmente a partir de la metodología propuesta.

Las limitaciones que conlleva aplicar la metodología de efectos cruzados a una instalación se analizan en el presente documento junto con una herramienta de detección que puede ayudar a dar prioridad a los contaminantes más peligrosos (apartado 2.6.4.). Esta herramienta de detección permite identificar los contaminantes más preocupantes de modo que puedan valorarse en mayor detalle cuando sea necesario. Las metodologías empleadas para establecer las condiciones de los permisos en los distintos Estados miembros se detallan en el anexo 13.

2.5.1 Toxicidad en humanos

Impedir o minimizar los efectos tóxicos para el ser humano es un aspecto prioritario de cualquier proceso de IPPC propuesto. Al manejar un proceso industrial, los efectos tóxicos potenciales dependerán de los químicos emitidos, la masa de sustancias químicas liberadas y la toxicidad en humanos de éstas. La metodología presentada más adelante utiliza la masa de cada contaminante emitido y el factor de toxicidad correspondiente para calcular un total hipotético que permite comparar las opciones. Este enfoque también hace posible que el usuario identifique qué contaminantes afectan significativamente al medio ambiente y que, por tanto, resulta prioritario controlar.

2.5.1.1 Evaluación del potencial de toxicidad en humanos de una propuesta

Existe un importante marco legislativo que establece umbrales para los contaminantes en el ambiente, además de legislación para la protección de la salud y la seguridad de los trabajadores ante el riesgo de exposición a sustancias químicas en el lugar de trabajo. Los límites fijados en la legislación conforman una base sólida para evaluar el potencial de toxicidad en humanos de las propuestas alternativas sometidas a examen. En rigor, no existe ningún sistema científico acordado para sumar los diferentes efectos tóxicos, algunos de los cuales presentan distintas escalas temporales de efectos y distintos impactos sobre la salud. A pesar de todo, el enfoque presentado en este documento proporciona, cuando menos, una estructura común sobre la que comparar de algún modo los escenarios alternativos. Se tiene en cuenta la toxicidad directa en humanos por inhalación, lo que simplifica el modo de exposición real de los seres humanos.

$$\text{potencial de toxicidad humana (eq. a kg de plomo)} = \sum \frac{\text{masa de contaminante liberado a la atmósfera (kg)}}{\text{factor de toxicidad del contaminante}}$$

Donde:

el potencial de toxicidad en humanos es un número indicativo (en kg equivalentes al plomo) que permite comparar opciones; cuanto mayor sea el número obtenido, mayor será el potencial de toxicidad;

la masa de contaminante liberado se expresa en kg;

el factor de toxicidad del contaminante es un número adimensional (véase el anexo 1)

2.5.1.2 Aspectos que hay que tener en cuenta

Esta metodología sirve de base para que el usuario compare técnicas alternativas que generan distintos contaminantes incluso cuando éstos tienen efectos tóxicos de amplio alcance. También permite al usuario identificar qué contaminantes son los más preocupantes por su potencial de toxicidad en humanos. La toxicidad es una cuestión compleja y deben extremarse las precauciones al llevar a cabo una evaluación y al valorar los resultados. Los factores de toxicidad enumerados en el anexo 1 se han obtenido de datos nacionales sobre límites de exposición laboral y, por tanto, inicialmente calculados para distintos fines.

Esta metodología se ha desarrollado únicamente para comparar alternativas; no resulta apropiada para evaluar los efectos reales de las emisiones en el entorno local de una instalación concreta. Las propiedades físicas de los contaminantes y su destino y efectos no se tienen en cuenta en este cálculo simplificado, del que se obtiene una cifra que sólo puede emplearse para comparar opciones alternativas.

Los usuarios deben comprender las limitaciones de este enfoque simplificado. Es un indicador útil para comparar opciones e identificar qué contaminantes serían probablemente los más peligrosos, pero no se pretende emplearlo para otros fines. Se necesitarían más estudios para determinar los efectos ambientales reales derivados de la liberación de cada contaminante en casos concretos. Si se liberan contaminantes cuyo umbral de toxicidad no aparece en la lista del anexo 1, éstos deberían identificarse por separado y sus probables efectos analizarse en el informe final.

2.5.2 Calentamiento global

El aumento de gases de efecto invernadero presentes en la atmósfera tiene como consecuencia una mayor retención de la energía del sol en la atmósfera. Este efecto se llama normalmente «calentamiento global» o «efecto invernadero». Se prevé que los efectos del calentamiento global se mostrarán en forma de aumento de la temperatura y cambios en el clima de la Tierra, lo que puede afectar al comportamiento de las precipitaciones y a la disponibilidad de agua dulce, provocar cambios en las prácticas agrícolas, un aumento del nivel del mar, etc. Para ralentizar los cambios provocados por el calentamiento global, es necesario reducir las emisiones de estos gases contaminantes. La opción elegida al decidir qué alternativa implantar en un proceso de IPPC debería tener en cuenta la cantidad de gases de efecto invernadero liberados por las distintas técnicas. La metodología que se explica a continuación permite comparar los efectos sobre el calentamiento global de las diferentes alternativas sometidas a examen.

Para obtener una explicación más detallada y conocer el debate científico sobre el calentamiento global y sus probables efectos se remite al lector al documento «Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change» (IPCC) [2, Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, 2001].

2.5.2.1 Evaluación del potencial de calentamiento global de una propuesta

Los gases contaminantes (es decir, los gases de efecto invernadero) que provocan el calentamiento global han sido objeto de un estudio exhaustivo por parte de los científicos de todo el mundo. El IPCC coordina estos esfuerzos y ha determinado los «potenciales de calentamiento global» (PCG) [2, Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, 2001] de gran número de gases de efecto invernadero. Los PCG son índices que permiten calcular aproximadamente la contribución relativa al calentamiento global que implica la emisión de 1 kg de un gas de efecto invernadero cualquiera en comparación con la emisión de 1 kg de dióxido de carbono (los PCG se expresan en forma de kg equivalentes de CO₂).

Las emisiones básicas de los distintos contaminantes recopilados en el inventario, que dio lugar a la directriz 2, pueden multiplicarse por su PCG y expresarse en forma de kg de dióxido de carbono equivalentes. Los gases de efecto invernadero liberados pueden, pues, recopilarse y constar como un efecto total equivalente al dióxido de carbono mediante la siguiente ecuación:

$$\text{potencial calentamiento global (PCG (total))} = \sum \text{PCG (contaminante)} \times \text{masa de contaminante emitida (contaminante)}$$

Donde:

PCG_(total) es la suma de los potenciales de calentamiento global de los gases de efecto invernadero liberados (equivalentes a kg de CO₂) de la opción sometida a examen

Masa de contaminante emitida_(contaminante) corresponde a la masa de un contaminante concreto (gas de efecto invernadero) sometido a examen; por ejemplo: CO₂, CH₄, N₂O, etc. (en kg).

Así, se puede comparar el potencial de calentamiento global total, expresado como equivalente al dióxido de carbono, de las distintas opciones alternativas.

2.5.2.2 Aspectos que hay que tener en cuenta

Los PCG aquí empleados (anexo 2) son los previstos para un horizonte de 100 años, según ha publicado el IPPC [2, Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, 2001] (página 388). Se ha establecido un horizonte de 100 años porque permite considerar los efectos a una escala de tiempo razonable, pero sin las inseguridades asociadas a horizontes más extensos. Con todo, la seguridad no es absoluta, ya que muchos gases de efecto invernadero perduran en la atmósfera durante muchísimo tiempo. Los usuarios y las personas encargadas de tomar las decisiones deberían recelar de técnicas que producen gases con potenciales de calentamiento global menores pero más largos en la atmósfera en vez de otras opciones que liberan gases de vida más corta. Para ayudar a evaluar las alternativas, el anexo 2 recoge la vida atmosférica de los diferentes gases de efecto invernadero.

Una Directiva reciente de la UE (2003/87/CE) establece un programa de compraventa de emisiones de gases de efecto invernadero para la Unión que modificará la Directiva 96/61/CE (IPPC) del Consejo. Esta Directiva pretende reducir las emisiones de gases de efecto invernadero con el fin de cumplir las obligaciones de la Unión Europea previstas en la «Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático» y el «protocolo de Kioto».

Como condición para la puesta en marcha de este programa se requiere que los permisos IPPC no establezcan límites a las emisiones directas de gases de efecto invernadero de instalaciones que estén dentro del ámbito de aplicación del programa. El motivo es garantizar que no haya conflictos entre los dos instrumentos ambientales, sin perjuicio de cualquier requisito derivado de la Directiva IPPC relativo a la eficiencia energética.

El objetivo de la valoración que se describe en este documento, dentro del proceso de evaluación de efectos cruzados, es decidir cuál de las alternativas sometidas a examen ofrece el máximo nivel de protección del medio ambiente en su conjunto. El PCG es un parámetro útil para realizar esa evaluación, pero no es adecuado para el desarrollo o el establecimiento de los límites en los permisos IPPC y no debería provocar conflictos entre el programa de compraventa de gases de efecto invernadero y la evaluación de los efectos cruzados.

2.5.3 Toxicidad acuática

Las emisiones a medios acuáticos pueden tener efectos tóxicos sobre las plantas y animales que viven en ellos. La metodología descrita a continuación permite al responsable de la toma de decisiones evaluar el efecto de toxicidad acuática total de las opciones alternativas y, a continuación, clasificarlas según el nivel de deterioro ambiental que pueden causar en el medio acuático. El cálculo empleado para establecer la toxicidad acuática es análogo al empleado para determinar el potencial de toxicidad en humanos de una propuesta. El volumen de agua necesario para diluir la emisión a su umbral de toxicidad se calcula a partir de la «concentración prevista sin efecto, *predicted no effect concentration*» (PNEC) conocida de los contaminantes liberados.

2.5.3.1 Evaluación del potencial de toxicidad acuática de una propuesta

Son numerosos los trabajos dedicados a evaluar la toxicidad de los contaminantes en medio acuático; como resultado de ellos se ha podido definir un gran número de contaminantes. El efecto tóxico de los distintos contaminantes puede expresarse a través de la «concentración prevista sin efecto» (PNEC) en mg/l del contaminante en cuestión, es decir, el nivel al que no se pueden detectar efectos tóxicos. Dividiendo la masa de un contaminante emitido entre su PNEC, el usuario puede calcular el volumen teórico de agua que sería necesario para diluir la emisión por debajo de su umbral de PNEC. Los volúmenes de agua de todos los contaminantes pueden sumarse, a continuación, para calcular el volumen teórico de agua necesario para diluir la emisión a su «concentración prevista sin efecto» (PNEC) utilizando para ello la fórmula que figura a continuación.

$$\text{Toxicidad acuática (m}^3\text{)} = \sum \frac{\text{masa de contaminante liberada (kg de contaminante) } \times 10^{-3}}{\text{PNEC del contaminante (mg/l) } \times 10^{-3}} \times 0,001$$

Donde:

Toxicidad acuática corresponde a la cantidad de agua (m³) necesaria para lograr la concentración prevista sin efecto en el agua

La **masa de contaminante liberada** es la masa de contaminante que se ha liberado al medio acuático, en kilogramos (multiplicados por 10³ para convertirlos en gramos)

La **PNEC del contaminante** es la concentración prevista sin efecto del contaminante, en mg/l (véase el anexo 3). El factor 10⁻³ convierte el resultado a gramos

El factor de multiplicación 0,001 convierte los litros a m³.

Las concentraciones previstas sin efecto de un buen número de contaminantes acuáticos y los métodos utilizados para obtenerlas se describen en el anexo 3.

2.5.3.2 Aspectos que hay que tener en cuenta

Calcular el volumen de agua que se necesitaría para diluir una emisión hasta su PNEC permite comparar directamente las distintas técnicas alternativas tomadas en consideración. El anexo 3 incluye una lista de las PNEC de cierto número de sustancias. Cuando la PNEC que se necesita no aparezca en la lista, el usuario debería asegurarse de que las sustancias en cuestión figuren claramente en el informe para que pueda tenerlas en cuenta el responsable de tomar la decisión en el momento de la evaluación.

El cálculo anteriormente descrito corresponde al volumen teórico de agua que sería necesario para diluir la emisión a su umbral de concentración prevista sin efecto y no representa el volumen o la concentración reales del agua contaminada resultantes del proceso. En una situación real, además, un litro de agua contendría más de un contaminante. Esta metodología resulta útil al decidir sobre una situación general, pero no basta para evaluar los impactos ambientales de unas instalaciones concretas. Para determinar las MTD de unas instalaciones se necesitará una evaluación más detallada que quizás requiera modelos de dilución precisos de los contaminantes individuales. También puede que sea necesario considerar los efectos sinérgicos y antagonistas de la combinación de contaminantes. Cuestiones como el tipo de curso de agua (río, lago, litoral, etc.), la dilución existente, los niveles de contaminación ambiente y los distintos usos del agua (agua potable, recreo, pesca, etc.) deberían tenerse en cuenta al establecer las condiciones concretas de un permiso.

Esta metodología es análoga al cálculo del potencial de toxicidad en humanos. En el texto que figura al final del anexo 3 se incluye un breve resumen del proceso que se ha seguido para obtener las PNEC, que guarda relación con el enfoque utilizado en la Directiva marco del agua [10, Comisión Europea, 2000]. En el momento de redactar este documento, la lista incluida en el anexo 3 era la lista de PNEC más completa disponible; a pesar de todo, conviene interpretar los resultados con cuidado. Para obtener las PNEC de sustancias concretas se han utilizado una serie de técnicas en las que se aplican diversos factores de seguridad dependiendo de la cantidad y el tipo de información disponible sobre los efectos tóxicos de la sustancia. Aunque es una aproximación útil que se ajusta al principio de precaución, los límites de confianza de los números obtenidos son distintos en cada caso.

El proceso para establecer los valores de PNEC prosigue y las metodologías se han depurado para adaptarlas a la metodología actual descrita en el documento de referencia [46, Oficina Europea de Sustancias Químicas, 2003]. Este documento de referencia se ha redactado para reforzar la Directiva de la Comisión 93/67/CEE [47, Comisión Europea, 1993] por la que se fijan los principios de evaluación del riesgo, para el ser humano y el medio ambiente, de las sustancias notificadas, el Reglamento (CE) de la Comisión nº 1488/94 [48, Comisión Europea, 1994] por el que se establecen los principios de evaluación del riesgo para el ser humano y el medio ambiente de las sustancias existentes y la Directiva 98/8/CE [49, Comisión Europea, 1998] del Parlamento Europeo y del Consejo relativa a la comercialización de biocidas.

A medida que avancen las evaluaciones, los valores obtenidos por la Oficina Europea de Sustancias Químicas a partir de los procedimientos establecidos, sustituirán los valores que aparecen detallados en la tabla del anexo 3.

El análisis completo de los efluentes podría resultar una herramienta útil a la hora de considerar la toxicidad acuática de las mezclas de sustancias, aunque hay que tener un cuidado especial al utilizar los datos de flujos de efluentes específicos al establecer conclusiones que afecten a todo el sector.

2.5.4 Acidificación

Se ha demostrado que la liberación a la atmósfera de sustancias acidificantes procedentes de gases ácidos provoca numerosos tipos de impactos. La acidificación afecta negativamente a los bosques, lagos y ecosistemas, y provoca el deterioro de las poblaciones de peces y la erosión de edificios y monumentos históricos. Aunque algunos gases ácidos tienen un origen natural, muchos de ellos se generan a partir de fuentes creadas por el hombre como el transporte, los procesos industriales y las prácticas agrícolas. El control sobre las emisiones acidificantes se ha convertido en una prioridad máxima en últimos años y se ha invertido mucho esfuerzo en mejorar la comprensión de los mecanismos de deposición del ácido y en negociar reducciones de emisiones de gases ácidos industriales.

2.5.4.1 Cómo evaluar el potencial de acidificación de una propuesta

Los gases que presentan los efectos acidificantes más significativos son el dióxido de azufre (SO_2), el amoniaco (NH_3) y los óxidos de nitrógeno (NO_x).

Los «potenciales de acidificación» calculados permiten expresar cada contaminante en forma equivalente al dióxido de azufre [15, Guinée et ál., 2001]. Al multiplicar la masa de contaminante liberado por el potencial de acidificación de un gas concreto se obtiene el efecto de acidificación total de una propuesta, que se expresa de forma general como equivalente al dióxido de azufre.

Las emisiones básicas, previamente recopiladas para el inventario previsto en la directriz 2, se suman siguiendo la siguiente fórmula:

$$\text{Acidificación} = \sum \text{PA}(\text{contaminante}) \times \text{masa de contaminante liberada (contaminante)}$$

Donde:

La **acidificación** se expresa como kg equivalentes a SO_2

PA(_{contaminante}) corresponde al potencial de acidificación del contaminante, equiparado al dióxido de azufre (véase el anexo 4)

Masa de contaminante liberada (_{contaminante}) es la masa de contaminante emitido, en kg

2.5.4.2 Aspectos que hay que tener en cuenta

Los potenciales de acidificación que figuran en el anexo 4 se han obtenido de [15, Guinée et ál., 2001] y corresponden a valores medios considerados representativos de Europa en su conjunto.

El detallado modelo que subyace en los potenciales de acidificación fue elaborado dentro del «Convenio sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia»² de la UNECE, que evalúa los efectos de la acidificación, la eutrofización y el ozono troposférico. Para ello se divide el terreno en cuadrículas independientes cuya sensibilidad a los efectos de la acidificación es evaluada. Este análisis se basa en una serie de factores, entre ellos el tipo de suelo, la vegetación, la capacidad de tamponamiento y en qué punto se encuentra el área respecto a su carga crítica de deposición de ácido. Cada una de las cuadrículas tiene su propio potencial de acidificación para los distintos gases contaminantes.

Existen ciertas limitaciones al empleo de este método, puesto que no se dispone de los potenciales de acidificación de todos los contaminantes que la provocan (por ejemplo, no se han obtenido valores para HCl o HF). Los potenciales de acidificación disponibles están, además, infravalorados, ya que no tienen en cuenta el impacto de la acidificación fuera de Europa. El efecto de las emisiones ácidas también varía dependiendo de dónde se producen las emisiones, las condiciones meteorológicas que fomentan su dispersión y la sensibilidad de la zona donde finalmente se depositan las emisiones.

Este enfoque resulta útil como indicador a la hora de tomar una decisión sobre la mejor opción para el medio ambiente cuando la ubicación geográfica de la propuesta es desconocida, como sucede al establecer las MTD en un documento BREF. **Nótese que los valores del potencial de acidificación medio no son apropiados cuando la ubicación de la propuesta sí es conocida.** Al determinar las condiciones del permiso para instalaciones concretas probablemente sea

² La metodología de evaluación del Convenio sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia de la Comisión Económica de las Naciones Unidas para Europa (CENUE) se resume en la siguiente página: <http://www.iiasa.ac.at/~rains/dutch/pollueng.pdf>

necesario aplicar un modelo de dispersión preciso que valore los efectos de la emisión, en especial cuando las exigencias locales de calidad del aire puedan peligrar a causa de concentraciones ya existentes o en áreas con receptores sensibles.

2.5.5 Eutrofización

La eutrofización es el enriquecimiento que se produce cuando los contaminantes que actúan como nutrientes para organismos fotosintéticos alcanzan directa o indirectamente un ecosistema. Este aumento de nutrientes provoca que algunas especies de plantas crezcan en exceso y otras desaparezcan. La eutrofización es especialmente problemática en aguas costeras e interiores, donde las algas pueden proliferar y provocar la reducción del contenido de oxígeno en el agua, lo cual afecta a plantas, peces y otras formas de vida; además, estas algas a menudo son tóxicas para los animales y los seres humanos. El vertido excesivo de nitrógeno en el suelo puede aumentar las concentraciones de nitrato de las aguas subterráneas, lo que a su vez provoca que tengan un sabor desagradable. La eutrofización también puede ocasionar la filtración del nitrógeno del suelo, lo que aumenta la acidificación tanto de las aguas superficiales como subterráneas.

2.5.5.1 Evaluación del potencial de eutrofización de una propuesta

Los compuestos que provocan eutrofización son los que contienen nitrógeno y fósforo. La metodología de análisis del ciclo de vida permite recopilar los potenciales de eutrofización de varios compuestos, para que los efectos totales de las propuestas alternativas puedan calcularse. El efecto de eutrofización puede medirse a través de la fórmula siguiente:

$$\text{Eutrofización} = \sum \text{potencial de eutrofización}_{(\text{contaminante})} \times \text{masa de contaminante liberada}_{(\text{contaminante})}$$

Donde:

el **potencial de eutrofización**_(contaminante) del contaminante se expresa en forma de kg equivalentes a ion fosfato PO_4^{3-} (véase el anexo 5)

la **masa de contaminante liberada**_(contaminante), en kg, se ha obtenido del inventario previamente realizado (directriz 2).

Los potenciales de eutrofización del anexo 5 se han obtenido de [11, Guinée, 2001].

2.5.5.2 Aspectos que hay que tener en cuenta

Los potenciales de eutrofización presentados en este documento se basan en cómo contribuyen los contaminantes liberados a la formación de biomasa y se han obtenido a partir de la composición media (relación N/P) de la biomasa.

Las limitaciones a la hora de aplicar esta metodología a una instalación son parecidas a las descritas anteriormente en el apartado de la acidificación. Aunque es útil para tomar decisiones sobre cuestiones generales, el enfoque no resulta adecuado para medir el potencial de eutrofización de las emisiones en instalaciones concretas porque pasa por alto las características locales de la dispersión, el destino del contaminante una vez liberado, la naturaleza del medio receptor y la sensibilidad del entorno local ante el contaminante en cuestión.

Capítulo 2

Esta metodología se basa en el enfoque utilizado en los análisis del ciclo de vida. Existen dudas sobre si es adecuado sumar conjuntamente las emisiones atmosféricas, acuáticas y terrestres (es decir, los efectos ambientales en los distintos medios ambientales), ya que no está clara su validez científica. A pesar de todo, este análisis permite valorar de forma rápida y sencilla el potencial de eutrofización de las opciones que vayan a ponerse en práctica. Los usuarios deberían ser precavidos al utilizarlo y, cuando los resultados no estén claros, quizás sea necesario descomponer de forma más detallada el destino de los contaminantes (y clasificar las emisiones según sean atmosféricas/acuáticas/terrestres).

Al determinar las condiciones de concesión de un permiso para una instalación concreta es probable que tenga que aplicarse un modelo de dispersión preciso, y por separado, a los contaminantes (atmósfera/agua/tierra) en su entorno local.

2.5.6 Reducción de la capa de ozono

La capa de ozono es la capa de la estratosfera que ayuda a proteger a los animales y las plantas de las radiaciones ultravioletas del sol. La reducción de la capa de ozono es el efecto consistente en la descomposición de la capa de ozono estratosférica a causa de reacciones químicas provocadas por los contaminantes liberados por las actividades humanas. Entre estos gases contaminantes destacan los clorofluorocarbonos, los halones y otros gases que podrían emitirse a partir de procesos IPPC. La reducción de la capa de ozono puede dañar las cosechas y tener efectos sobre la salud como cataratas en los ojos o cánceres cutáneos tanto en personas como en animales.

La estrategia para ralentizar la reducción de la capa de ozono consiste en reducir las emisiones de los gases contaminantes que provocan la destrucción de la capa de ozono.

2.5.6.1 Evaluación del potencial de reducción de la capa de ozono de una propuesta

Para contribuir a la estrategia de reducción de emisiones de gases contaminantes se han evaluado los efectos de reducción de la capa de ozono estratosférico de una gran cantidad de gases. Los resultados de la investigación realizada los ha reunido la Organización Meteorológica Mundial [3, Organización Meteorológica Mundial, 1998]. El protocolo de Montreal de 1987 relativo a las sustancias que agotan la capa de ozono [31, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 1987] aporta una lista de factores de multiplicación que permiten multiplicar distintos gases por su «potencial de reducción de la capa de ozono» y expresarlos como equivalentes a CFC-11.

Los potenciales de reducción de la capa de ozono de una serie de gases pueden sumarse y expresarse en forma de potencial de destrucción del ozono a partir de la siguiente fórmula:

$$\text{Reducción del ozono} = \sum \text{potencial de reducción de ozono(contaminante)} \times \text{masa de contaminante liberada(contaminante)}$$

Donde:

Reducción del ozono corresponde a la suma de potenciales de reducción del ozono de la técnica sometida a examen, en kg equivalentes a CFC-11

Los **potenciales de reducción de la capa de ozono** figuran en el anexo 6

La masa de contaminante liberada_(contaminante) es la masa de contaminante expresada en kg.

2.5.6.2 Aspectos que hay que tener en cuenta

Los efectos de la contaminación sobre la capa de ozono y la teoría de los potenciales de reducción son relativamente bien conocidos y están aceptados internacionalmente. La reducción del ozono no provoca efectos ambientales locales, y aunque la minimización del uso de sustancias químicas que la producen sigue siendo una de las principales prioridades para la concesión del permiso, es poco probable que al evaluar instalaciones concretas esta cuestión se trate en mayor detalle que en este documento.

2.5.7 Potencial de creación de ozono fotoquímico

El ozono situado a menos altura, también llamado troposférico, es un contaminante que se forma por una serie compleja de reacciones químicas iniciadas por la luz del sol y en las que reaccionan óxidos de nitrógeno (NO_x , donde $\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$) y compuestos orgánicos volátiles (COV) para crear ozono. Estas reacciones químicas no son instantáneas, sino que tienen lugar a lo largo de varias horas o incluso días, dependiendo del componente. Una vez se ha producido, el ozono pueden persistir durante varios días.

Por ello, el ozono medido en una ubicación concreta puede haber sido causado por COV y emisiones de NO_x procedentes de muchos cientos o incluso miles de kilómetros de distancia, y pueden seguir viajando a lo largo de distancias parecidas. Las concentraciones máximas se producen normalmente a una distancia en la dirección del viento desde las áreas donde se originan las emisiones contaminantes precursoras. En zonas urbanas, donde las concentraciones de emisiones generadas por el tráfico pueden ser elevadas, el óxido nítrico (NO) procedente de los tubos de escape puede reaccionar con el ozono y formar dióxido de nitrógeno (NO_2), lo que reduce las concentraciones de ozono troposférico. Sin embargo, al arrastrar el aire en movimiento los contaminantes primarios, sigue generándose más ozono y las concentraciones aumentan en áreas situadas en la dirección del viento [7, Comisión Europea, 1999].

El ozono troposférico puede afectar negativamente a la salud humana (por ejemplo, provocar dificultades respiratorias en las personas sensibles), a la vegetación y a los materiales, pudiendo llegar a corroerlos. La estrategia que se sigue para controlar los niveles de ozono troposférico es reducir los niveles de NO_x y COV liberados en los procesos industriales.

2.5.7.1 Evaluación del potencial de creación de ozono fotoquímico de una propuesta

El potencial de creación de ozono de los distintos COV depende de su estructura y reactividad. Para evaluar el efecto total producido al liberar COV diferentes, el «Protocolo del Convenio para luchar contra la acidificación, la eutrofización y el ozono troposférico»³ de la UNECE propuso el uso de los potenciales de creación de ozono fotoquímico (PCOF). Utilizar los PCOF permite expresar una serie de COV como equivalentes al etileno y sumarlos:

$$\text{PCOF}_{\text{total}} = \sum \text{PCOF}_{\text{contaminante}} \times \text{masa de contaminante liberada (contaminante)}$$

Donde:

PCOF_(total) es el **potencial de creación de ozono fotoquímico** en kg equivalentes a etileno

PCOF_(contaminante) es el potencial de creación de ozono fotoquímico de un contaminante concreto

La masa de contaminante liberada es la masa de contaminante con potencial de creación de ozono fotoquímico que se generaría, en kg (a partir del inventario descrito en la directriz 2).

Los PCOF de una serie de COV y otras sustancias; se puede consultar en el anexo 7.

³ Más información acerca del convenio en la siguiente dirección: http://www.unece.org/env/lrtap/multi_h1.htm

2.5.7.2 Aspectos que hay que tener en cuenta

Las reacciones que participan en la creación del ozono fotoquímico son complejas y difíciles de modelar con precisión al implicar la interacción de varias sustancias químicas con la luz solar y las condiciones meteorológicas. Se tienen aún muchas dudas sobre los valores de PCOF, por lo que predecir las concentraciones de ozono que se formarán es complicado. Aun así, el enfoque aquí presentado es una técnica útil para comparar los efectos de las propuestas alternativas.

También es necesario tomar en consideración las exigencias de la Directiva 1999/13/CE relativa a la limitación de las emisiones de compuestos orgánicos volátiles debidas al uso de disolventes orgánicos en determinadas actividades e instalaciones [44, Comisión Europea, 1999], donde se establecen valores límite para reducir las emisiones de COV.

2.6 Directriz 4 – interpretación de conflictos de efectos cruzados

Cuando se tenga una conclusión evidente después de llevar a cabo las evaluaciones previstas en las anteriores directrices, y siempre que se haya realizado un análisis de sensibilidad de las suposiciones principales, la recomendación puede ponerse por escrito, justificándola a partir de los datos derivados de la evaluación. Si no se alcanza una conclusión obvia a causa de conflictos de efectos cruzados, será necesario presentar los resultados de forma transparente para que la persona responsable de tomar la decisión pueda analizar los puntos fuertes de las distintas alternativas sometidas a examen.

Para poder comparar las alternativas y los resultados de las evaluaciones realizadas hasta ese momento, se dan a continuación tres enfoques que pueden utilizarse separada o conjuntamente:

- El primero es un enfoque simple que permite comparar los resultados de cada una de las áreas ambientales previamente calculadas.
- El segundo es más complejo y posibilita comparar los efectos calculados hasta ese momento respecto a los totales europeos en cada una de las áreas ambientales.
- El tercer enfoque permite comparar contaminantes concretos con el registro europeo de emisiones contaminantes.

Las directrices descritas hasta ahora resultan útiles ya que presentan la información de forma transparente para que la persona responsable de tomar la decisión pueda comparar las alternativas equitativamente. En esta fase es necesario cuestionar la exactitud de los datos y llevar a cabo un análisis de sensibilidad que podría basarse en la precisión de los factores que han sido utilizados. También podría ser necesario en esta fase tomar en consideración las prioridades relativas atribuibles a cada área ambiental o incluso a contaminantes concretos. La metodología no proporciona la decisión por si misma, no es más que una herramienta que hace posible que el usuario fije el contexto, de forma que la persona responsable de la toma de decisiones pueda considerar las alternativas en igualdad de condiciones.

Ninguna de las metodologías presentadas a continuación son perfectas, todas requieren la opinión de expertos para completar la evaluación. Entre las posibles cuestiones importantes (en particular en el caso de situaciones locales [18, Agencias de Medio Ambiente del RU, 2002],) [62, Agencia Federal de Medio Ambiente de Alemania, 1999] destacan las siguientes:

- Contribuir a la creación de un marco de referencia ambiental: si la aportación del proceso de una sustancia es muy baja en comparación con su marco de referencia, ésta tendrá menor importancia en el proceso de toma de decisiones que si su aportación fuese alta.
- Calidad ambiental: en zonas con peor calidad ambiental, puede concederse mayor importancia (en especial en situaciones de tipo local), en la evaluación del rendimiento relativo, a la reducción de la aportación del proceso a ese aspecto ambiental.

- Presencia de receptores sensibles: se puede conceder mayor importancia a la proximidad local de receptores o hábitats particularmente sensibles a la sustancia o sus impactos.
- Naturaleza de los efectos: los efectos irreversibles a largo plazo pueden considerarse más graves que los reversibles a corto plazo.
- Las sustancias muy persistentes, bioacumulativas, tóxicas y cancerígenas son prioritarias dado su potencial de efectos a larga distancia o transfronterizos.

2.6.1 Comparación simple de las distintas áreas ambientales

A partir de los valores calculados en la directriz 3, puede llevarse a cabo una comparación simple para ver cuál de las alternativas presenta los mejores resultados en cada área ambiental. Se trata de una evaluación rápida y sencilla que, por otro lado, no aporta información sobre la magnitud de las diferencias existentes entre cada una de las alternativas; así pues, seguirá siendo necesario debatir de algún modo hasta qué punto son significativas las diferencias entre ellas. Como se ha mencionado anteriormente, la realización de análisis de sensibilidad de los factores de los componentes aumenta el grado de objetividad de la evaluación de las alternativas.

2.6.2 Normalización respecto a los totales europeos

Los efectos de las opciones alternativas pueden normalizarse respecto a valores de referencia comunes. Esta referencia común podría consistir en la aportación de la alternativa en cuestión a una carga europea total específica (por ejemplo, la aportación de la alternativa sometida a examen al total de emisiones europeo de $4,7 \times 10^{12}$ kg equivalentes a dióxido de carbono). Puede servir de mecanismo para evaluar la importancia de los distintos efectos ambientales de las opciones alternativas. (Un paso análogo al «análisis contributivo» de la evaluación del ciclo de vida.)

La principal dificultad de este procedimiento radica en establecer el punto de referencia común respecto a los cuales normalizar los valores. Se ha intentado de algún modo establecer referencias comunes para las cargas totales europeas; las obtenidas a partir de las áreas empleadas en la metodología de efectos cruzados figuran a continuación en la Tabla 2.2.

| Área ambiental | Unidades | Carga total europea (1994/1995) |
|--|--|---------------------------------|
| Energía ¹ | MJ/año | $6,1 \times 10^{13}$ |
| Residuos ¹ | kg/año | $5,4 \times 10^{11}$ |
| Toxicidad en humanos | | No disponible |
| Calentamiento global (horizonte 100 años) ² | kg equivalentes a CO ₂ /año | $4,7 \times 10^{12}$ |
| Toxicidad acuática | | No disponible |
| Acidificación ² | kg equivalentes a SO ₂ /año | $2,7 \times 10^{10}$ |
| Eutrofización ² | kg equivalentes a PO ₄ ³⁻ /año | $1,3 \times 10^{10}$ |
| Reducción de la capa de ozono (horizonte temporal infinito) ² | kg equivalentes a CFC-11/año | $8,3 \times 10^7$ |
| Potencial de creación de ozono fotoquímico ² | kg equivalentes a etileno/año | $8,2 \times 10^9$ |

¹ Según [9, Blonk TJ et ál., 1997], sería mejor dividir los residuos entre peligrosos, no peligroso e inertes si se dispone de los datos necesarios; ² Basada en [8, Huijbregts et ál., 2001]

Tabla 2.2: Cargas totales europeas

Los usuarios deberían actuar con precaución al utilizar esta metodología. Los totales europeos que se muestran en la tabla anterior conllevan importantes incertidumbres, por lo que las conclusiones obtenidas a partir de ellos deberían analizarse con cautela. Por ello sólo se recomienda tener en cuenta las diferencias en lo que respecta a ordenes de magnitud.

2.6.3 Normalización respecto a los datos del registro europeo de emisiones contaminantes

Al aplicar la metodología, los niveles de emisión conocidos de diferentes contaminantes generados por el uso de distintas técnicas pueden compararse respecto al total de emisiones de las instalaciones IPPC en la UE, según figuran en el registro europeo de emisiones contaminantes (EPER⁴). La comparación puede llevarse a cabo a partir de las cifras totales de todos los sectores o, preferiblemente, con los datos totales del sector IPPC en cuestión. Puede realizarse mediante datos de la UE en su conjunto o bien en cada estado. El sencillo ejemplo que sigue sirve para ilustrar cómo podrían normalizarse las emisiones.

Una técnica provoca, por ejemplo, emisiones de metano a la atmósfera correspondientes al 0,01% del total de emisiones atmosféricas de metano del sector (de la UE) y, al mismo tiempo, un nivel de emisiones de fenoles correspondientes al 1% del total de emisiones al agua de este tipo del sector (de la UE). Por otro lado, una segunda técnica genera emisiones atmosféricas de metano correspondientes al 0,1% de las emisiones totales de metano a la atmósfera del sector (de la UE) y emisiones al agua de fenoles correspondientes al 0,001% del total de este tipo de emisiones al agua del sector (de la UE). Si se compara esta técnica con la primera se observa que provoca 10 veces más emisiones relativas de metano a la atmósfera, si bien las emisiones relativas de fenol al agua son 1.000 veces inferiores.

Al utilizar datos del EPER habría que tener presente que la precisión de la información no es, inevitablemente, del 100%, sino que presenta niveles de incertidumbre parecidos a los de las cargas totales europeas. Por este motivo se aconseja tomar en consideración únicamente las diferencias en ordenes de magnitud.

2.6.4 Detección de efectos ambientales locales

El apartado 4 del artículo 9 y el considerando 18 de la Directiva establecen que corresponde a los Estados miembros decidir cómo tomar en consideración las condiciones ambientales locales. El artículo 3 de la Directiva obliga a hacer funcionar las instalaciones de forma que no provoquen contaminación significativa. Al establecer las MTD de un sector concreto no puede tener en cuenta las cuestiones locales en detalle, por lo que esta sección describe un método que permite realizar una estimación del nivel de relevancia de las condiciones locales. Dentro de Europa existen variaciones significativas en los ambientes receptores, tanto por lo que respecta a las concentraciones locales de contaminantes como a las prioridades ambientales. En cualquier proceso concreto, la evaluación de los posibles impactos de una propuesta podría requerir la utilización de un modelo de dilución y dispersión preciso para los distintos contaminantes. Los factores de dilución que se tratan a continuación pueden emplearse como herramienta de detección rápida para evaluar qué contaminantes requerirían un modelo más preciso en una situación local. También podrían ser igualmente adecuadas otras técnicas, dependiendo de los procedimientos y de las normas de calidad ambiental implantadas por los distintos Estados miembros.

Se considera que los factores de dilución detallados a continuación ofrecen un nivel de protección suficiente en numerosos casos. [18, Agencias de Medio Ambiente del RU, 2002] [45, Goetz et al., 2001] Con todo, en determinadas condiciones locales es posible que se supere o se

⁴ La Comisión adoptó la Decisión 2000/479/CE de 17 de julio de 2000 relativa a la realización de un inventario europeo de emisiones contaminantes (EPER) con arreglo al apartado 3 del artículo 15 de la Directiva IPPC.

El EPER permitirá consultar la información sobre las emisiones de 50 contaminantes y grupos de contaminantes que superen determinados umbrales establecidos procedentes de instalaciones incluidas en la Directiva IPPC. En junio de 2003 los Estados miembros tuvieron que informar por primera vez a la Comisión sobre las emisiones anuales totales de 2001 (opcionalmente de 2000 o 2002). Para obtener más información sobre los contaminantes recopilados en el EPER consulte la Decisión de la Comisión 2000/479/CE (http://www.europa.eu.int/eur-lex/en/lif/reg/en_register_151020.html).

La Comisión, en colaboración con la Agencia Europea del Medio Ambiente, hace posible que los datos del registro EPER sean públicamente accesibles dándolos a conocer a través de Internet, con información específica sobre instalaciones de fuentes contaminantes relevantes, así como varias cifras totales. (<http://www.eper.cec.eu.int>).

esté cerca del umbral de una norma de calidad ambiental para un contaminante determinado. En estos casos puede que sea igualmente apropiado realizar una valoración detallada del contaminante en cuestión para analizar su posible impacto. Por otro lado, podría haber situaciones en las que sería necesario tener en cuenta la dispersión y los impactos de las emisiones a larga distancia. También puede ocurrir que la emisión del proceso IPPC atraviese un sistema de tratamiento de aguas antes de su vertido al curso de agua, de forma que fuese necesario tener en cuenta su impacto. Aunque este apartado se centra en las emisiones atmosféricas y acuáticas, otras cuestiones como los olores o los ruidos podrían resultar importantes en el ámbito local. En última instancia, la decisión sobre qué enfoque debe adoptarse y si se requiere establecer un modelo preciso deberá adoptarse localmente.

Detección de efectos ambientales locales

Para detectar si los efectos ambientales son significativos en el ámbito local puede utilizarse como guía la sencilla metodología que sigue.

$$\text{Concentración dispersa} = \frac{\text{concentración de la emisión (mg/m}^3 \text{ o mg/l)}}{\text{factor de dilución}}$$

En ausencia de datos característicos reales pueden utilizarse factores de dilución estándar en el proceso de detección:

- **vertidos al agua: factor de dilución 1.000**
- **emisiones a la atmósfera: factor de dilución 100.000 (basado en las emisiones de chimeneas de, por ejemplo, plantas de combustión)**

La concentración dispersa resultante puede entonces compararse con las exigencias de calidad ambiental en cuestión u otros datos de referencia.

Si la emisión no contribuye a una concentración dispersa superior al 1% de la norma de calidad ambiental en cuestión, o de los datos de referencia utilizados, a veces se considera no significativa (véase el texto que precede a este cuadro).

2.7 Conclusiones sobre los efectos cruzados

Las metodologías presentadas anteriormente permiten comparar opciones alternativas. Las directrices se han ideado para hacer el proceso de evaluación lo más transparente posible. Para garantizar que la evaluación sea eficiente, ha sido necesario simplificar las metodologías; ha habido que equilibrar la complejidad de la evaluación y los recursos disponibles en el momento de realizarla. Los usuarios deben ser conscientes de ello y asegurarse de que la decisión final no se vea distorsionada por estas simplificaciones.

Las directrices de la metodología de efectos cruzados deberían emplearse con precaución a causa de las limitaciones analizadas previamente en este texto. Uno de los principales problemas es la elección de factores de multiplicación, ya que pueden llegar a sesgar los datos considerablemente. La confianza en los resultados calculados disminuye a medida que se utilizan los factores de multiplicación y se añaden distintos contaminantes. Por ello, el texto también expresa dudas sobre el modo de obtención de los factores de multiplicación. Puesto que cada paso añade mayor incertidumbre, los márgenes de error de las cifras se incrementan.

Capítulo 2

Aunque la evaluación de efectos cruzados presentada es completa, no es ni exhaustiva ni exclusiva, ya que existen factores adicionales que podrían ser relevantes en casos concretos. Por ejemplo, podría haber contaminantes liberados en el proceso que escaparan a las áreas ambientales aquí descritas. O contaminantes que, si bien presentan efectos en algún área ambiental, no disponen de factores de multiplicación previamente calculados. La Directiva IPPC prevé que se tengan en cuenta aspectos que no pueden incorporarse a la evaluación como el ruido, la vibración, los olores, los riesgos ambientales, etc. El usuario debería estar muy atento para asegurarse de que no se dejen de lado en la evaluación otros efectos ambientales de importancia que podrían resultar de la aplicación de una propuesta.

Cualquier aspecto tenido de forma parcial o cualquier duda sobre la validez de los datos requieren la comprensión tanto por parte del usuario de la metodología de efectos cruzados como de la persona responsable de tomar la decisión. Para valorar los resultados de la evaluación y determinar cuál de las opciones es la preferida desde un punto de vista ambiental se necesitarán opiniones expertas. El usuario deberá, además, garantizar que se haya mantenido la transparencia en todo momento durante del proceso de evaluación y en el momento de la toma de decisiones.

3 METODOLOGÍA DE CÁLCULO DE COSTES

Una vez ordenadas las opciones según su rendimiento ambiental, la opción que tenga el menor impacto sobre el medio ambiente en su conjunto se considerará normalmente MTD, a menos que las consideraciones económicas la conviertan en inviable [18, Agencias de Medio Ambiente del RU, 2002]. Tras la evaluación de efectos cruzados es posible que haya que comparar los costes de las técnicas alternativas; para poder computarlas de forma coherente es necesario que la información sobre costes, que podría haberse obtenido a partir de distintas fuentes, se recopile y trate del mismo modo. Las reglas que se explican a continuación contribuyen a crear un marco en el que los costes pueden ser recopilados, atribuidos y procesados con transparencia, de modo que sea posible realizar comparaciones en igualdad de condiciones.

Es importante tener en cuenta, al utilizar datos de cálculo de costes, que los convenios de contabilidad varían entre los distintos países de Europa y entre las empresas. Como consecuencia, puede ser realmente complicado realizar comparaciones de la información de costes de las instalaciones, especialmente cuando los costes en cuestión se han obtenido de diferentes fuentes o se han manejado de distintos modos. La metodología que se describe más adelante se basa en el trabajo realizado por el GTT de IPPC sobre efectos económicos y cruzados y recogido en el documento «Costing Methodology for BAT Purposes» [4, Vercaemst, 2001]. Este estudio se basa en las recomendaciones publicadas por la Agencia Europea del Medio Ambiente en el documento «Guidelines for defining and documenting data on costs of possible environmental protection measures» [6, Agencia Europea del Medio Ambiente, 1999] y en las directrices VDI - 3800 [36, VDI, 2000].

La metodología de cálculo de costes establece un marco que permite recopilar y procesar datos de costes de instalación, explotación y mantenimiento de un proceso o técnica. La adopción de un enfoque coherente de este tipo permite comparar las alternativas, aun cuando los datos se hayan obtenido de distintas empresas, industrias, regiones o países. Los pasos que se analizarán en este capítulo se muestran de forma esquemática a continuación en la Figura 3.1.

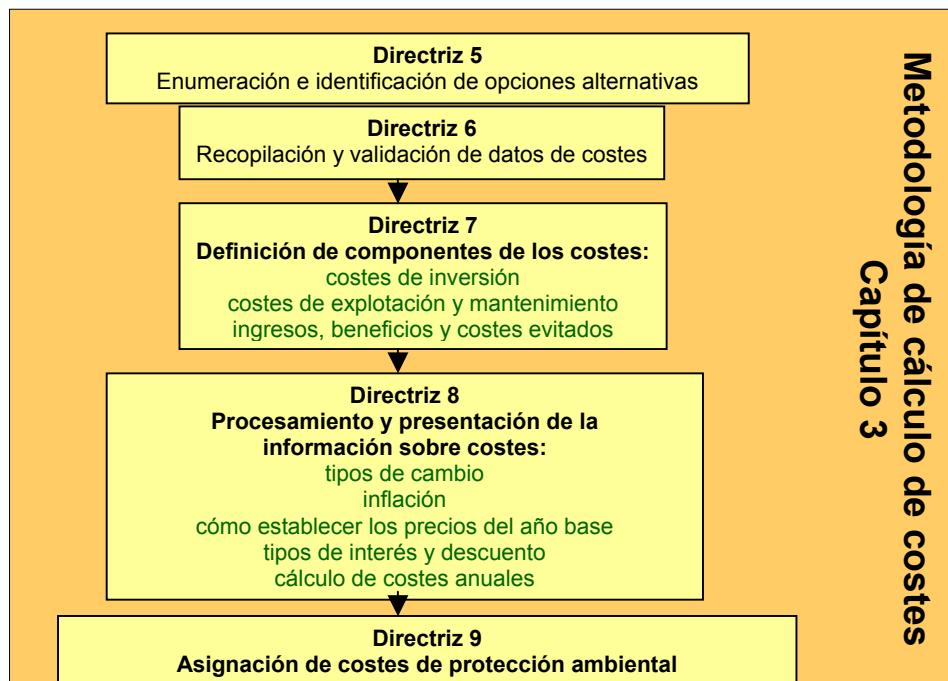


Figura 3.1: Pasos de la metodología de cálculo de costes

Los pasos tratados en este capítulo son los siguientes:

1. Directriz 5 – Búsqueda e identificación de opciones alternativas: esta directriz coincide con la directriz 1 de la metodología de efectos cruzados.
2. Directriz 6 – Recopilación y validación de datos de costes: esta directriz conduce al usuario a través de los pasos necesarios para recopilar y validar los datos de costes y hacer frente a las incertidumbres propias de los datos.
3. Directriz 7 – Definición de los componentes de los costes: determina los componentes de los costes que deben incluirse o excluirse de la valoración. Al valorar los resultados, a la persona encargada de la toma de decisiones le resultará útil entender de qué manera se han obtenido los costes y si pueden atribuirse a costes de la instalación o bien a costes de explotación o mantenimiento. Esta directriz requiere que los costes se presenten con la mayor transparencia posible.
4. Directriz 8 – Procesamiento y presentación de la información sobre costes: esta directriz define los procedimientos de procesamiento y presentación de datos relativos a la información de costes. Es necesario tener en cuenta los tipos de interés, los tipos de descuento, la vida útil económica del equipo y cualquier posible **valor residual** del equipo. Siempre que sea posible, los costes deberían presentarse como anuales; los cálculos necesarios para hacerlo posible se encuentran en el apartado 3.4.
5. Directriz 9 – Atribución de los costes de protección ambiental: describe cómo diferenciar los costes de protección ambiental de los costes derivados de, por ejemplo, las mejoras del proceso o la eficiencia del proceso.

El objetivo de esta metodología es lograr que la evaluación sea tan transparente como sea posible. Los costes deberían descomponerse en distintos niveles lo suficientemente detallados como para saber cuáles de ellos se atribuyen a gastos de inversión y cuáles a costes de explotación y mantenimiento. La metodología proporciona al usuario cierta flexibilidad a la hora de escoger los tipos de interés y descuento que más se ajusten a la aplicación sometida a examen. Con todo, la elección de tipos de interés y descuento debe justificarse y los tipos tienen que aplicarse del mismo modo en todas las alternativas para poder luego compararlas equitativamente. La utilización de estas directrices debería permitir tanto al usuario como a la persona responsable de la toma de decisiones comparar las opciones alternativas de forma transparente e imparcial. En la práctica, los datos de los costes se suelen estimar y rara vez se desglosan detalladamente en componentes o a un nivel en que los cambios de los costes anuales entre un ejercicio y el siguiente puedan realizarse con cierto grado de precisión.

3.1 Directriz 5 – Búsqueda e identificación de opciones alternativas

La búsqueda y la identificación de opciones alternativas coincide con el enfoque descrito en la directriz 1 de la metodología de efectos cruzados. A menudo, las descripciones obtenidas a partir de esta directriz son suficientes, pero es probable que actualmente exista información adicional para complementar la descripción. Algunas cuestiones como las características técnicas de las alternativas, incluida la vida útil técnica y económica (esperada) del equipo, los datos de explotación como el uso de energía o de reactivos, el mantenimiento, el consumo de agua, etc., ya deberían haberse determinado a día de hoy.

En esta fase también debería ser posible describir los beneficios ambientales que conllevará la aplicación de la técnica. Resulta útil expresar el beneficio ambiental en comparación con un caso base o con la eficiencia esperada de una técnica. La eficiencia a menudo se expresa en forma de porcentaje, por ejemplo: «un incinerador reduce las emisiones orgánicas en más de un 95%». A

pesar de todo, no siempre es de utilidad, ya que no tiene en cuenta las emisiones no controladas. Así pues, resulta más práctico registrar las eficiencias de dos formas:

1. Como caso base de emisiones o como un factor de emisión correspondiente a la instalación en cuestión, junto con un porcentaje de eficiencia de la técnica, por ejemplo; «en un proceso que produce más de 1.000 mg de disolvente por m³ de aire de salida, la eficiencia de un incinerador para la eliminación del disolvente sería de al menos el 95%».
2. Como datos de rendimiento (emisiones o factores de emisión) correspondientes a las instalaciones en cuestión tras la implantación de la medida; por ejemplo: «en un proceso que incorpora un incinerador y que emite un disolvente, las emisiones son normalmente de 10 mg de disolvente por m³ de aire de escape o inferiores».

El primer enfoque permite hacer una estimación tanto de la reducción de emisiones como de las emisiones restantes, mientras que el segundo enfoque sólo proporciona información sobre las emisiones restantes. La descripción no puede presentar ambigüedades, ya que es el fundamento que permite recopilar los datos sobre costes. Conviene ser tan concreto como sea posible, en especial al describir la técnica y los beneficios ambientales que de ella se derivarán.

3.2 Directriz 6 – Recopilación y validación de datos de costes

Son muchas las fuentes de información de las que se pueden obtener datos sobre costes, y de ellas depende si se puede utilizar, cuando se puede utilizar y la validez de los datos. Tanto el usuario como la persona responsable de la toma de decisiones deben conocer cualquier cuestión que pudiera afectar a la validez de los datos, ya que podría influir sobre las conclusiones derivadas de la evaluación y, por tanto, en la decisión finalmente adoptada. Los objetivos de la directriz 6 son identificar las fuentes de información sobre costes, establecer cómo están referenciados los datos y aconsejar sobre como operar con la incertidumbre de los datos.

Los datos siempre se obtienen en un principio con un fin concreto, así que es posible que incluyan ciertos elementos subjetivos que deberán tenerse presentes al utilizar los datos para fines distintos de los inicialmente previstos. También pueden existir diferentes reglas contables y formatos de información utilizados en distintas empresas y distintos países. Incluso es posible que algunos datos sean confidenciales y tengan que tratarse con un mayor cuidado. La información confidencial también provoca que la evaluación sea más difícil de verificar. Todas estas cuestiones pueden dificultar los intentos de validación de datos por parte del usuario o la persona responsable de la toma de decisiones y complicar la realización de comparaciones significativas.

Hay que tener presente que, a lo largo de este apartado, cualquier referencia a los costes implica considerar también los ahorros de costes.

3.2.1 Fuentes de información sobre costes

Los datos sobre costes pueden obtenerse de varias fuentes, pero sea cual sea su origen, el usuario deberá analizar la validez de los datos desde una perspectiva crítica. Los costes pueden sobrevalorarse o infravalorarse [12, Pickman, 1998]. Los datos también poseen una «vida útil», ya que los costes y los precios varían con el tiempo. Por ejemplo, el precio de una técnica podría aumentar con la inflación, o podría disminuir a medida que pase de una fase experimental a convertirse en una técnica producida en serie.

Entre las posibles fuentes de información sobre datos de costes destacan las siguientes:

- la industria (por ejemplo, planes de construcción, documentación de proyectos industriales o solicitudes de permisos);
- los proveedores de tecnología (por ejemplo, catálogos u ofertas);
- las administraciones (por ejemplo, el proceso de concesión de permisos, tanto nuevos como actualizados);
- consultores;
- grupos de investigación (por ejemplo, programas de demostración);
- información publicada (por ejemplo, informes, publicaciones, páginas web o actas de conferencias);
- estimaciones de costes de proyectos comparables de otras industrias o sectores.

Para mejorar su validez, el usuario debería recopilar los datos de costes de varias fuentes independientes siempre que sea posible. La fuente y el origen de todos los datos deberían registrarse para permitir realizar posteriores seguimientos o validaciones si fuera necesario. Si la fuente de información es un informe publicado o una base de datos, normalmente bastará con recogerlos en la bibliografía convencional. Si su origen es verbal o se han obtenido de comunicaciones no documentadas debería indicarse claramente tanto la fuente de los datos como la fecha.

El usuario debería hacer todo lo posible por identificar y utilizar los datos válidos más recientes de que se disponga. Así, debería indicar siempre el año al que se refieren los datos y el tipo de cambio aplicado. Los costes deberían registrarse como «gastos reales»; es decir, tiene que comunicarse en qué ejercicio se produjeron o se producirán los gastos, aunque posteriormente se ajusten para contabilizar el paso del tiempo. Así se garantiza la transparencia y se permite a los usuarios manejar los datos de distintas formas en caso necesario. En la directriz 8 se explica cómo ajustar los datos de costes al transcurso del tiempo, la inflación y el uso de tipos de descuento.

3.2.2 Información sobre la incertidumbre de los datos

La evaluación debe incluir, como mínimo, un estudio de las principales incertidumbres que afectan a los datos. En algunos casos puede que existan ciertas incertidumbres asociadas a los datos de costes y el rendimiento operativo de la técnica propuesta. Estas incertidumbres pueden deberse a una falta de información disponible o, posiblemente, a que los principales razonamientos basados en los datos de costes no siempre son claros.

El enfoque descrito previamente en la evaluación de efectos cruzados (apartado 2.4.1) es una guía útil para hacer frente a las incertidumbres. En muchos casos existirán medidas cuantitativas o márgenes de incertidumbre atribuibles a los datos. Cuando esta información esté disponible, debería indicarse para poderla utilizar posteriormente en el proceso de evaluación a la hora de determinar la confianza en los márgenes superiores e inferiores mediante la realización de un análisis de sensibilidad. Si no hay información cuantitativa disponible, podrá utilizarse un baremo de calidad de los datos como indicación cualitativa de su fiabilidad. El baremo sirve de guía aproximativa para que el usuario o el lector se formen una idea de la confianza que pueden otorgar a los datos y aporta información sobre cómo debería llevarse a cabo el análisis de sensibilidad.

3.2.3 Resumen de la directriz 6

Los siguientes aspectos se consideran importantes en el contexto de la directriz 6:

- El origen de la información debería indicarse claramente (año y fuente).
- Los datos deberían ser tan representativos como sea posible.
- Los datos relativos a costes deberían recopilarse de varias fuentes (independientes).
- La fuente y el origen de todos los datos deben registrarse de la forma más precisa posible.
- Deberían utilizarse los datos más recientes disponibles.
- Es necesario indicar siempre el año de los datos de costes y el tipo de cambio aplicado.
- Los costes deberían corresponder a gastos reales.
- Siempre que sea posible deberían aportarse márgenes cuantitativos que den una idea de la validez de los datos. Cuando no sea posible, podría utilizarse una indicación cualitativa.

3.3 Directriz 7 – Definición de componentes de los costes

Para ayudar a comparar los datos, los componentes de los costes incluidos en la información sobre costes deberían indicarse claramente en el momento de redactar la evaluación. El objetivo de esta directriz es definir qué elementos de los costes deberían incluirse o excluirse y también describir cómo debería informarse sobre los elementos incluidos. El desglose de los costes en componentes (por ejemplo, inversión, costes de explotación y mantenimiento, etc.) es esencial para la transparencia del proceso, aunque puede ser complicado separar los costes del proceso de los ambientales. A continuación se muestra una jerarquía de niveles de desglose de datos de los costes que puede ser de utilidad:

- (1) **Gastos de inversión** totales, los **costes de mantenimiento/explotación** anuales totales y los **beneficios/ingresos** anuales totales deberían indicarse por separado.
 - (2) Los **gastos de inversión** deberían dividirse entre gastos en equipos de control de la contaminación y gastos en el control de procesos o en la instalación.
 - (3) Los **costes de explotación y mantenimiento** anuales deberían dividirse, en la medida de lo posible, entre energía, materiales y servicios, mano de obra y costes fijos de explotación y mantenimiento.

Todos los costes deberían valorarse en relación con una alternativa, que normalmente será la situación existente o el «caso base» en el que la técnica de protección ambiental no se ha instalado. El caso base se habrá obtenido a partir de la metodología de efectos cruzados y los costes de las alternativas se expresarán con relación a él. Cuando se trate de plantas nuevas será necesario indicar los costes de todas las opciones.

3.3.1 Lista de comprobación de los componentes de los costes

Desglosar los datos de los costes para obtener los componentes individuales es una práctica útil que debería emplearse tanto como fuese posible. Las tres listas de comprobación que se describen a continuación muestran algunos de los componentes de los costes más útiles a la hora de llevar a cabo la evaluación. Estas listas tratan los siguientes costes: «costes de inversión», «costes de explotación y mantenimiento» e «ingresos, costes evitados y beneficios». Las listas de comprobación no son exhaustivas; posiblemente existan otros componentes importantes en casos concretos.

Costes de inversión

Gastos de instalación:

Sería útil poder desglosar los costes hasta llegar a un nivel de detalle que permita conocer lo siguiente:

- definición, diseño y planificación del proyecto;
- adquisición del solar;
- preparación general del solar;
- edificios y obra civil (incluidos los cimientos/soportes, la construcción, la instalación eléctrica, las canalizaciones, el aislamiento, la pintura, etcétera.);
- gastos de ingeniería, construcción y de campo;
- costes de selección de contratista y honorarios del contratista;
- pruebas de rendimiento realizadas;
- costes de puesta en marcha;
- coste de capital circulante;
- costes de desmantelamiento de la instalación⁵.

Nota: las inversiones también pueden implicar una pérdida de la productividad durante un determinado período de tiempo, por ejemplo en el momento de cambiar de un sistema a otro o al interrumpir temporalmente la producción, lo que suele ocurrir cuando se aplican medidas integradas en el proceso. Estos costes pueden ser específicos de casos concretos y, por tanto, deben presentarse por separado. Puede que se tenga la oportunidad de minimizar las posibles pérdidas de producción planificando las modificaciones de la planta de modo que coincidan con períodos de mantenimiento programado. Si ello es posible quizás se puedan recortar los costes, por lo que convendría disponer de ellos por separado para hacer posible su evaluación. Siempre que se conozca, debería indicarse el tiempo que ha sido necesario para instalar los equipos de reducción de la contaminación.

Gastos en equipos de control de la contaminación:

- Costes de los equipos
- Dispositivos de control de la contaminación primaria
- Equipos auxiliares
- Instrumentación
- Posibles gastos de transporte asociados a los equipos
- Modificaciones de otros equipos.

Contingencia para imprevistos:

En las previsiones de gastos de inversión a veces se incluye un importe llamado «contingencia para imprevistos» que cubre aquellos gastos que no pueden estimarse con precisión. Se trata de aspectos cuya existencia es conocida pero que no se pueden definir con un nivel de detalle suficiente que permita valorarlos e incorporarlos a la previsión. A medida que avanza un proyecto y su definición se vuelve más detallada, esta contingencia disminuirá. El valor de la contingencia para imprevistos es una cuestión de lógica y experiencia que depende en primera instancia del grado de confianza técnica que se tenga en el diseño. Normalmente se cita como un porcentaje del gasto de inversión. Cualquier posible contingencia debe indicarse por separado y, para garantizar la transparencia, en caso de citar distintos grados de contingencia para las distintas técnicas alternativas sometidas a examen, las diferencias deberán justificarse.

⁵ Si se incluyen además los costes de parada y desmantelamiento al final del ciclo de vida útil, éstos deberían descontarse del valor actual y el valor residual del equipo debería deducirse de los costes. Normalmente resulta apropiado considerar un tipo de descuento inferior al aplicado al resto del proyecto. Esto se debe a que la incertidumbre asociada a las estimaciones de costes de desmantelamiento probablemente lleva a infravalorarlos más que a sobrevalorarlos, lo que podría provocar parcialidad en la previsión de costes.

Costes de explotación y mantenimiento

Costes energéticos:

- Electricidad Gas natural
 - Productos del petróleo Carbón u otros combustibles sólidos

Nota: los usuarios de los datos de costes y los responsables de la toma de decisiones deben conocer los materiales físicos a los que se refieren los costes y cuáles son sus precios. Por ejemplo, el informe debería cuantificar la electricidad empleada, su precio unitario, así como el coste global, del modo siguiente: «el coste de la electricidad es de 4.000 euros al año (100.000 kilovatios-hora a un precio de 0,04 euros/kilovatio-hora)». La calidad del combustible también debería indicarse cuando se conozca.

Coste de materiales y servicios:

- Piezas de recambio
 - Materiales auxiliares como las sustancias químicas o el agua
 - Servicios ambientales como los servicios de tratamiento o eliminación de residuos

Nota: resulta útil aportar información que precise tanto las cantidades como los costes unitarios, por ejemplo, cualquier indicación sobre la frecuencia de las sustituciones: «en un período de 10 años el catalizador podría sustituirse tres veces».

Costes de mano de obra:

- Operarios, personal supervisor o de mantenimiento
 - Formación de los empleados indicados arriba

Nota: los costes de mano de obra se calculan multiplicando el número de trabajadores-año por los costes derivados del salario anual bruto correspondientes a un empleado en un sector representativo. Cuando la mano de obra necesaria no sea conocida, esos costes (incluidos los gastos generales mencionados más abajo) pueden calcularse aproximadamente como un porcentaje del precio de compra del equipo y de los costes asociados. VROM [38, VROM, 1998] se sugiere un porcentaje del 3% al 5%, pero UNICE utiliza el 20% – 25% [37, UNICE, 2003]. Estas cifras son muy aproximadas, por lo que la base del porcentaje seleccionado debería justificarse con claridad en la evaluación.

Costes de explotación/mantenimiento fijos:

- Primas de compañías aseguradoras
 - Pago de licencias
 - Aprovisionamiento de emergencia
 - Otros gastos generales (por ejemplo, administración)

Nota: si los costes de mano de obra correspondientes a la explotación y el mantenimiento se conocen, los costes generales pueden calcularse aproximadamente como un porcentaje de los de mano de obra; por ejemplo, VROM [38, VROM, 1998] sugiere un porcentaje del 10% - 20% de los costes de mano de obra, que UNICE eleva en sus informes al 50% [37, UNICE, 2003]. Nuevamente se trata de una cifra muy aproximativa, por lo que la base del porcentaje seleccionado debería indicarse con claridad en la evaluación.

Costes posteriores:

La implantación de una nueva técnica puede provocar cambios en el proceso productivo que, a su vez, podrían aumentar los costes y, por ejemplo, provocar un descenso de la eficiencia de un sistema o de la calidad de los productos. Los costes derivados deberían valorarse tanto como sea posible e identificarse claramente al informar sobre los resultados [36, VDI, 2000].

Ingresos, gastos evitados y mejoras

Cuando las alternativas sometidas a examen también den como resultado mejoras no ambientales, ingresos o bien contribuyan a evitar costes, deberían contabilizarse independientemente de los gastos de inversión o de los costes de explotación y mantenimiento.

Ejemplos de ingresos, costes evitados y mejoras asociadas [6, Agencia Europea del Medio Ambiente, 1999]:

Ingresos:

- Venta de efluentes tratados para el riego
- Venta de electricidad generada
- Venta de ceniza para materiales de construcción
- Valor residual del equipo (véase más arriba)

Costes evitados:

- Ahorro en materias primas
- Ahorro en materiales auxiliares (sustancias químicas, agua) y servicios
- Ahorro en el uso de energía
- Ahorro en mano de obra
- Ahorro en el seguimiento y control de las emisiones
- Ahorro en mantenimiento
- Ahorro de capital como consecuencia del uso más efectivo de la planta
- Ahorro en los costes de reducción

Se recomienda indicar los ahorros adicionales anteriores también en forma de cifras, por ejemplo:

- cantidad de energía ahorrada;
- cantidad de subproductos útiles recuperados y vendidos;
- número de trabajadores-hora ahorrados.

Beneficios asociados:

La implantación de una nueva técnica puede provocar cambios en el proceso productivo que, a su vez, podrían reducir los precios y, por ejemplo, provocar un aumento de la eficiencia de un sistema o de la calidad de los productos. Los beneficios obtenidos deberían valorarse tanto como sea posible e identificarse claramente al informar sobre los resultados [36, VDI, 2000].

3.3.2 Costes que deben indicarse por separado

Impuestos y subvenciones: los economistas se refieren a veces a los impuestos y subvenciones como transferencias porque no representan un coste económico para la sociedad en su conjunto, sino que simplemente consisten en el traspaso de recursos de un grupo de la sociedad a otro. (Algunos ejemplos de este tipo de impuestos serían los impuestos que gravan el consumo, sobre la propiedad, sobre el combustible, sobre otros materiales de operación, el impuesto sobre el valor añadido, etc.). Normalmente se excluyen de los cálculos de «costes sociales» (evaluación del coste de los impactos sobre la sociedad en su conjunto), aunque al contabilizar los «costes privados» (los costes de un titular) pueden adquirir gran relevancia.

Los impuestos y subvenciones deberían indicarse por separado para garantizar la transparencia de la evaluación (esta información podría haberse incluido además en la fuente de la que se han obtenido los datos).

Costes indirectos: los costes indirectos son aquellos que pueden atribuirse a los cambios de demanda del mercado y a la repercusión de, por ejemplo, cambios en la producción o el empleo. Deberían excluirse de la evaluación de costes, pero si no es posible (porque están incluidos en la fuente de información), los costes indirectos deberían indicarse e informarse por separado.

Costes externos: Los costes externos deberían excluirse, ya que no forman parte de la metodología de cálculo de costes y no se utilizan para determinar los costes de las técnicas alternativas sometidas a examen. La definición y el empleo de los costes externos se tratan más adelante, en el capítulo 4.

3.3.3 Factores de escala de las plantas

Si se conocen los costes de una planta de un tamaño determinado y se desea estimar los costes de una planta de distinto tamaño teniendo en cuenta la posible economía de escala, puede hacerse utilizando el método del «exponente de escala». Este método puede utilizarse para modificar la escala (aumentandola o disminuyendola) del coste de los elementos de una planta concreta, así como de plantas completas. La metodología se explica a continuación.

El método del exponente de escala

Para calcular los costes de una planta construida a una escala distinta de la original, puede utilizarse la ecuación siguiente, a partir de la cual se obtienen valores aproximados.

En ella, el coste de una planta de escala x es C_x , (la escala puede medir el tamaño o la producción, pero deben utilizarse las mismas unidades para ambas plantas) y el coste de una planta de escala y es C_y , que puede calcularse mediante la siguiente fórmula.

$$C_y = C_x \left[\frac{y}{x} \right]^e$$

Donde:

C_y : coste de la planta y

C_x : coste de la planta x

y : escala de la planta y (ya sea de tamaño o producción)

x : escala de la planta x (ya sea de tamaño o producción)

e : factor aproximativo (véase más abajo)

El valor del exponente « e » varía de una planta a otra así como de un tipo de equipo a otro. Con todo, el efecto promediador sobre el coste total de una planta formada por una variedad de elementos adquiere un valor « e » de 0,6 que resulta más o menos correcto si se utiliza como factor de escala la producción (como sucede en la mayoría de plantas de refinado y procesos petroquímicos).

Si la capacidad de una planta se incrementa aumentando la producción de la unidad principal, un valor de « e » de entre 0,6 y 0,7 resultará apropiado.

Si una planta es tan grande que obliga a duplicar los elementos que componen el equipo para aumentar la escala, el exponente podría ser superior; así, por ejemplo, si el número de unidades aumenta y con ello la producción, un valor de « e » de entre 0,8 y 1 resultaría más apropiado.

Los usuarios y las personas responsables de tomar las decisiones tienen que ser conscientes de que se trata únicamente de una aproximación. Una vez más, el usuario deberá indicar claramente que ha utilizado esta metodología.

3.3.4 Resumen de la directriz 7

Los puntos siguientes son un resumen de los costes que deberían definirse y computarse en la evaluación:

1. Los costes deberían considerarse adicionales al «caso base».
2. Es necesario informar sobre los datos de los materiales físicos y los precios.
3. Los costes deben desglosarse tanto como sea posible, pero al menos hasta los siguientes niveles:
 - Gastos de inversión
 - Costes de instalación
 - Equipo de control de la contaminación
 - Contingencia para imprevistos
 - Costes operativos y de mantenimiento
 - Costes energéticos
 - Materiales y servicios
 - Costes de mano de obra
 - Costes operativos y de funcionamiento fijos
 - Costes asociados
4. Debe informarse por separado sobre los ingresos, costes evitados y beneficios.
5. Los impuestos y subvenciones deben indicarse por separado.
6. Los costes indirectos deben indicarse por separado.
7. Los costes externos deben excluirse de esta fase.

Si no se dispone de datos de costes detallados equiparables para todas las opciones comparadas, la decisión final deberá adoptarse con especial cuidado para que no se vea alterada por la ausencia de datos.

3.4 Directriz 8 – Procesamiento y presentación de la información sobre costes

Una vez recopilada la información sobre costes, deberá tratarse para que las opciones alternativas sometidas a examen puedan compararse de forma equitativa. A menudo se tienen que considerar aspectos como las distintas vidas útiles de operación de las alternativas, los tipos de interés, el coste de amortización de los préstamos, los efectos de la inflación o los tipos de cambio. El usuario deberá, además, poder comparar información sobre costes que posiblemente se hayan obtenido en distintos momentos. A continuación se presentan algunas metodologías que permiten tratar los costes y expresarlos de modo que puedan realizarse comparaciones en igualdad de condiciones. Las metodologías se han obtenido también del documento «Guidelines for defining and documenting data on costs of possible protection measures» [6, Agencia Europea del Medio Ambiente, 1999] de la Agencia Europea del Medio Ambiente.

Lo más importante a la hora de tratar los datos de los costes es que las metodologías empleadas y los correspondientes pasos sean transparentes. Puede haber cierta flexibilidad, por ejemplo, al aplicar diferentes tipos de interés o de cambio según las circunstancias, pero en toda esta fase de la evaluación el usuario tiene que justificar sus elecciones y garantizar la transparencia de todos los cálculos utilizados.

3.4.1 Tipos de cambio

Cuando los precios se encuentran en distintas divisas, se suelen convertir a una común. Al realizar la conversión, el usuario deberá especificar el tipo de cambio empleado en el cálculo, así como la fecha y la fuente de la que procede el tipo. En el anexo 10 se incluye abundante información sobre índices de precios europeos y tipos de cambio.

3.4.2 Inflación

El nivel general de los precios y los precios relativos de los bienes y servicios (por ejemplo, de las técnicas de protección ambiental) varían con el tiempo a causa de la inflación. Así pues, es necesario encontrar un medio de comparar los diferentes costes y beneficios en distintos períodos. También tiene que encontrarse un modo de comparar los precios de las opciones alternativas, cuyos precios pueden corresponder a distintos años.

La inflación puede, además, ser un factor significativo del cálculo de costes desde el punto de vista de un constructor. La construcción de una planta puede tardar varios años desde el momento en que se aprueba el capital, dependiendo del tamaño y la complejidad de las instalaciones. El coste de la mano de obra y los materiales puede ir aumentando durante la construcción. El coste final de una planta será, pues, superior al que sería de haberla construido inmediatamente después de aprobarse el gasto. El coste teórico de una planta construida inmediatamente se conoce como «índice» o coste «inmediato». Para calcular aproximadamente el precio de «finalización» de una planta es imprescindible conocer el ritmo esperado de desembolso de capital respecto al período de construcción, además del nivel de inflación previsto. Si la inversión de capital se produce en fases podrá calcularse igualmente como valor real del año en curso (véase el apartado 3.4.2.1).

Las metodologías que se presentan a continuación permiten al usuario expresar precios cotizados en un año determinado en precios equivalentes al «año base». La diferencia entre el precio real y el nominal se explica en el apartado 3.4.2.2. En el apartado 3.4.3 encontrará más información sobre el uso de los tipos de interés y de descuento.

3.4.2.1 Cómo establecer los precios del año base

Los datos sobre los costes relativos a las diferentes técnicas de protección ambiental pueden corresponder a años distintos. Por ejemplo, los costes en bienes de equipo de un sistema de control de la contaminación pueden haberse calculado a partir de precios reales de 1991, mientras que estos mismos costes pueden corresponder a los precios reales de 1995 en otro sistema, por lo que la comparación directa de los dos conjuntos de datos induciría a error. Además, es posible que sólo se disponga de los datos de los costes de algunas medidas de protección ambiental de años distintos del año base del análisis. Por ejemplo, una referencia puede presupuestar el coste de una pieza de un equipo de control de la contaminación en 1,5 millones de marcos alemanes de 1992, cuando el año base del estudio y los datos necesarios corresponden a 1995. Aun asumiendo que los precios han aumentado en el período transcurrido, si el coste presupuestado se utilizara directamente en el análisis, los resultados estarían subestimados. Por el contrario, si el año base del análisis es 1990 y se emplean directamente los precios presupuestados, el resultado estará sobrevalorado.

Al comparar los costes de las medidas de reducción de la contaminación, conviene asegurarse de que todos los datos relativos a las materias primas se expresen de forma equivalente al precio base; es decir, a los precios de un año de referencia. De hecho, si los datos de los costes van a utilizarse como insumos de algún análisis económico, se recomienda que ese año de «referencia» corresponda al «año base» del análisis.

A continuación se propone un procedimiento que permite expresar los datos de coste brutos en precios de un año concreto. El procedimiento basa los cálculos en el «año base» del análisis, pero puede utilizarse igualmente con cualquier otro año.

Para adaptar los datos de los costes al precio equivalente de un año concreto es necesario utilizar un corrector de precios que puede obtenerse a partir de los dos pasos siguientes:

Paso 1:

$$\text{corrector de precios} = \frac{\text{índice de precios correspondiente al «año base» del análisis}}{\text{índice de precios correspondiente al año al que pertenecen los datos de coste brutos}}$$

Paso 2:

$$\text{datos de coste corregidos} = \text{datos de coste iniciales} \times \text{corrector de precios}$$

En el anexo 10 encontrará información abundante sobre índices de precios europeos.

Si se han ajustado los precios para expresar los datos de los costes de un año determinado, debería indicarse claramente qué índice se ha utilizado para la corrección.

3.4.2.2 Precios reales y precios nominales

Se recomienda utilizar «precios reales» (a veces llamados también «precios constantes») en el análisis; es decir, precios corregidos respecto al año base para computar la inflación. Los precios reales se oponen a los «precios nominales», que son los que corresponderían al presupuesto inicial y, por tanto, no incluyen la corrección de la inflación. Los precios reales pueden calcularse aproximadamente deflactando los valores nominales por un índice de precios generales como, por ejemplo, el deflactor implícito del «producto interior bruto» o del «índice de precios al consumo».

A continuación se incluyen algunas relaciones simples que permiten convertir los precios de «nominales» a «reales» y viceversa:

$$\text{precio real} = \frac{\text{precio nominal de un año concreto}}{\text{deflactor de precios correspondiente a ese año} \times 100}$$

$$\text{precio nominal} = \text{precio real de un año concreto} \times \frac{\text{deflactor de precios correspondiente a ese año}}{100}$$

$$\text{deflactor de precios} = \frac{\text{conjunto de precios nominales de un año concreto}}{\text{conjunto de precios reales de ese año}} \times 100$$

El deflactor de precios utilizado y el proceso a partir del cual se ha obtenido deberían documentarse en la evaluación. Como se ha mencionado anteriormente, el anexo 10 incluye información útil sobre índices de precios europeos.

Véase el ejemplo que se propone a continuación.

Ejemplo**Cómo expresar los datos de los costes iniciales en precios equivalentes al año base.****[6, Agencia Europea del Medio Ambiente, 1999]**

Un sistema de control de la contaminación dado representa un ahorro energético anual de 5.620 GBP (libras esterlinas, moneda del Reino Unido) registrado a precios de 1991, lo que representa un ahorro de 1 GWh de fueloil pesado (HFO) a un precio de 0,00562 GBP por kWh. Supóngase ahora que es necesario expresar los datos de los costes de este sistema de control en precios correspondientes a 1995, que es el año base del estudio de costes. Para ello habrá que realizar la corrección que se indica a continuación.

Paso 1:

$$\text{corrector de precios} = \left(\frac{\text{índice de precios actual (de HFO) en el sector industrial del R.U. (1995)}}{\text{índice de precios actual (de HFO) en el sector industrial del R.U. (1991)}} \right) \\ = \left(\frac{114,2}{87,8} \right)$$

$$\text{corrector de precios} = \underline{1,301}$$

Paso 2:

$$\text{precio «nominal» de HFO (1995)} = (\text{precio «nominal» de HFO (1991)} \times \text{corrector de precios}) \\ = 0,00562 \text{ GBP/kWh (1991)} \times 1,301 \\ = \underline{0,00731 \text{ GBP/kWh (en 1995)}}$$

El precio real futuro correspondiente a un año cualquiera será igual al precio nominal futuro dividido por uno más la tasa de inflación dominante en el período sometido a examen. Por lo tanto, a partir del deflactor del PIB corregido estacionalmente a precios de mercado podría medirse la inflación del período 1991-1995:

$$\text{«precio real» de HFO en 1995} = \left(\frac{\text{precio «nominal» de HFO en 1995}}{\text{variación del deflactor del PIB del R.U. de 1991 a 1995}} \right) \\ = \left(\frac{0,00731 \text{ GBP/kWh}}{119,8/106,5} \right) \\ = \underline{0,00650 \text{ GBP/kWh}}$$

El denominador de la anterior ecuación equivale a:

$$\left(\frac{\text{deflactor del PIB corregido estacionalmente a precios de mercado (1995)}}{\text{deflactor del PIB corregido estacionalmente a precios de mercado (1991)}} \right) \\ = \left(\frac{119,8}{106,5} \right) = \underline{1,125} \\ = 1 + \text{tasa de inflación correspondiente al período 1991-1995}$$

El valor nominal correspondiente al ahorro energético anual a precios actuales de 1995 es de 7.310 GBP (es decir, 1 GWh x 0,00731 GBP/kWh). En términos reales, el ahorro energético anual es de 6.500 GBP (o sea, 1 GWh x 0,00650 GBP/kWh).

3.4.3 Descuento

3.4.3.1 Valor actual

El descuento es el mecanismo que permite ponderar los costes y beneficios correspondientes a distintos períodos para poder expresarlos en el mismo año y posteriormente compararlos. Por ejemplo, el valor de un euro hoy será diferente de ese mismo valor de un euro un año después a causa de la inflación, los cambios en los precios, o simplemente porque se preferiría disponer de ese dinero ahora en vez de a un año vista. El descuento permite al usuario comparar las preferencias a la hora de emplear ese dinero tanto hoy como en el futuro. El valor obtenido a partir del cálculo del descuento se llama «valor actual».

El «valor actual» puede obtenerse aplicando la siguiente fórmula:

$$\text{valor actual} = \frac{\text{coste}_n}{(1 + r)^n}$$

Donde:

Coste = el coste del proyecto a lo largo de un número de años *n*

n = la vida total del proyecto (en años)

r = el tipo de descuento (interés)

Para las series de costes ocurridos en un determinado número de años puede emplearse la siguiente fórmula:

$$\text{valor actual} = \sum_{t=0}^n \left(\frac{\text{coste}_t}{(1 + r)^t} \right)$$

Donde:

Coste_t = Coste en el año *t*

t = del año 0 al año *n*

n = la vida total del proyecto

r = el tipo de descuento (interés)

3.4.3.2 Valor actual neto

Para evaluar y comparar opciones de inversión alternativas puede utilizarse el método del «valor actual neto» (VAN), que corresponde al valor de la inversión calculado como la suma de pagos futuros descontados menos el coste corriente de la inversión.

El valor actual neto puede calcularse del modo siguiente:

$$\text{VAN} = -(\text{gasto en inversión}) + \sum_{t=0}^n \left(\frac{\text{ingresos netos}_t}{(1 + r)^t} \right)$$

Donde:

t = del año 0 al año *n*

n = la vida total del proyecto

r = el tipo de descuento (interés)

El método VAN tiene en cuenta el «valor temporal del dinero». Incluye los pagos en metálico y los ingresos independientemente de cuándo fueron desembolsados o percibidos. Sin embargo, este método depende en gran medida del tipo de descuento utilizado. Así, por ejemplo, un cambio de unidad del 1% en el tipo de descuento podría distorsionar considerablemente los resultados.

Este cálculo se utiliza muy a menudo para valorar opciones de inversión comercial y normalmente requiere obtener un VAN positivo para que la inversión se autorice. Sin embargo, esta regla no puede aplicarse a la evaluación de las inversiones ambientales porque se trata de inversiones que posiblemente den un valor VAN negativo. Esto se debe a que los beneficios ambientales del proyecto no se venden en el mercado, por lo que no pueden incluirse directamente en el cálculo. Este problema guarda relación con las cuestiones relativas a los precios sombra y los costes externos y se explica en el capítulo 4.

3.4.3.3 Tipos de descuento y tipos de interés

El coste de capital varía según los inversores, por lo que los tipos de interés variarán dependiendo de quién realice la inversión o proporcione la financiación. La industria y el comercio, las inversiones agrícolas, los gobiernos regionales y locales, el gobierno central y los consumidores están todos expuestos a tipos de interés distintos. También se suelen aplicar tipos de interés distintos para contabilizar los distintos riesgos que acarrean los proyectos, siendo éstos más elevados cuanto más arriesgada sea la inversión. El usuario puede elegir el tipo de interés que considere más apropiado para la evaluación, pero deberá justificar su elección. Cualquier supuesto sobre los tipos de interés debería indicarse con claridad en el momento de presentar los resultados. Hay que advertir sobre cómo los diferentes tipos de interés pueden modificar sustancialmente los resultados, ya que existe una considerable interacción con la evaluación de la viabilidad económica del sector (véase el apartado 5.5).

También se recomienda utilizar «tipos de interés reales». Se trata de tipos de interés corregidos para eliminar los efectos de la inflación esperada o real. La alternativa sería emplear un ‘tipo de interés nominal’, es decir, no corregido para descontar la inflación real o la esperada. Sea cual sea el tipo de interés elegido, siempre deberá indicarse claramente en la evaluación y aplicarse de forma coherente a lo largo de todo el análisis. Así pues, se emplearán tipos de interés reales junto con precios reales y tipos de interés nominales junto con precios nominales.

El tipo de interés real puede calcularse a partir de la siguiente fórmula:

$$\text{tipo de interés real} = \left[\frac{(1 + \text{tipo de interés nominal})}{(1 + \text{tasa de inflación})} \right] - 1$$

El cuadro siguiente muestra tres ejemplos de tipos de descuento utilizados en informes varios.

Tres ejemplos de distintos tipos de descuento utilizados para diversas finalidades

[6, Agencia Europea del Medio Ambiente, 1999]

«Se ha utilizado un tipo de descuento del 6 %, tal como recomienda el Ministerio de Economía. Este tipo podría describirse doblemente como un índice de preferencia temporal y como el coste del capital basado en el coste a largo plazo y antes de impuestos del capital destinado a proyectos de bajo riesgo del sector privado.»

«Se ha utilizado un tipo real antes de impuestos del 6,8% al considerar que el rendimiento nominal sobre préstamos antes de impuestos es del 10% y que la tasa de inflación esperada es del 3%. Esta tasa podría considerarse un tipo de descuento sobre el consumo privado o un tipo de preferencia temporal privado.»

«Se ha utilizado un tipo de interés real antes de impuestos del 7,43%, obtenido tras corregir el tipo de rendimiento nominal (8,7%) correspondiente a la emisión más reciente de bonos gubernamentales a 10 años, con una inflación esperada del 2,3% por año. El rendimiento de los bonos gubernamentales ha mostrado tendencias parecidas al coste del capital con interés de la industria. Se ha añadido un margen de 1 punto porcentual (en términos reales) para reflejar el aumento del riesgo medio asociado a la concesión de créditos a la industria, así como los costes del prestamista.»

Si se utilizan tipos de interés o de descuento, deberá aportarse la información complementaria siguiente:

- Es imprescindible señalar claramente el tipo de interés o descuento aplicado. Se recomienda utilizar un «tipo de interés real», es decir, corregido respecto a la inflación. Debería explicarse cómo se ha calculado la base del tipo y también en qué suposiciones se apoya. Si el tipo es específico de un país, un sector o una empresa, debería indicarse también.
- Es necesario citar la fuente de la que se ha obtenido el tipo.
- Si se ha realizado alguna corrección sobre el tipo especificado, por ejemplo variaciones en el riesgo del prestamista, debería explicarse en qué consisten y razonarse adecuadamente.
- También habría que indicar si los tipos utilizados son variables, junto con período al que se aplicará cada uno de los distintos tipos.
- Los tipos de interés y de descuento deberían aplicarse, además, antes de cualquier impuesto; dicho de otro modo, es necesario aplicar tipos antes de impuestos a los datos de costes previos a los impuestos.

3.4.4 Cálculo de costes anuales

Preferentemente, los datos de los costes deberían calcularse y presentarse en forma de costes anuales. Al determinar estos costes debe indicarse qué enfoque se ha utilizado para obtenerlos, además de cualquier suposición de base. El proceso que se sigue normalmente para hacerlo consiste en convertir todos los flujos de caja acumulados a lo largo del período de vida útil de una técnica a un coste anual equivalente (a veces se utilizan los términos «coste anual equivalente uniforme», «desembolsos netos anuales equivalentes uniformes», «costes anuales actualizados» o «costes anualizados» en referencia a los costes anuales).

Existen dos formas de calcular el coste total anual de una inversión, como se describe a continuación:

Enfoque 1

Coste anual total = valor actual del flujo de costes totales (gastos en inversión más costes de explotación y mantenimiento netos) x factor de recuperación del capital, es decir:

$$\text{coste anual total} = \left[\sum_{t=0}^n \frac{(C_t + OC_t)}{(1+r)^t} \right] \left[\frac{r(1+r)^n}{(1+r)^n - 1} \right]$$

Donde:

t=0 año base utilizado en la evaluación

C_t = gasto en inversión total de la propuesta para un período t (normalmente un año)

OC_t = coste de explotación y mantenimiento total neto de la propuesta para un período t

r = tipo de descuento (interés) de cada período

n = vida útil económica estimada del equipo, en años

Los costes netos hacen referencia a la diferencia existente entre los costes brutos adicionales asociados a la implantación de la técnica y los beneficios, ingresos y costes evitados resultantes. Puede que los costes netos sean negativos, lo que implica que la técnica es rentable.

Ecuación 3.1: Enfoque 1 – Cálculo del coste anual total de una inversión

Enfoque 2

Coste anual total = coste de capital anual (costes de capital x factor de recuperación de capital) + costes de explotación y mantenimiento anuales netos.

$$\text{coste anual total} = C_0 \left[\frac{r(1+r)^n}{(1+r)^n - 1} \right] + OC$$

Donde:

C₀ = coste del año 0 (año base)

r = tipo de descuento (interés) de cada período

n = vida útil económica estimada del equipo, en años

OC = coste de explotación y mantenimiento total neto (constante cada año)

Ecuación 3.2: Enfoque 2 – Cálculo del coste anual total de una inversión

El primer enfoque ofrece mayor flexibilidad al proporcionar un marco para computar explícitamente los efectos de los aumentos reales de los precios de los diferentes componentes de explotación y mantenimiento.

Evidentemente, los costes anuales totales calculados pueden variar considerablemente en función de los valores empleados en las ecuaciones. Al informar sobre los datos de los costes anuales deberá detallarse qué enfoque se ha utilizado para obtener los costes anuales, además de cualquier suposición de partida, entre ellas las siguientes:

- el ciclo de vida útil de la técnica empleada en el cálculo;
- el período de tiempo necesario para instalar el equipo reductor de la contaminación;
- el tipo (o tipos) de descuento utilizado;
- los componentes relevantes de los costes, entre ellos cualquier suposición respecto al tratamiento del valor residual (recuperable).

3.4.5 Ubicación de nuevas plantas

Actualmente, los costes de inversión pueden considerarse, por lo general, similares en cualquier país de la UE sin necesidad de introducir correcciones debido a la ubicación, pero puede que no sea así al recopilar datos de plantas no situadas en la UE [29, CEFIC, 2001]. En la práctica, al comparar el coste de las plantas instaladas en diferentes países se suelen utilizar coeficientes para tener en cuenta las diferencias. Si es éste el caso, deberá indicarse claramente cualquier suposición al respecto y la forma en que se han aplicado los coeficientes con el fin de garantizar la transparencia.

3.4.6 Otros métodos de procesamiento de los datos de los costes

Aunque parece más apropiado expresar los costes en forma de costes anuales al evaluar los sistemas de control de la contaminación industrial, existen otros métodos habituales y de utilidad para hacerlo, por ejemplo:

- **Coste unitario del producto.** Este método puede resultar útil para evaluar la viabilidad de una técnica contrastándola con el precio de mercado de los bienes producidos. El coste unitario puede calcularse a partir del coste anual, dividiéndolo por la mejor estimación aproximada de la tasa de producción media anual durante el período analizado.
- **Coste unitario de contaminante reducido o evitado.** Puede ser útil como dato base para analizar la rentabilidad de una técnica (véase el apartado 4.1).

3.4.7 Resumen de la directriz 8

Los siguientes puntos son un resumen de cómo debería procesarse y presentarse la información sobre costes:

- Los datos de costes originales deben expresarse a partir del nivel de precios de un año base.
- El tipo de descuento o interés utilizado debe indicarse claramente.
- Deberían utilizarse el «tipo de descuento real» y los «precios reales».
- Debería explicarse en qué se fundamenta el valor base del tipo, así como cualquier suposición previa al respecto. Si se utiliza un tipo específico de un país, sector o empresa deberá indicarse claramente junto con la fuente de la que se ha obtenido el tipo.
- Los tipos de descuento o interés deberían aplicarse antes de cualquier consideración fiscal.
- Es preferible calcular y presentar los datos de los costes como costes anuales.

3.5 Directriz 9 – Asignación de costes de protección ambiental

Al informar sobre los costes, habría que distinguir entre los recursos consumidos en técnicas implantadas con el único objetivo de reducir o prevenir las emisiones de contaminantes y las técnicas aplicadas por otros motivos. Entre estos otros motivos podrían destacar, el gasto en inversiones para la conservación de la energía o bien aquellas tecnologías de minimización de residuos que puedan aportar beneficios comerciales que compensen su coste. En algunos casos puede ser útil distinguir entre costes compensados a través de beneficios comerciales y los atribuibles a la protección ambiental.

Por lo general, las técnicas al final de línea suelen servir únicamente para reducir o prevenir las emisiones contaminantes. Por ese motivo, la totalidad de los gastos en inversión de una técnica al final de línea, incluidos los costes de explotación y mantenimiento, pueden considerarse costes ambientales y atribuirse a la protección ambiental.

Resulta más complicado, por el contrario, valorar los costes ambientales de medidas integradas en los procesos, ya que afectan a todo el proceso productivo y pueden servir para otros cometidos además de la reducción de la contaminación. En este caso no puede atribuirse la totalidad de los costes de los recursos sólo a la protección ambiental, ya que existen otros beneficios como las mejoras de la productividad o de la calidad de los productos. Si estos beneficios conllevan ahorros superiores al coste del componente ambiental, deberá analizarse en primer lugar el tiempo de retorno de la inversión. Si el tiempo de retorno es inferior a tres años, el proyecto resultará económicamente atractivo para el titular y podría considerarse, con el propósito de atribuir costes, no propiciado inicialmente por cuestiones ambientales [6, Agencia Europea del Medio Ambiente, 1999]. En este caso no será necesario proseguir con la evaluación según esta directriz.

Cuando el tiempo de retorno sea superior, los costes del proyecto propuesto pueden compararse a los de otros proyectos parecidos en los que no se ha previsto la cuestión ambiental. La diferencia entre los dos cantidades puede considerarse atribuible al componente ambiental. Este hecho dificulta la evaluación y, en caso de ser imposible establecer comparaciones claras, la decisión tendrá que adoptarse sobre la base de la información limitada disponible.

Una vez una técnica haya quedado establecida es muy posible que se convierta en estándar y que las alternativas menos respetuosas con el medio ambiente dejen de estar disponibles. Cuando esto suceda, dejará de considerarse que la técnica provoca costes ambientales [6, Agencia Europea del Medio Ambiente, 1999].

Aunque la asignación de costes de protección ambiental no sea siempre evidente, es esencial que los motivos y las suposiciones para su asignación sean transparentes. El usuario debería asegurarse de que cualquier decisión o presuposición se indique claramente en la evaluación.

4 EVALUACIÓN DE LAS ALTERNATIVAS

Una vez calculados los efectos ambientales y los costes económicos de las técnicas alternativas será necesario compararlas entre sí para determinar cuál de ellas cumple los criterios de MTD, si es que hay alguna. Como se ha dicho a lo largo de todo este documento, la decisión dependerá, en última instancia, del juicio de los expertos, que podrá apoyarse en los enfoques que se describen posteriormente. La rentabilidad de una técnica es un aspecto crucial para establecer la MTD, por lo que resulta útil averiguar cuál de ellas ofrece el máximo valor (en cuanto a beneficios ambientales) por el dinero (costes). Este apartado describe algunos métodos para determinar la rentabilidad de cada opción y cómo utilizar algunos puntos de referencia relativos a los beneficios ambientales para determinar la MTD. Este sistema de evaluación de las alternativas mantiene la transparencia y la coherencia, ya que establece las razones que determinan la decisión.

En la

Figura 4.1, a continuación, se muestra en forma de esquema cómo encajan las metodologías presentadas en los capítulos previos sobre efectos cruzados y evaluación de costes con las metodologías tratadas en este apartado.

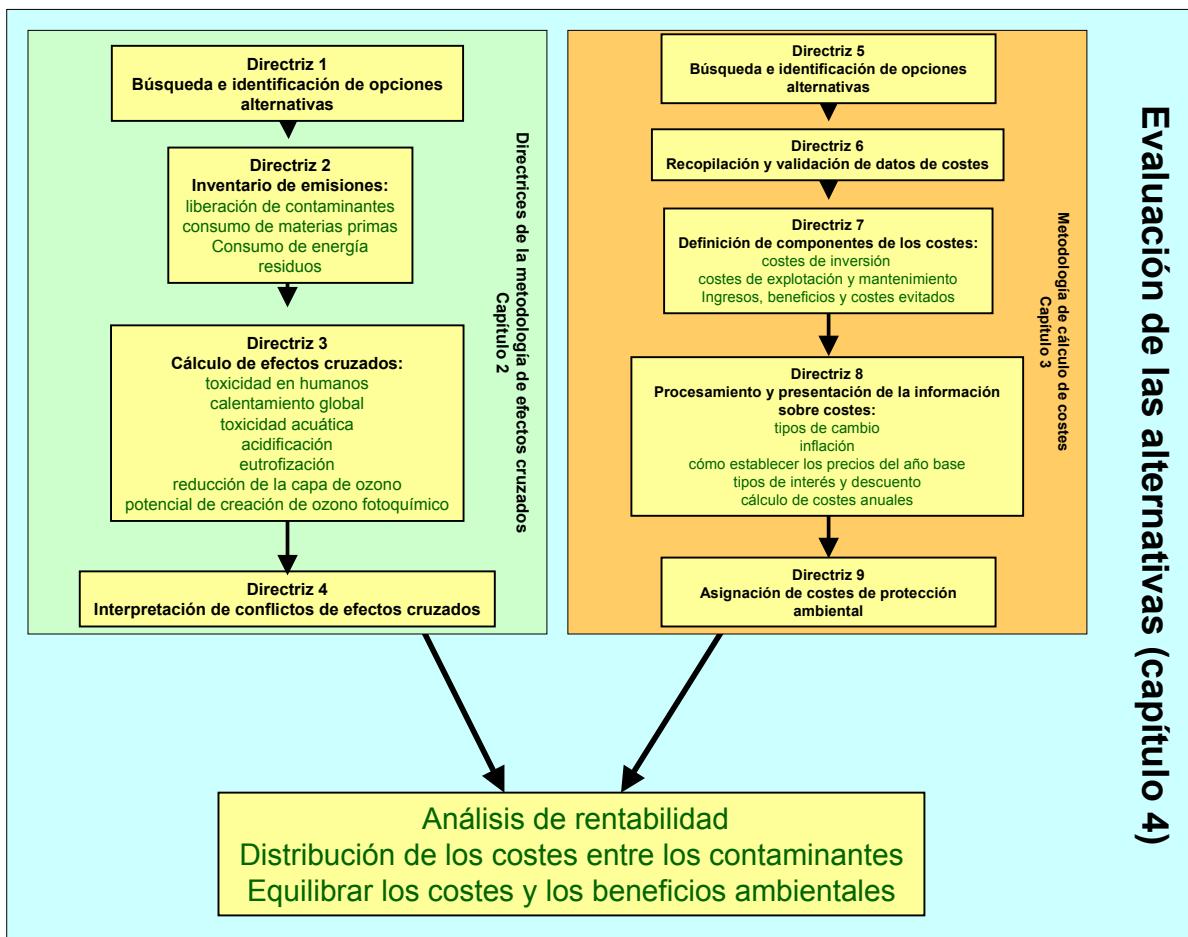


Figura 4.1: Evaluación de las alternativas, capítulo 4

4.1 Análisis de la rentabilidad

El análisis de rentabilidad es una técnica muy conocida y empleada frecuentemente en la preparación o aplicación de políticas ambientales. El concepto básico es simple: sólo se puede gastar un euro una vez. En el contexto de la política ambiental, esto se traduce en lograr el máximo rendimiento ambiental por cada euro invertido con fines ambientales.

La forma más evidente de comparar los costes y los beneficios de una medida consiste en monetizar y comparar ambos a través de un análisis de costes y beneficios (ACB). Si al compararlos los beneficios superan los costes, la medida será una inversión provechosa. Si son varias las medidas alternativas que proporcionan resultados positivos, la que tenga los mejores resultados será la que suponga la mayor rentabilidad. Sin embargo, los análisis de costes y beneficios requieren muchos datos y algunos beneficios son difíciles de monetarizar.

El análisis de la rentabilidad representa un método simplificado respecto al ACB, ya que cuantifica pero no monetariza los efectos ambientales. Este tipo de análisis suele emplearse normalmente para determinar qué medidas son mejores a la hora de alcanzar un objetivo ambiental específico al menor coste.

La rentabilidad (R) de una técnica suele definirse del modo siguiente:

[61, Vito et ál., 2003]

$$R = \frac{\text{coste anual}}{\text{reducción anual de emisiones}} \quad (\text{p. ej. 5 EUR/kg de reducción de COV})$$

El empleo del concepto de rentabilidad (R) en la determinación de las MTD no está exento de dificultades. A pesar de todo, resulta útil ordenar las opciones de MTD de mayor a menor rentabilidad (R), por ejemplo a la hora de excluir opciones injustificadamente caras en comparación con los beneficios ambientales que proporcionan. Más adelante en este mismo capítulo (apartado 4.3) se incluyen algunas sugerencias al respecto.

4.2 Asignación de costes entre contaminantes

La metodología utilizada para determinar el coste de las opciones de MTD se ha analizado en el capítulo anterior. En este apartado se incluye información adicional sobre cómo distribuir los costes entre los distintos contaminantes que vayan a reducirse.

En la mayoría de casos, el efecto ambiental primario puede representarse por medio de una cifra (por ejemplo, sólo la reducción de NO_x , sólo la de CO_2 , sólo la suma de efectos locales atmosféricos o sólo la suma de los efectos locales sobre el agua). Si la aplicación de una técnica va a hacer posible la reducción de varios contaminantes, es necesario asignar de algún modo los costes entre los correspondientes contaminantes. Por ejemplo, los conversores catalíticos reducen las emisiones de NO_x , COV y CO , por lo tanto esta medida en concreto no sólo reducirá los efectos de creación de ozono fotoquímico (el motivo principal de su implantación), sino que también podría propiciar una reducción de la eutrofización y la acidificación.

Si los costes asociados a una técnica de protección ambiental se distribuyen entre distintos contaminantes, deberá describirse qué método de asignación utilizado.

La asignación de costes puede llevarse a cabo por medio de dos enfoques:

- (1) Los costes de una técnica pueden atribuirse en su totalidad al problema de contaminación que propició inicialmente la medida. En el caso del convertidor catalítico, se trataría de la creación de ozono fotoquímico debido a contaminantes atmosféricos. Los efectos sobre otros contaminantes se considerarían ventajas adicionales sin coste alguno.
- (2) Puede idearse un método de distribución de costes entre los efectos ambientales provocados.

Al valorar las técnicas IPPC, el primero de los enfoques descritos (es decir, el número 1) es más práctico y más transparente. Si se emplea el segundo enfoque, la metodología utilizada debería describirse claramente al informar sobre los resultados para garantizar que la distribución sea transparente y esté completamente desarrollada en el informe final.

4.3 Cómo equilibrar los costes y los beneficios ambientales

Al establecer las MTD es necesario equilibrar los costes y los beneficios o, dicho de otro modo, encontrar las técnicas que sean razonablemente rentables. Este apartado presenta algunas metodologías que permiten valorar hasta qué punto es razonable la rentabilidad y cuándo deja de serlo.

4.3.1 Precios de referencia

Los «precios de referencia» son valores que se han empleado anteriormente como ayuda en el proceso de toma de decisiones de varios Estados miembros. La terminología, así como las metodologías empleadas para obtener estos valores, varían, aunque de nuevo puede ser una herramienta útil para decidir si invertir en una técnica determinada compensa económicamente o no. Entre los términos utilizados para referirse a los valores obtenidos a partir de efectos contaminantes destacan los «precios sombra», los «costes de referencia», los «precios de referencia» y los «gravámenes». Una vez disponga el usuario de un valor que pueda atribuirse a un efecto ambiental, podrá utilizarlo tal como se describe a continuación en la Figura 4.3. Más adelante se describen también algunos ejemplos de cómo obtener los «precios sombra» utilizados en algunos Estados miembros.

Dinamarca

En el informe de 2003 «En omkostningseffektiv opfyldelse af Danmarks reduktionsforpligtelse» (Cumplimiento rentable de los compromisos de reducción daneses) se incluyen valores correspondientes a los efectos sobre el medio ambiente de los contaminantes. En él se analizan varias medidas destinadas a reducir el CO₂ y se realiza un cálculo aproximado de los costes de dichas medidas. [50, Bjerrum, 2003].

Al presentar los datos se analiza brevemente el hecho de que las medidas destinadas a reducir las emisiones de CO₂ también reducen las de SO₂ y NO_x y, por tanto, se consideran efectos adicionales positivos. Se utilizan dos técnicas de evaluación distintas (costes de la reducción y costes de daños) para obtener un valor que recoja los efectos de los contaminantes:

- (1) La reducción de NO_x y SO₂ tiene lugar en una central eléctrica con el objetivo de alcanzar las cuotas de NO_x y SO₂ (que son intransferibles). Los valores económicos correspondientes a NO_x y SO₂ reflejan los costes alternativos del cumplimiento de las cuotas por parte del titular (es decir, los costes marginales de reducir las emisiones de modo distinto). Para el SO₂, los costes marginales se consideran iguales al impuesto que grava el SO₂, introducido en 2000 a una proporción de 10 coronas danesas/kg de SO₂. En el caso de NO_x, los costes marginales se calculan en 14,5 coronas danesas/kg. Esta cifra se basa en los costes de instalación de un sistema de eliminación de NO_x en una central eléctrica alimentada mediante carbón.
- (2) Los costes se han obtenido de ExternE y corresponden a 30 coronas danesas/kg de SO₂ y 35 coronas danesas/kg de NO_x, si bien se reconoce que están sujetos a incertidumbres considerables.

Reino Unido

La Agencia de Medio Ambiente de Inglaterra y Gales está tratando de obtener «costes de referencia» basados en los costes de inversiones en tecnologías similares ya efectuadas. La agencia está creando una base de datos de costes de las técnicas de reducción a medida que se instalan y

prevé que la información recopilada ayude a garantizar una mayor coherencia en las inversiones que se prevé realizar en distintos sectores industriales. Estos costes son indicativos del nivel histórico alcanzado por los gastos destinados a controlar determinados contaminantes y pueden servir de guía para determinar si los costes de futuras inversiones resultan razonables.

Suecia

A continuación se ilustra cómo se han utilizado en Suecia los valores de referencia [58, Ahmadzai, 2003]:

A menudo, las medidas de protección ambiental dan como resultado la reducción de contaminantes que afectan a varios medios. El cálculo del «coste de reducción de la contaminación» puede ilustrarse a partir de los dos ejemplos siguientes:

- 1) Supóngase un coste anual de 1 millón de euros (1.000.000 €) correspondiente a una reducción de las emisiones de NO_x del orden de 200 toneladas/año (es decir, un coste de 5 euros/kg, aproximadamente, 1 euro/kg más que el gravamen de 4 euros/kg aplicado para incentivar la reducción de varios contaminantes y su redistribución en la industria). Considérese, además, que también se produce una reducción significativa de los olores en este caso.

Una técnica que costaría hasta 4 euros/kg de NO_x normalmente se consideraría atractiva porque evitaría los costes del gravamen. La diferencia entre el coste real y el coste que normalmente se consideraría atractivo se valora frente a cualquier otro beneficio. En este caso, una reducción de 200 toneladas de NO_x al año a un precio de 4 euros/kg equivaldría a una reducción de 800.000 euros del importe del gravamen. Así pues, podría argumentarse que la reducción del olor a un coste anual de 200.000 euros (es decir, 1.000.000 euros - 800.000 euros) resulta conveniente, lo que permite justificar la inversión en su conjunto.

- 2) Supóngase que, con un coste anual de 1,2 millones de euros, las emisiones de NO_x se reducen en 250 toneladas/año y que, al mismo tiempo, las de azufre descienden en 100 toneladas anuales. Si se tiene en cuenta el gravamen de 4 euros/kg de NO_x y el impuesto de 3 euros/kg de azufre, la evaluación se llevaría a cabo del modo siguiente:

| | |
|--|---|
| Coste anual de inversión y explotación | = 1.200.000 euros |
| Valor de 100 toneladas de azufre a 3 euros/kg | = 300.000 euros |
| Saldo atribuido a la reducción de NO _x | = 900.000 euros |
| Coste de reducción unitario de NO _x (900.000 €/250.000 kg) | = 3,6 euros/kg (por debajo del gravamen de 4 euros/kg). La inversión sería, pues, rentable. |

Conclusión: la reducción de otros contaminantes de distinta procedencia puede contabilizarse respecto a los precios sombra (gravámenes) y evaluarse según la suma de ventajas que represente una inversión.

Fuente: Agencia de Protección Ambiental de Suecia, informe 4705 Beräkningar av kostnader för miljöskyddsinvesteringar, 1996/03

En Suecia se utilizan, además, ciertos valores para la planificación. Los valores claves, relativos a varios contaminantes, que figuran más abajo son las recomendaciones del Informe de SIKA 2000:3 «ASEK Kalkylvärden i Sammanfattning», de abril de 2000, y corresponden a valores reales utilizados para el cálculo de gravámenes e impuestos en Suecia. [51, Ahmadzai, 2003]:

Cálculo aproximado de contaminantes atmosféricos, en coronas suecas/kg (precios de 1999 correspondientes a impactos regionales):

NO_x = 60 coronas suecas/kg (gravamen real de 40 coronas suecas/kg redistribuido a la industria)

SO₂ = 20 coronas suecas/kg (impuesto real de 15 coronas suecas/kg de SO₂ o 30 coronas suecas/kg de S)

COV = 30 coronas suecas/kg (no se les aplican impuestos o gravámenes pero se considera que de 50 – 100 coronas suecas/kg de COV serían «soportables» para varios sectores industriales/aplicaciones)

CO₂ = 1,5 coronas suecas/kg

Se recomienda un tipo de interés de descuento (real) del 4%.

El siguiente ejemplo ilustra cómo puede el enfoque sueco ayudar a elegir la tecnología teniendo en cuenta los efectos cruzados. El coste de inversión corresponde a un proceso industrial de cierta capacidad. La anualización del coste tiene en cuenta un factor de recuperación de capital.

La Tabla 4.1 muestra las emisiones o consumos unitarios de dos opciones tecnológicas que proporcionan capacidades de producción equivalentes en toneladas, aunque difieren en capacidad volumétrica. La Tabla 4.2 compara estas opciones utilizando precios sombra y gravámenes propios de Suecia. La Tabla 4.3 recoge los beneficios anuales que podrían derivarse de la opción y los relaciona con costes de inversión anualizados de las dos opciones; a continuación los resume en un ratio de beneficios/inversión que puede ser una herramienta útil a la hora de valorar las alternativas. Las cuestiones que requieren cierta motivación en el proceso de concesión de permisos son básicamente las que deben priorizarse a un nivel decisorio local. Suele tratarse de:

- el precio sombra válido o discutible tomado en consideración;
- los contaminantes considerados prioritarios en determinadas aplicaciones;
- el factor de recuperación económica relevante (considerado razonable para el titular y las autoridades encargadas de negociar y conceder los permisos);
- una combinación aceptable de los puntos anteriores.

| Unidades por año | Antes del proyecto | Opción 1 | Opción 2 |
|-------------------------------|--------------------|-----------|-----------|
| Producción, m ³ | 625.000 | 1.500.000 | 1.250.000 |
| Producción, t | 56.000 | 59.000 | 59.000 |
| Parámetros ambientales | | | |
| SO ₂ | 250 | 168 | 82 |
| NO _x | 30 | 30 | 10 |
| CO ₂ | 24.000 | 700 | 23.000 |
| Polvo | 380 | 100 | 280 |
| Fenol | 27 | 25 | 2 |
| Amoniaco | 52 | 34 | 18 |
| Formaldehído | 15 | 15 | 0 |
| COV | 94 | 74 | 20 |
| DBO | 100 | 10 | 15 |
| P _{tot} | 20 | 2 | 10 |
| N _{tot} | 50 | 5 | 20 |
| Agua | 23.000 | 23.000 | 10.000 |
| Residuos | 100.000 | 34.000 | 30.000 |
| Energía en MWh/año | 44.210 | 40.000 | 44.210 |

Tabla 4.1: Datos de emisiones y consumos de las opciones tecnológicas 1 y 2

| | Coste sombra euros/unidad | Reducción unitaria anual de la opción 1 | Coste sombra equivalente en euros/año | Reducción unitaria anual de la opción 2 | Coste sombra equivalente en euros/año |
|---|---------------------------|---|---------------------------------------|---|---------------------------------------|
| SO ₂ | 1.500 | 82 | 123.000 | 168 | 252.000 |
| NO _x | 4.000 | 0 | 0 | 20 | 80.000 |
| CO ₂ | 150 | 23.300 | 3.495.000 | 1.000 | 150.000 |
| Polvo | 10 | 280 | 2.800 | 100 | 1.000 |
| Fenol | véase COV | 2 | | 25 | |
| Amoniaco | véase COV | 18 | | 34 | |
| Formaldehido | véase COV | 0 | | 15 | |
| COV | 5.000 | 20 | 100.000 | 74 | 370.000 |
| DBO | 810 | 90 | 72.900 | 85 | 68.850 |
| P _{tot} | 23.000 | 18 | 414.000 | 10 | 230.000 |
| N _{tot} | 11.000 | 45 | 495.000 | 30 | 330.000 |
| Agua | 1 | | 0 | 13.000 | 13.000 |
| Residuos | 100 | 66.000 | 6.600.000 | 70.000 | 7.000.000 |
| Energía en MWh/año | 2 | 4.210 | 8.420 | 0 | 0 |
| Total de «beneficios» de los costes de los distintos canales, en euros/año | | 11.311.120 | | | 8.494.850 |

Tabla 4.2: Comparación de las opciones tecnológicas 1 y 2 a través de precios sombra

| Indicador | Opción 1 | Opción 2 |
|--|-------------------|------------------|
| Total de «beneficios» de todos los canales, en euros/año | 11.311.120 | 8.494.850 |
| Inversión (en euros) | 30.023.000 | 31.000.000 |
| Factor de recuperación de capital, 10%, a 10 años | 0,16275 | |
| Inversión anualizada (en euros/año) | 4.886.243 | 5.045.250 |
| Ratio beneficio/inversión | 2,31 | 1,68 |

Tabla 4.3: Comparación de los costes y los «beneficios»

Conclusión: en el caso anterior, la opción 1 representa un mejor equilibrio de costes y beneficios, como demuestra el ratio superior de beneficios (2,31 frente a 1,68).

Países Bajos y Bélgica

Los «valores de referencia indicativos» (el término utilizado para referirse a los precios sombra neerlandeses han servido para determinar un margen de rentabilidad para los COV, partículas, NO_x y SO₂ [53, Vercaemst, 2003]. Este margen se basa en medidas de reducción arquetípicas aplicadas en casos prácticos en los Países Bajos y muestra qué niveles de rentabilidad se consideraron aceptables en el momento de implantarlas. Esta metodología se utilizó para determinar el nivel de rentabilidad es considerado «razonable»; al hacerlo quedó claro que sólo el valor más alto del margen de rentabilidad estudiado resulta crítico y que, por tanto, los «valores de referencia indicativos» se basan en los valores más altos. Se obtuvieron excluyendo otras medidas implantadas para fines muy concretos.

Este enfoque indica qué medidas son más rentables que los «valores de referencia indicativos» y, por tanto, al menos teóricamente, resultan aceptables y razonables. Las medidas o técnicas menos rentables que esos valores de referencia se consideran, en teoría, inaceptables y no razonables. Los valores de referencia deben considerarse «teóricos» e «indicativos», ya que sólo aportan un marco para distinguir lo razonable de lo que no lo es; no pueden utilizarse en cualquier circunstancia como límites de corte inamovibles, sino que su aplicación requiere cierta flexibilidad en casos específicos.

Valores de referencia de la rentabilidad total

| Componente | Valor de referencia indicativo (reducción de las emisiones en euros/kg) |
|-----------------|--|
| COV | 5 ^a |
| Partículas | 2,5 ^b |
| NO _X | 5 |
| SO ₂ | 2,5 |

^a Excluye las medidas integradas y los casos en que se emiten COV nocivos como el benceno.
^b Excluye la reducción de componentes específicos de la materia particulada, por ejemplo los metales pesados, que podrían justificar valores de rentabilidad aceptables significativamente inferiores.

Tabla 4.4: Valores de referencia indicativos correspondientes a la rentabilidad total

En el documento de InfoMil [54, Infomil, 2001] se incluye información detallada sobre el proceso de obtención de estos valores.

Valores de referencia de la rentabilidad marginal

Puede que también sea necesario tener en cuenta la rentabilidad marginal de una técnica. El efecto marginal podría definirse como la diferencia entre el efecto derivado de la sustitución o mejora de una medida existente y el de la medida existente. La rentabilidad marginal se define, pues, como el cociente de los costes marginales y el efecto marginal. La siguiente tabla incluye una lista de los valores de referencia límite, superiores e inferiores, de la rentabilidad marginal. Estos límites se han establecido multiplicando por 1,5 el valor de referencia indicativo que figura en la Tabla 4.4 y por 4 el valor de referencia indicativo, respectivamente.

En una instalación nueva, el único criterio tenido en cuenta es, muchas veces, la rentabilidad total. Sin embargo, en unas instalaciones existentes sometidas a una mejora o renovación de las medidas ambientales será necesario valorar tanto la rentabilidad total como la marginal.

| Componente | Límite inferior de la rentabilidad marginal (reducción de las emisiones en euros/kg) | Límite superior de la rentabilidad marginal (reducción de las emisiones en euros/kg) |
|-----------------|---|---|
| COV | 7,5 | 20 |
| Partículas | 3,75 | 10 |
| NO _X | 7,5 | 20 |
| SO ₂ | 3,75 | 10 |

Tabla 4.5: Valores de referencia indicativos de la rentabilidad marginalEl proceso de toma de decisiones

La Figura 4.2, en la página siguiente, ilustra cómo se emplean los valores de referencia tanto de la rentabilidad total como la marginal.

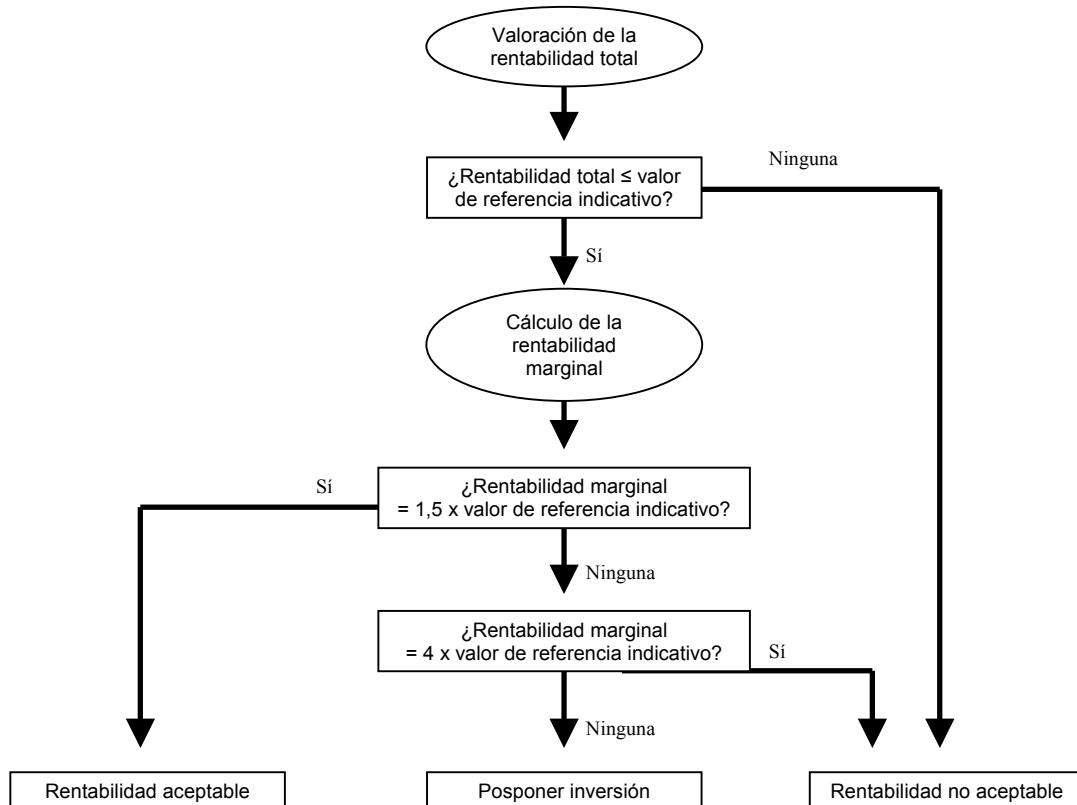


Figura 4.2: Proceso de toma de decisiones para evaluar la rentabilidad

Uso de valores de referencia para determinar las MTD en Flandes

Desde 1995, las autoridades flamencas han encargado a Vito el establecimiento de las MTD por sectores. Hasta el año 2004, el centro de MTD de Vito había publicado informes de MTD de 30 sectores, principalmente no IPPC, en los que se establece un procedimiento basado en una serie de pasos que permiten establecer las mejores técnicas disponibles. Uno de estos pasos es la evaluación de la viabilidad económica de las opciones alternativas sometidas a examen. Vito considera que una opción sólo puede considerarse económicamente viable si: (i) resulta factible para una empresa media, bien gestionada, perteneciente al sector en el que se va a implantar la técnica y (ii) si el ratio de rentabilidad es razonable. Sólo cuando la viabilidad económica es cuestionable se prevé la realización de un análisis detallado. El sector de las plantas de combustión fue uno de los que requirió la realización de un análisis económico. El ejemplo que figura a continuación se ha obtenido del informe «*Beste beschikbare technieken voor stookinstallaties en stationaire motoren*» («Mejores técnicas disponibles para las instalaciones de combustión y los motores fijos»). [52, Gooverts et ál., 2002]

En este informe se analizan hornos industriales de una capacidad de 100 kWth o superior, así como motores fijos (motores de gas, motores diésel, turbinas de gas) con una producción mínima de 10 kW. El objetivo de las técnicas era reducir las emisiones de NO_x y SO₂. Se establecieron los costes anuales totales (de inversión y explotación) correspondientes a las opciones alternativas examinadas, así como la eficacia de la reducción de emisiones. Para la evaluación de la rentabilidad se emplearon los valores de referencia de rentabilidad total de los Países Bajos que figuran en la Tabla 4.4.

Por ejemplo:

- contaminante NO_x
- instalaciones carbón>600 MW
- técnica quemador de bajas emisiones de NO_x
- rentabilidad 1,3 euros/kg de NO_x reducido.

Prueba: 1,3 euros/kg < 5 euros/kg; por lo tanto, la rentabilidad de esta técnica se considera razonable (+). La siguiente tabla muestra los resultados del análisis realizado en Flandes.

| Técnica | Instalaciones de carbón con una capacidad térmica superior a (en MW) | | | | | Instalaciones de combustible líquido con una capacidad térmica superior a (en MW) | | | | | Instalaciones de gas natural con una capacidad térmica superior a (en MW) | | | | |
|--|--|----|-----|-----|-----|---|----|-----|-----|-----|---|----|-----|-----|-----|
| | 10 | 50 | 100 | 300 | 600 | 10 | 50 | 100 | 300 | 600 | 10 | 50 | 100 | 300 | 600 |
| NO _x | | | | | | | | | | | | | | | |
| Recirculación de los gases de combustión | | | | | | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| Aire de sobrefuego + recirculación de los gases de combustión | | | | | | + | + | + | + | + | | | | | |
| Quemador de bajas emisiones de NO _x | + | + | + | + | + | - | - | + | + | + | - | - | + | + | + |
| Quemador de bajas emisiones NO _x + aire de sobrefuego | - | + | + | + | + | - | - | + | + | + | | | | | |
| Recombustión | + | + | + | + | + | | | | | | | | | | |
| RNCS | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | - | + | + | + | + |
| Bajas emisiones de NO _x + recirculación de los gases de combustión | | | | | | - | + | + | + | + | | | | | |
| Recombustión + quemador de bajas emisiones de NO _x | | | | | | - | + | + | + | + | | | | | |
| Quemador de bajas emisiones de NO _x + RNCS | | | | | | | | | | | - | - | + | + | + |
| Quemador de bajas emisiones de NO _x + aire de sobrefuego + RNCS | - | + | + | + | + | - | + | + | + | + | | | | | |
| Bajas emisiones de NO _x + recirculación de los gases de combustión + RNCS | | | | | | - | + | + | + | + | | | | | |
| SCR | - | - | + | + | + | - | - | - | - | + | + | - | - | - | + |
| Quemador de bajas emisiones de NO _x + SCR | - | - | + | + | + | | | | | | | | | | |
| Quemador de bajas emisiones de NO _x + aire de sobrefuego + SCR | - | - | + | + | + | | | | | | | | | | |
| SO ₂ | | | | | | | | | | | | | | | |
| Inyección de adsorbentes secos | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | - | - | - | - |
| Torre de pulverización semihúmeda (o seca) | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | - | - | - | - |
| Depuración húmeda con amoniaco | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | - | - | - | - |
| Depuración húmeda (piedra caliza) | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | - | - | - | - |
| Depuración húmeda de doble alcalinidad | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | - | - | - | - |
| Proceso de depuración Wellman Lord | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | - | - | - | - |
| Combinación de técnicas de NO _x /SO ₂ | | | | | | | | | | | | | | | |
| Carbón activo | - | - | + | + | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Inyección de bases | + | + | + | + | + | - | + | + | + | + | + | - | - | - | - |
| DESONO _x -WSA-SNO _x | - | + | + | + | + | - | - | - | + | + | - | - | - | - | - |
| Combustible de bajo contenido en azufre | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | - | - | - | - |

+ : rentabilidad razonable

- : rentabilidad no razonable

Tabla 4.6: Evaluación de la rentabilidad de las técnicas de reducción de NO_x y SO₂ en instalaciones de combustión de Flandes mediante valores de referencia indicativos.

4.3.2 Costes externos

Otro método para valorar si una técnica es rentable consiste en comparar los costes de la medida respecto al coste social de los perjuicios ambientales que se evitan al implantarla. Para poder realizar esta comparación se requiere un mecanismo que asigne un valor económico a la contaminación que se evitaría. Son varios los métodos desarrollados para obtener valores económicos para los efectos de la contaminación.

La Comisión Europea (D.G. de Medio Ambiente) obtuvo los datos de costes externos de algunos contaminantes atmosféricos. En el marco del desarrollo de análisis de costes y beneficios del programa Aire limpio para Europa (CAFE),⁶ se preparó un informe especial⁷ con el fin de establecer un baremo simple con el que realizar cálculos aproximados sobre los costes externos de la contaminación atmosférica. Sólo se han obtenido los costes externos de unos pocos contaminantes, y todos ellos de tipo atmosférico.⁸

Las metodologías utilizadas para obtener los valores siguieron los procesos básicos desarrollados en el proyecto ExternE,⁹ aunque la metodología acordada para la evaluación y la contabilización en el análisis coste-beneficio (ACB) de CAFE implica que los métodos utilizados para cuantificar los impactos y asignarles un valor se han sometido a análisis y revisiones de expertos más exhaustivos¹⁰ que en casos anteriores.

Los modelos creados para obtener esos valores sugieren que los resultados generados recogen gran parte de los daños totales de la mayoría de contaminantes examinados, si bien se omiten algunos efectos cuya importancia está fuera de toda duda. Los contaminantes a los que más afectan esas omisiones son, probablemente, los COV, al haberse pasado por alto los aerosoles orgánicos y, quizás, el ozono, al no haberse considerado los impactos asociados a la exposición a largo plazo (crónica).

Las consecuencias de la omisión de impactos deben buscarse en la gran cantidad de incertidumbres que afectan a la evaluación, entre ellas suposiciones de base de los modelos e incertidumbres estadísticas que pueden provocar que los resultados se disparen, en una u otra dirección. Es importante destacar que los costes externos del análisis coste-beneficio de CAFE sólo están relacionados con la salud humana. No se pudo contabilizar económicamente los efectos externos sobre el ecosistema a causa de la falta de datos.¹¹

La obtención de los valores es un proceso complejo que implica un análisis detallado de los impactos que se prevé que tengan los contaminantes liberados. Los métodos de cálculo de valores siguen el «análisis de vías de impacto», que consiste en realizar un seguimiento de las emisiones a través de la dispersión y la química ambiental hasta su impacto sobre los receptores sensibles (calculados mediante funciones de exposición-respuesta). Los valores que recoge el anexo 12 de este documento proceden del informe del análisis coste-beneficio de CAFE con fecha de marzo de 2005, aunque están sujetos a futuras revisiones y actualizaciones.

⁶ Véase <http://europa.eu.int/comm/environment/air/cafe/activities/cba.htm>

⁷ «Service Contract for Carrying out cost-benefit analysis of air quality related issues, in particular in the clean air for Europe (CAFE) programme – Damages per tonne emissions of PM_{2,5}, NH₃, SO₂, NO_x and VOC from each EU25 Member State (excluding Cyprus) and surrounding seas». Marzo de 2005, AEA Technology Environment.

⁸ Véase también <http://europa.eu.int/comm/environment/air/cafe/> y <http://www.cafe-cba.org/>

⁹ Para obtener más información sobre el proyecto ExternE visite la página web <http://externe.jrc.es/>

¹⁰ Krupnick et ál. (2004), «Peer review of the methodology of cost-benefit analysis of the clean air for Europe programme». Informe preparado para la Comisión Europea, octubre de 2004: <http://europa.eu.int/comm/environment/air/cafe/activities/krupnick.pdf>.

¹¹ «Service Contract for Carrying out cost-benefit analysis of air quality related issues, in particular in the clean air for Europe (CAFE) programme – Methodology for the cost-benefit analysis for CAFE: Volume 3: Uncertainty in the CAFE CBA: Methods in the first analysis». Abril de 2005, AEA Technology Environment

Son numerosas las presuposiciones en las que se han basado estos análisis, tanto en el momento de establecer los efectos ambientales predecibles como al obtener los valores de esos efectos, por lo que los usuarios deben ser conscientes de las considerables incertidumbres que afectan a los valores obtenidos y utilizarlos con cautela. En cuanto a la utilización por parte de los responsables de formular las políticas, se recomienda que restablezcan márgenes y estudien las sensibilidades a causa de las grandes incertidumbres que afectan el análisis de costes externos. Siempre que esas incertidumbres se tengan presentes, estos marcos de referencia pueden ser igualmente una guía útil en el debate sobre la rentabilidad económica de la implantación de una técnica.

Aunque los datos se limitan a NH_3 , NO_x , $\text{PM}_{2,5}$, SO_2 y COV , la información es un punto de partida útil para el debate.

La figura que se muestra a continuación muestra cómo utilizar los valores como referencia al comparar la rentabilidad de la implantación de distintas técnicas.

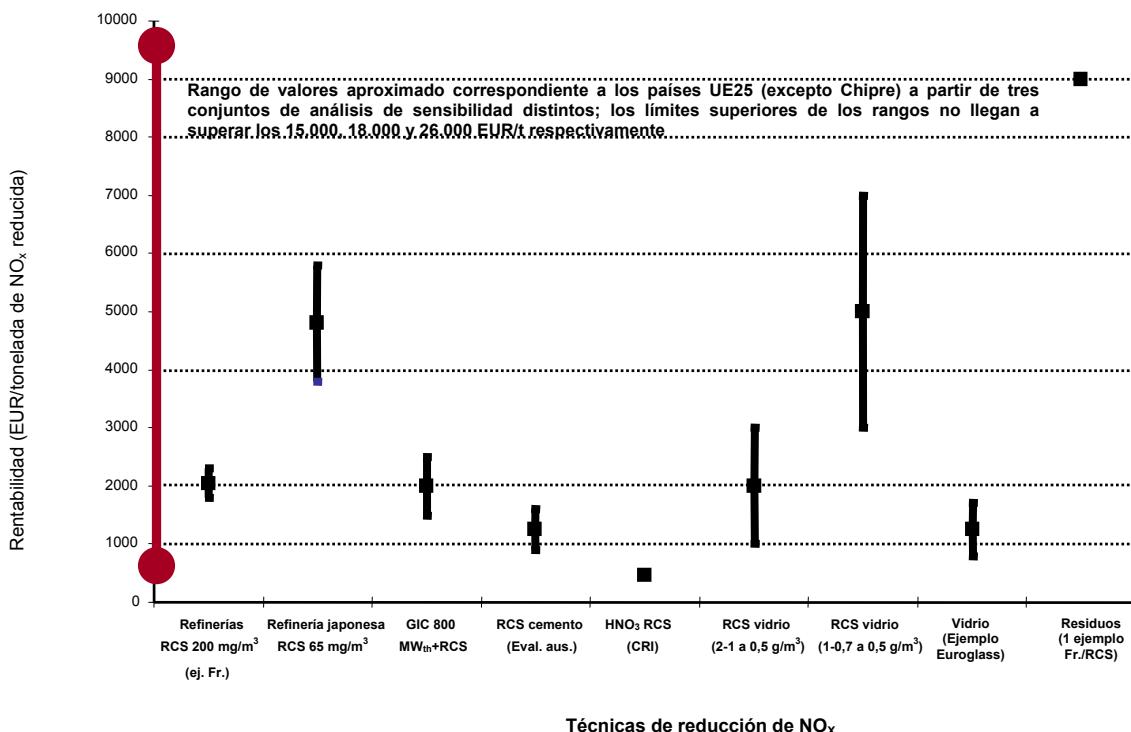


Figura 4.3: Datos de rentabilidad correspondientes a algunas técnicas de reducción de NO_x

Los datos utilizados en la figura anterior sólo son ilustrativos (abarcán distintos sectores que no son necesariamente comparables unos con otros). Se han obtenido de la información recopilada al desarrollar el documento BREF sobre refinerías de petróleo y gas [23, EIPPCB, 2001] y se basan en costes tratados en la conferencia NO_x CONF de 2001.¹² El método de cálculo de costes precede a la metodología descrita en este documento y, por tanto, no se ha podido validar con ella. A pesar de todo, los datos ilustran cómo podría compararse la información sobre costes y precios externos, lo que permite al usuario valorar si el beneficio ambiental derivado de la implantación de la técnica resulta económicamente rentable. Analizar las opciones de este modo resulta útil al justificar la elección de una técnica.

¹² Conferencia NO_x CONF de 2001 (Conferencia internacional sobre la contaminación atmosférica industrial; control de emisiones de NO_x y N_2O). <http://www.infomil.nl/legsys/noxconf/index.html>

4.3.3 Conclusión sobre la evaluación de las alternativas

Ordenar las alternativas en función de su rentabilidad puede ayudar a identificar cuáles de ellas representan el mejor equilibrio entre el coste de una técnica y los efectos ambientales derivados de su implantación. En las páginas anteriores se tratan algunas cuestiones que el usuario deberá tener en cuenta al ordenar las alternativas, pero todavía deberá decidir qué método es el más apropiado. El análisis de la rentabilidad de las alternativas sometidas a examen resulta útil en cuanto que proporciona un esquema estructurado para determinar la técnica preferida y justificar la elección.

Las directrices de la metodología de efectos cruzados presentadas en el capítulo 2 permiten al usuario establecer qué cuestiones ambientales tienen una importancia crítica y, por tanto, son prioridades ambientales. La metodología de cálculo de costes del capítulo 3 ayuda al usuario a determinar los costes de las técnicas y a comparar los costes de las alternativas de un modo imparcial. El capítulo 4 sobre evaluación de las alternativas analiza diversos métodos para integrar los efectos ambientales en los costes. La evaluación de la rentabilidad de las técnicas y la valoración de los beneficios ambientales que proporcionará su implantación pueden ser herramientas útiles al redactar el informe en que se justifique la elección.

La evaluación de la rentabilidad es un mecanismo bastante sencillo y muy práctico cuando se estudian diversas técnicas. Si se conocen los costes externos, éstos pueden servir de guía en el proceso de toma de decisiones. Existen distintos puntos de referencia para el cálculo de la rentabilidad, entre ellos los costes externos y los precios sombra. Aunque los valores obtenidos pueden conllevar incertidumbres considerables, también pueden resultar de gran utilidad al analizar los beneficios de la aplicación de una técnica y debatir si su implantación resulta económicamente rentable. A pesar de todo, esta metodología está limitada al pequeño número de contaminantes de los que se poseen datos.

La evaluación del balance entre los efectos ambientales y los costes de las técnicas alternativas que será necesario realizar puede ser compleja. Es imposible prever cualquier posible eventualidad en una metodología de este tipo, por lo que es necesario señalar en el informe cualquier punto débil. Aunque probablemente se requiera el juicio de los profesionales para identificar qué técnica se considera la mejor alternativa, las metodologías descritas en este capítulo deberían ayudar al usuario a realizar una evaluación objetiva de los costes y los beneficios. Las metodologías también permiten justificar con claridad una decisión y establecer un recorrido transparente que facilite el seguimiento de la decisión tomada finalmente.

5 VIABILIDAD ECONÓMICA EN EL SECTOR

5.1 Introducción

Dentro de la definición de MTD que da la Directiva destaca la exigencia de que las técnicas que vayan a considerarse mejores técnicas disponibles sean aquéllas desarrolladas a una escala que permita su aplicación en el contexto del sector industrial correspondiente, en condiciones económica y técnicamente viables (véase la definición de «disponibles» en el siguiente fragmento de la Directiva). Establecer si la implantación de una MTD es «económicamente viable» en un sector (ya se trate de una única técnica o de la combinación de varias) es complicado dada la gran variedad de sectores que se ven afectados por la Directiva. Este capítulo pretende ayudar a hacerlo aportando un marco que permita estructurar el debate a la hora de intentar determinar si una técnica es «económicamente viable en un sector».

Definición del término «disponibles» de MTD que da la Directiva:

«disponibles»: las técnicas desarrolladas a una escala que permita su aplicación en el contexto del sector industrial correspondiente, en condiciones económica y técnicamente viables, tomando en consideración los costes y los beneficios, tanto si las técnicas se utilizan o producen en el Estado miembro correspondiente como si no, siempre que el titular pueda tener acceso a ellas en condiciones razonables,

La determinación de la viabilidad económica, en un sentido general, forma parte del proceso de establecimiento de las MTD en cada sector (BREF); la Directiva no prevé este tipo de valoraciones para determinar las condiciones de concesión de un permiso a unas instalaciones concretas. Sólo será necesario llevar a cabo un análisis en profundidad cuando las técnicas propuestas representen un cambio fundamental en el sector industrial y/o si las propuestas son motivo de polémica.

Corresponderá demostrar que una técnica no es económicamente viable a la parte que exprese sus dudas al respecto (normalmente, la industria), que no en vano tendrá conocimiento de causa sobre las objeciones y dispondrá de las pruebas necesarias, o acceso a ellas, sobre las que fundamentar sus objeciones.

Las cuestiones analizadas a continuación conforman un marco de referencia que permite tomar en cuenta la evaluación de la viabilidad económica y sostenerla mediante pruebas. Una vez completada la valoración, podrá someterse a la consideración del grupo de trabajo técnico (GTT) correspondiente para que decida si estas cuestiones afectan o no (o cómo lo hacen) a la determinación de las MTD.

La opinión de los expertos ha tenido gran importancia en el proceso de evaluación de la viabilidad económica previsto en los BREF. Algunos Estados miembros tienen experiencia en el empleo de metodologías más estructuradas, algunas de las cuales se incluyen en el presente documento. Los cuatro factores que figuran a continuación se consideran los más significativos al valorar la «viabilidad económica en el sector»:

- **Estructura de la industria**
- **Estructura del mercado**
- **Capacidad de recuperación**
- **Rapidez de la implantación**

En el diagrama de la Figura 5.1 se muestra cómo encajan los anteriores aspectos en la evaluación. La decisión sobre si las inversiones propuestas son viables depende de la capacidad del sector de absorber los costes adicionales o de transferir esos costes a los clientes o proveedores. La capacidad del sector de transferir esos costes depende de la «estructura de la industria» y de la «estructura del mercado», mientras que la capacidad de absorber los costes depende de su capacidad de recuperación. Si, tras estudiar los factores, se considera que el conjunto de opciones de MTD es viable, puede que sea necesario desarrollar un calendario para la implantación de las técnicas con el fin de facilitar su adopción en el sector, es decir, la «rapidez de la implantación».

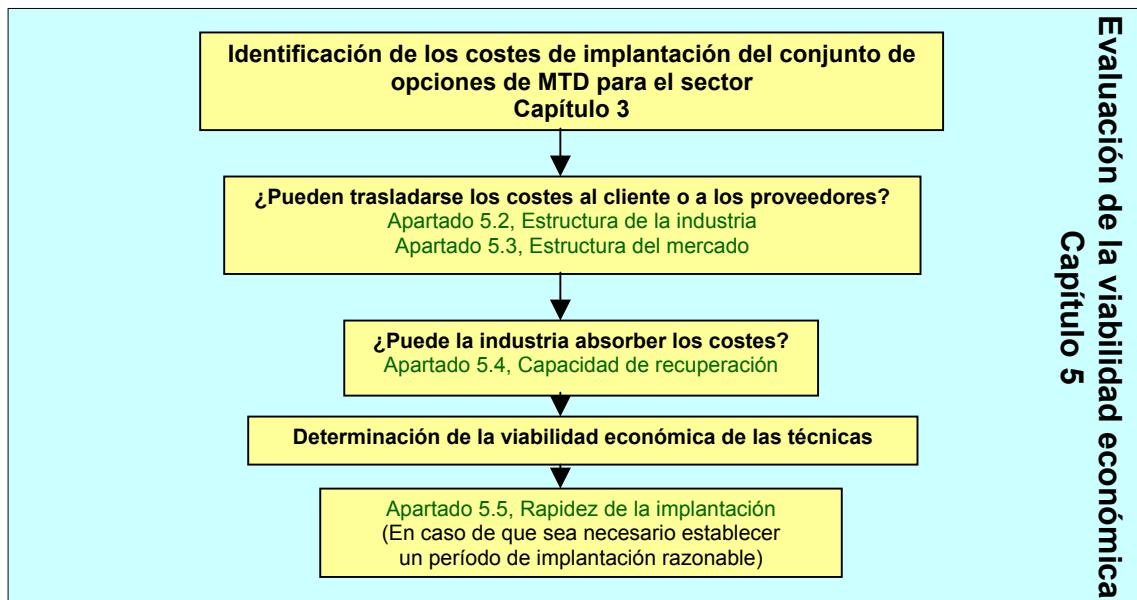


Figura 5.1: Evaluación de la viabilidad económica en el sector

En los apartados siguientes se analizan los cuatro factores anteriores de forma más detallada. Aunque es inevitable que existan otros factores que sean más importantes para algunos sectores, acotar el debate a los cuatro factores claves antes señalados contribuirá a mejorar la objetividad del proceso de toma de decisiones y a garantizar un trato coherente a todos los sectores.

La evaluación será en muchos casos un proceso basado en opiniones y, como también suele suceder a menudo, puede que no existan datos exhaustivos o que las incertidumbres sean considerables. Será necesario asumir esas limitaciones desde el inicio de la valoración de la viabilidad económica e indicarlas claramente en el informe correspondiente en aras de la transparencia de la evaluación.

5.2 Estructura de la industria

La «estructura de la industria» alude a las características socioeconómicas del sector sometido a examen, así como a las características técnicas de las instalaciones del sector. Estas características aportan información sobre la estructura interna del sector y la facilidad con que se pueden implantar las nuevas MTD.

5.2.1 Descripción de la estructura de la industria

A la hora de describir la estructura de la industria, es útil tener en cuenta los siguientes aspectos:

Tamaño y número de instalaciones del sector: en algunos sectores, como por ejemplo el del «hierro y el acero» o las «refinerías», las grandes plantas integradas son habituales, mientras que en otros sectores como el de la «ganadería intensiva» lo normal es que las plantas sean de mucho menor tamaño. Pero el sector puede caracterizarse también por una mezcla de grandes y pequeñas instalaciones, como sucede con el «sector textil» o el de «la pasta y el papel».

Las instalaciones de distinto tamaño pueden reaccionar de modo diferente a la implantación de MTD: las más grandes pueden aportar su economía de escala, pero el capital necesario para los equipos suele ser elevado y normalmente los plazos para la sustitución del equipo son largos. En cambio, la sustitución y los equipos requieren menos capital en las plantas más pequeñas, pero los tiempos de retorno de la inversión pueden ser tan prolongados como los de las instalaciones de mayor tamaño.

Características técnicas de las instalaciones: la infraestructura existente en las instalaciones influye en el tipo de MTD a implantar y también podría influir en los costes de instalación.

Las mejoras al final de la cadena de producción pueden ser, inicialmente, relativamente baratas y rápidas de instalar, pero en la mayoría de los casos estas tecnologías de final de la cadena de producción imponen costes de explotación adicionales y no ofrecen la mejora en la eficiencia de los procesos que podría obtenerse a partir de otras medidas integradas en el proceso. Por el contrario, las mejoras de las MTD basadas en la integración en el proceso o en la adopción de tecnologías de baja producción de residuos pueden ser costosas debido a la necesidad de interrumpir la producción y rediseñar el proceso.

El elevado coste inicial que conlleva implantar medidas integradas en el proceso puede compensarse a largo plazo con el aumento de la eficiencia y la reducción de los costes de explotación resultantes, aunque diferenciar los costes de las técnicas integradas en el proceso de otros costes operativos es, naturalmente, más complicado (véase el apartado 3.5).

Vida útil del equipo: algunas industrias presentan prolongadas vidas útiles de plantas y equipos, mientras que en otros sectores el inevitable desgaste natural y las innovaciones en los procesos requieren sustituir con mayor frecuencia determinados elementos. En algunos sectores industriales, la vida económica es el factor decisivo al determinar los ciclos de inversión.

La rápida implantación de una MTD en un sector que normalmente presenta una prolongada vida operativa del equipo puede imponer costes significativos al sector en cuestión. En estos casos, programar las actualizaciones de los equipos para que los procesos de sustitución previstos coincidan con los ciclos de inversión podría ser un medio efectivo de adoptar las MTD de modo rentable (véase el apartado 5.5).

Barreras para entrar o salir del sector: si existen barreras que impiden la entrada de nuevos actores en el mercado (por ejemplo, costes de equipos o licencias elevados) o si existen barreras que impiden que los actores abandonen el mercado (por ejemplo los bajos ingresos por liquidación de activos especializados, etc.), éstas quizás debieran estudiarse en la evaluación, como se analiza más detalladamente en el apartado 5.3.1.1.

5.2.2 Ejemplos de estructura industrial

El sector de las refinerías se caracteriza por un número reducido de instalaciones, normalmente de gran tamaño, muchas de las cuales son antiguas (véase la siguiente cita [23, EIPPCB, 2001]). En este sector, las técnicas más rentables suelen ser las que aprovechan la infraestructura existente, por ejemplo la modernización de ciertos componentes del proceso, con el fin de mejorar el rendimiento ambiental.

«Como resultado del exceso de capacidad del sector de refino europeo, son muy pocas las refinerías de petróleo nuevas construidas en los últimos veinticinco años. De hecho, sólo el nueve por ciento de las refinerías existentes se han construido durante este periodo, con sólo un dos por ciento correspondiente a los últimos diez años. Aunque la mayoría de refinerías se habrán actualizado o habrán construido nuevos equipos desde su primera puesta en marcha, su estructura global, y en particular algunos elementos como los sistemas de alcantarillado, se han mantenido prácticamente sin cambios.»

En la Directiva sobre grandes instalaciones de combustión [22, Comisión Europea, 2001], se introducen distinciones entre los valores límite de emisión para instalaciones de diferente tamaño. Por ejemplo, se establece un límite de 1.700 mg SO₂/Nm³ para grandes instalaciones de combustión de hasta 300 MW_{th} y un límite de emisión de 400 mg SO₂/Nm³ para instalaciones de más de 500 MW_{th}, con una escala móvil de límites de emisión para instalaciones con capacidades intermedias.

5.2.3 Conclusión sobre la estructura de la industria

Comprender la estructura de la industria al llevar a cabo una evaluación de la viabilidad económica puede ayudar a detectar posibles factores que podrían generar prejuicios sobre la implantación de una MTD propuesta en el sector. Aunque no existen descriptores o estadísticas reconocidas o coherentes que puedan utilizarse para describir la estructura industrial de un sector o cómo ésta puede influir en la determinación de las MTD, la evaluación de los aspectos antes tratados podría permitir a un sector fundamentar por qué se opone a una propuesta de MTD concreta.

5.3 5.3 Estructura del mercado

La «estructura del mercado» puede influir en la capacidad del titular de transferir el coste de las mejoras ambientales que implica la implantación de las MTD. Este coste podría trasladarse al cliente a través de un aumento del precio del producto o bien a los proveedores mediante la utilización del coste de las mejoras ambientales como herramienta para negociar un precio inferior de las materias primas. En aquellos casos en que los márgenes sean reducidos y los costes no puedan trasferirse, quizás sea necesario que el GTT se plante la introducción de la MTD con mayor cautela. Algunas de las cuestiones más importantes que afectan a los sectores IPPC se describen a continuación; también se explica cómo analizar el mercado a través de una herramienta de eficacia probada como el modelo de las cinco fuerzas de Porter.

5.3.1 Descripción de la estructura del mercado

Son muchas las cuestiones que merecería la pena analizar al describir la «estructura del mercado» en un sector. La mayoría de ellas son de tipo cualitativo, lo que dificulta ser prescriptivo respecto a cuándo o hasta qué punto pueden influir en la determinación de las MTD; con todo, los siguientes componentes se consideran los más relevantes:

Alcance del mercado: los «mercados locales» existen cuando existe la necesidad de que los bienes o los servicios en cuestión se encuentren cerca de los clientes. Esto sucede, por ejemplo, en el mercado del hipoclorito de sodio a granel, ya que se trata de un producto que se degrada durante el almacenamiento o el transporte. Puede que exista un mercado local en un sector por motivos como el «principio de proximidad», un principio que, en el sector de la gestión de residuos, se traduce en que cualquier residuo generado debería tratarse cerca de su lugar de origen.

En algunos sectores puede existir un «mercado regional», como en el caso de muchas de las sustancias químicas que se producen y comercializan en Europa.

También existe un «mercado global» en el que los titulares se enfrentan a competidores de cualquier punto del mundo y donde, a menudo, se dan fuertes presiones para mantener bajos los precios y así evitar la amenaza de las importaciones.

Comprender el alcance del mercado puede ser importante, ya que podría ayudar a determinar el poder del consumidor sobre el precio del producto. En un mercado local, el cliente quizás dependa del productor y tenga un control limitado sobre el precio, al contrario que en un «mercado global» en el que los precios se determinan en el mercado abierto y las compañías europeas tienen que mantener una posición competitiva frente a los productores de fuera de Europa.

Elasticidad de precios: en ocasiones, es posible trasladar los costes al cliente. «Elasticidad de precios» es el término utilizado por los economistas para describir la sensibilidad de los clientes ante los cambios de precio. En algunos productos como los farmacéuticos o el petróleo, los clientes pueden mostrarse descontentos con las subidas de precio, pero estos aumentos no afectan significativamente a la demanda, por lo que los precios de esos productos podrían calificarse de «inelásticos». Si los precios inelásticos son característicos de un sector industrial, será relativamente fácil trasladar el coste al cliente.

Los cambios en los precios de otros artículos pueden tener un impacto mucho mayor sobre la demanda y la sensibilidad de los clientes, por ello se describen como «elásticos».

Entre los aspectos que pueden afectar a la elasticidad de los precios de un producto se encuentran el nivel de competencia de un sector, el poder de los consumidores, el poder de los proveedores o la facilidad con que un cliente puede decantarse por un producto alternativo (véase más adelante). Cuando los precios son elásticos, es difícil transferir los costes al cliente, por lo que el productor deberá asumir el grueso de cualquier aumento en los costes.

Competencia entre productos: en los sectores en los que a penas existen diferencias (si es que las hay) entre el producto que es suministrado por un gran número de productores, la competencia es feroz. Este podría ser el caso de algunas industrias como las del metal, los productos químicos a granel, el cemento y la energía eléctrica, donde los distintos titulares apenas disponen de margen para fijar o aumentar los precios. Cuando la competencia es grande, las oportunidades de trasladar los aumentos de coste a los clientes son limitadas. Por el contrario, cuando un sector se caracteriza por producir artículos más especializados y existe la oportunidad de diferenciar el producto propio del de la competencia, posiblemente los precios sean más flexibles. En estos casos es posible que las empresas tengan más oportunidades de transferir los costes de implantación de las MTD al cliente.

Puesto que la Directiva debería propiciar la creación de un terreno de juego estable dentro de la UE, este aspecto no es tan importante en relación con la competencia intracomunitaria. Sin embargo, podría adquirir una importancia mucho mayor si el grado de competencia externa a la UE es elevado (véase la descripción de «alcance del mercado», que se ha presentado anteriormente).

5.3.1.1 Análisis del mercado a través del modelo de las cinco fuerzas de Porter

Son varias las metodologías desarrolladas para el análisis de los mercados. Una empleada comúnmente es el «modelo de las cinco fuerzas de Porter» [40, Porter, 1980]. En él, las fuerzas de

la competencia determinan la rentabilidad de un sector al influir sobre los precios, los costes y las inversiones necesarias por parte de las empresas que lo componen.

Según el método de Porter, las reglas de la competencia se manifiestan en cinco fuerzas que determinan la estructura y la intensidad de la competencia:

- rivalidad entre competidores existentes;
- poder de negociación de los proveedores;
- poder de negociación de los consumidores (o clientes);
- amenaza de productos o servicios sustitutivos;
- amenaza de nuevos competidores.

La importancia de estas cinco fuerzas varía de un sector a otro y puede cambiar a medida que la industria evoluciona. Aunque esta metodología se desarrolló para evaluar el estado de un sector en un momento determinado y ayudar a los directivos a tomar decisiones estratégicas de cara al futuro, algunos de sus elementos pueden resultar útiles a la hora de valorar la estructura del mercado (para obtener una explicación detallada de la teoría, véase [40, Porter, 1980]) y comprender mejor la capacidad de los sectores IPPC de absorber o trasladar el coste de la implantación de las MTD. A continuación se analizan los principales aspectos del modelo de Porter y su posible influencia a la hora de establecer las MTD [42, Vercaemst y De Clercq, 2003]:

Rivalidad entre competidores existentes: cuando la rivalidad es considerable dentro de un sector, ésta suele provocar una fuerte competencia en los precios y puede limitar los márgenes de beneficios y, por tanto, la capacidad de un sector para absorber o transferir los costes de aplicación de las MTD. Los conceptos de «competencia», «elasticidad del precio» y «alcance del mercado» mencionados anteriormente también pueden resultar de importancia. La concentración o número de actores en el mercado es indicativa del nivel de rivalidad de un sector (el índice de Herfindahl-Hirschmann¹³es un indicador de la concentración de un sector). Si existe exceso de capacidad, las oportunidades de ganar cuota de mercado se limitan (lo que sucede a veces en sectores en los que los productos se comercializan con unas características estándar, como el cemento o los productos químicos a granel). Si, además, las barreras para salir de un sector son difíciles de salvar (costes de cierre elevados, por ejemplo), todos estos factores harán que exista una fuerte rivalidad en el sector.

Poder de negociación de los proveedores: si el número de empresas en un sector es considerable o el número de clientes es pequeño, es probable que exista una importante competencia en los precios. Puede que la fuerza de los proveedores sea también alta si las compañías se ven limitadas por costes de cambio elevados (por ejemplo, la necesidad de adquirir herramientas nuevas o por precios de transporte elevados) y no pueden cambiar fácilmente de empresa de suministro. Si un sector sólo representa una pequeña parte de las actividades de un proveedor, de nuevo se encontrará en una posición de ventaja y podrá dictar los precios y, por tanto, reducir la capacidad del sector IPPC de negociar una reducción de los costes.

¹³ Índice de Herfindahl-Hirschmann: suma de los porcentajes al cuadrado de las cuotas de mercado de todas las empresas de un sector. Los mercados que alcanzan un índice de entre 1.000 y 1.800 puntos se consideran moderadamente concentrados, mientras que los que superan los 1.800 puntos se consideran concentrados [41, Carlton, 1990].

Poder de negociación de los consumidores: si un sector se caracteriza por tener un pequeño número de clientes (el término empleado por Porter es «buyers») que representan una cuota de mercado significativa de las ventas, los clientes normalmente tendrán una posición de fuerza y podrán ejercer su influencia sobre el precio, lo que podría limitar la capacidad de las empresas a la hora de trasladar los costes de las MTD. Los clientes también están en una posición ventajosa cuando los costes de cambio son bajos y pueden elegir rápida y fácilmente a otros proveedores (por ejemplo, cuando el producto es bastante estándar, como los productos químicos a granel). Por el contrario, si el producto es una pequeña fracción de los costes de los clientes, es posible que sea más fácil trasladarles los costes.

Amenaza de productos o servicios sustitutivos: si el cliente tiene la opción de cambiar a un producto alternativo, este hecho podría representar una amenaza para el sector (por ejemplo, el aluminio y los plásticos cada vez se utilizan más como materias primas en la producción de automóviles, en sustitución del acero) y las oportunidades de trasladar el aumento de costes al cliente son limitadas. Puede que el consumidor sea inicialmente reticente a realizar el cambio a causa de los costes de adquisición de nuevas herramientas o las modificaciones de los procesos de producción que harían posible ese cambio, pero a medida que aumentan los costes de las MTD y éstos se reflejan en subidas del precio de los productos, la amenaza de que los clientes se decanten por productos sustitutivos es cada vez mayor. Este aspecto no siempre es significativo al realizar un análisis en el marco de la IPPC, ya que representa un cambio de «cuota de mercado» entre sectores (por ejemplo, del sector del acero al de los metales no ferrosos y al de los productos químicos). Sin embargo, sí resulta relevante si sólo se analiza un sector determinado o si la amenaza de sustitución de los productos por parte de la competencia externa a la UE es real.

Amenaza de nuevos competidores: los mercados muy rentables tienden a atraer nuevos competidores. Esta amenaza suele verse limitada si las barreras para entrar son elevadas (nuevos equipos, acceso a los canales de distribución, coste de cambio de los usuarios, permisos legales, etc.). Es probable que este hecho no resulte significativo de cara al establecimiento de las MTD, ya que los mercados muy rentables suelen poder costear la implantación de MTD y los nuevos competidores tendrían que adoptar las MTD desde el principio (lo que significaría entonces que los elevados costes de las MTD son una barrera para la entrada de nuevos competidores).

5.3.2 Ejemplos de estructura del mercado

Este tipo de análisis detallado no se ha llevado a cabo por completo hasta la fecha, pero la competencia fue uno de los aspectos estudiados en el documento BREF sobre industria química orgánica de gran volumen de producción [24, EIPPCB, 2002], donde se indicaba que:

«Competencia. Los productos petroquímicos básicos normalmente se comercializan con unas especificaciones químicas determinadas más que en base a una marca o al rendimiento final. En todas las regiones, los productores tienen distintos costes de producción a causa de las diferencias de escala, del origen y el tipo de materias primas y de las plantas de procesamiento. Las posibilidades de diferenciar los productos son escasas, de ahí que las economías de escala adquieran especial relevancia. Como sucede con otros productos, el negocio petroquímico básico se caracteriza por la competencia en los precios, con el coste de producción como componente principal. El mercado de productos químicos a granel es muy competitivo y la cuota de mercado a menudo se plantea en términos globales.»

Lo anterior se muestra de forma gráfica en la siguiente figura:

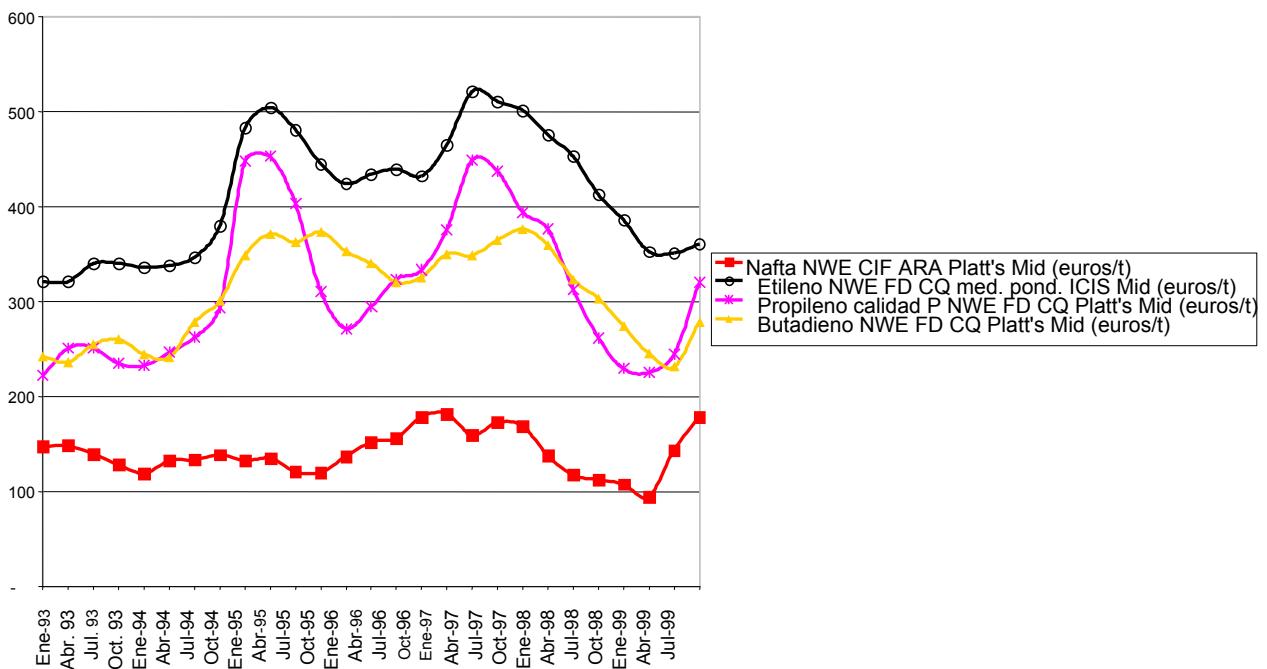


Figura 5.2: Fluctuación de precios de determinados productos petroquímicos

5.3.3 Conclusión sobre la estructura del mercado

Analizar las cuestiones planteadas en este capítulo permite generar un debate sobre la estructura del mercado e identificar aquellos asuntos lo suficientemente importantes como para influir en la determinación de las MTD. También sirve para comprender un poco mejor la capacidad de un sector de trasladar los costes al cliente. Aunque en muchos casos la evaluación será cualitativa y la valoración global requerirá información detallada no disponible. El análisis de la estructura del mercado ayuda a identificar amenazas significativas para el sector y permite al GTT considerar si (y cómo) afectan al establecimiento de las MTD.

5.4 Capacidad de recuperación

La «capacidad de recuperación» alude a la capacidad de absorción del aumento de costes derivado de la implantación de una MTD sin que ésta deje de ser viable a corto, medio o largo plazo. Para garantizar su viabilidad, las empresas del sector deberán poder generar suficientes ingresos financieros de forma sostenida para poder invertir, por ejemplo, en el desarrollo de procesos, el desarrollo de productos, en la mejora ambiental y de la seguridad, etc. Cualquier aumento de costes asociado a la implantación de MTD tendrá que ser absorbido por la industria o bien trasladado al cliente; la capacidad de recuperación sería, pues, la capacidad del sector de absorber estos costes.

5.4.1 Descripción de la capacidad de recuperación

Son varios los indicadores o ratios financieros que se emplean habitualmente para valorar si vale o no la pena que una empresa invierta en mejoras. Algunos de ellos son útiles para estimar la capacidad de recuperación, pero puede ser difícil aplicarlos al sector en su totalidad en vez de a una empresa concreta. Al llevar a cabo el análisis, el usuario deberá definir de algún modo una empresa media (hipotética), por ejemplo calculando la media de los costes anuales de una muestra de empresas representativas. Naturalmente, este cálculo puede verse distorsionado por las empresas elegidas para integrar la muestra o porque las empresas registran y expresan su información financiera de distintas maneras. Las distorsiones son más probables cuanto menor sea el número de empresas en un sector o si existen empresas con un rendimiento particularmente alto o bajo. Siempre que se disponga de ellos, los datos acumulados sobre el sector en cuestión pueden ser de utilidad a nivel europeo. Para evitar posibles distorsiones, la fuente de información y el análisis conducido a partir de ella deberán documentarse de forma detallada para que cualquier conclusión pueda pudiendo auditarse y validarse.

El anexo 11 incluye una lista de las fórmulas más útiles empleadas en estos análisis para describir la liquidez, la solvencia y la rentabilidad de una empresa, donde:

- **Liquidez:** la liquidez mide la salud de una empresa a corto plazo y describe su capacidad para hacer frente a las responsabilidades financieras inmediatas. En el anexo 11 se incluye un método para calcular tanto el «ratio actual» como el «ratio rápido» que se suelen utilizar para analizar la liquidez.
- **Solvencia:** la solvencia de una empresa es la capacidad de cumplir con sus obligaciones a largo plazo. En el anexo 11 se explica cómo calcular la «solvencia» y la «cobertura de intereses».
- **Rentabilidad:** la rentabilidad de una empresa mide sus márgenes de beneficios. Las empresas que tengan los mayores márgenes lo tendrán más fácil para absorber los costes de aplicación de las MTD. En el anexo 11 se describen también los ratios de «margen de beneficios brutos», «margen de beneficios netos», «rendimiento del capital utilizado» y «rendimiento de activos».

Al analizar la capacidad de recuperación de un sector, resulta más útil considerar las tendencias a largo plazo (5-10 años) para así evitar que las fluctuaciones a corto plazo puedan distorsionar el proceso de determinación de las MTD.

Los **costes de las MTD como porcentaje del precio del producto** serían un parámetro útil para evaluar el impacto que conlleva la introducción de MTD. Aunque no existe ningún porcentaje predeterminado que refleje las MTD, sería un modo de expresar la carga financiera que implica implantar las MTD en la industria y que podría resultar útil al evaluar la capacidad de recuperación del sector. Los costes de la aplicación de las MTD deberían conocerse bien llegados a este punto, ya que se habrá recopilado, validado y procesado la información sobre costes según la «metodología de cálculo de costes» descrita anteriormente en este documento.

5.4.2 Ejemplos de capacidad de recuperación

Hasta la fecha no se ha llevado a cabo ningún análisis de la capacidad de recuperación dentro de los procesos previstos en los BREF, y tampoco existen indicadores financieros calculados para sectores concretos. Aunque no haya ejemplos directos de los costes de las MTD como porcentaje de los beneficios, las siguientes citas pueden ser ilustrativas:

Panorama of European Industry 1997 (Eurostat 1997) (Panorama de la industria europea). Sector de la curtiduría: «*Los costes ambientales de las curtidurías de la Unión Europea, estimados en aproximadamente el 5% de sus ingresos (...)*»

Panorama of European Industry 1997 (Eurostat 1997) (Panorama de la industria europea). Industria química: «*En 1993, el gasto ambiental total como porcentaje de los ingresos alcanzó el 3,9% en Europa Occidental. El gasto ambiental total se compone de los costes de explotación (3,0% de la facturación) y los gastos de capital (0,8% de la facturación).*»

Los porcentajes arriba indicados se obtuvieron a partir de bases de datos y de la información presentada por los sectores industriales (en su totalidad, no sólo los IPPC). No existe información más detallada sobre cómo se calcularon estos porcentajes en su momento que la presentada más arriba. Los gastos ambientales no figuraban en la edición del año 2000 de Panorama of European Business (Panorama de los negocios en Europa).

En contraste con los datos arriba indicados, en el sector de la incineración, una elevada proporción de los costes de inversión están directamente vinculados al cumplimiento de la normativa de protección ambiental. El porcentaje relativo de los costes asociados a la adopción de las MTD en este sector es, pues, muy elevado. Por ejemplo, durante una visita reciente de la Oficina Europea de IPPC a una planta de incineración se informó de que entre el 40% y el 50% de los costes de inversión se debían a los equipos utilizados para limpiar los gases de combustión.

En Austria se han realizado algunos estudios para establecer los costes ambientales de la tecnología de reducción catalítica selectiva (SCR) en las industrias del vidrio y el cemento [55, Schindler, 2003]; los resultados se presentan en las tablas que figuran a continuación.

| Industria del vidrio | | | | | |
|--|--|--------------------|----------------------------------|--------------|---------|
| Presuposición: nivel de reducción de 1.200 mg/Nm ³ de NO _x . | | | | | |
| La vida de un catalizador en el sector del vidrio es de unos cuatro años | | | | | |
| Costes: | energía eléctrica | EUR/kWh | 0,07 | | |
| | NH ₄ OH (solución 25% NH ₃) | EUR/kg | 0,12 | | |
| | NH ₃ líquido | EUR/kg | 2,31 | | |
| | catalizador | EUR/m ³ | 15.000 | | |
| | | | | | |
| | | Unidades | Flujo de gases residuales | | |
| Flujo de gases residuales | | Nm ³ /h | 60.000 | 30.000 | 10.000 |
| Producción diaria estimada (vidrio de recipientes) | | toneladas/día | 530 | 280 | 100 |
| Producción anual (tiempo de funcionamiento: 8.000 h) | | toneladas/día | 177.000 | 93.000 | 33.000 |
| Agente reductor | NH ₃ | solución 25% | solución 25% | solución 25% | líquido |
| Inversión | EUR | 1.154.000 | 769.000 | 385.000 | 231.000 |
| Costes de explotación anuales | EUR/año | 181.600 | 93.320 | 34.480 | 91.120 |
| Costes generales (interés: 6%) | EUR/año | 338.390 | 197.800 | 86.789 | 122.500 |
| Costes por tonelada de vidrio para recipientes | EUR/tonelada | 1,96 | 2,18 | 2,64 | 3,92 |
| Los costes adicionales de la tecnología de SCR por tonelada de producto en el sector del vidrio se calculan aproximadamente en entre el 0,2% (vidrio doméstico/especial) y el 2% (recipientes/vidrio plano). | | | | | |

Tabla 5.1: Cálculo aproximado de los costes adicionales por tonelada de vidrio para recipientes correspondientes a distintos flujos de gases residuales al instalar la tecnología de SCR.

La industria del cemento

Para realizar el cálculo aproximado de los costes de implantación de la tecnología de SCR en plantas de precalentamiento de cemento se partió de las siguientes presuposiciones:

- capacidad del horno de cemento: 300.000 toneladas de clínker/año
- reducción de NO_x: de 1.000 a 200 mg/Nm³ al 10% de O₂
- gases de escape: 100.000 Nm³ (SCR con bajas emisiones de polvo)
- gases de escape: 70.000 Nm³ (SCR con altas emisiones de polvo)
- período de amortización: 15 años
- tipo de interés: 6% y 10%, calculado para ambos SCR

| | SCR con bajo contenido de polvo | SCR con alto contenido de polvo | | |
|---|------------------------------------|--------------------------------------|------------------------------------|--------------------------------------|
| | Base de cálculo | euros/t de clínker | Base de cálculo | euros/t de clínker |
| Reducción de NO _x (10% de O ₂) | de 1.000 a 200 mg/Nm ³ | | de 1.000 a 200 mg/Nm ³ | |
| Costes de inversión en euros | 2.906.892 | | 2.398.186 | |
| Costes de inversión específicos | | 1 ^a 1,5 ^b | | 0,8 ^a 1,2 ^b |
| Catalizador | Período de explotación de 10 años | 0,13 | Período de explotación de 3 años | 0,5 |
| Mantenimiento y desgaste | | 0,30 | | 0,20 |
| Costes de personal | | 0,04 | | 0,04 |
| Flujo de gas sometido a tratamiento | 2,3 Nm ³ /kg de clínker | | 1,5 Nm ³ /kg de clínker | |
| Pérdida de presión | 25 mbar | | 8 mbar | |
| Costes de limpieza del catalizador | | | Limpieza periódica | 0,15 |
| Energía para precalentamiento | 77,6 MJ/tonelada de clínker | 0,24 | 0 | 0 |
| Energía eléctrica | 3,3 kWh/tonelada de clínker | 0,23 | 0,9 kWh/tonelada de clínker | 0,06 |
| NH ₄ OH, 25% (masa) | 2,7 kg/tonelada de clínker | 0,34 | 2,7 kg/tonelada de clínker | 0,34 |
| Coste total estimado | de 1.000 a 200 mg/Nm ³ | 2,2 ^c 2,7 ^d | de 1.000 a 200 mg/Nm ³ | 2,1 ^c 2,6 ^d |
| Coste total estimado^e | de 1.000 a 100 mg/Nm ³ | 2,7 ^c 3,3 ^d | de 1.000 a 100 mg/Nm ³ | 2,0 ^c 3,1 ^d |

^a tipo de interés del 6%
^b tipo de interés calculado internamente por las empresas: 10%
^c costes de inversión -10%, al 6%
^d costes de inversión +10%, al 10%
^e costes totales estimados correspondientes a 100 mg de NO_x/m³ de HMW (c. + 20%)

El coste adicional de la tecnología de SCR por tonelada de producto en la industria del cemento se calculó en entre el 3% y el 5% del precio del producto (65 euros/tonelada de cemento).

Tabla 5.2: Cálculo de los costes de implantación de las tecnologías de SCR de bajas emisiones y de altas emisiones de polvo la industria cementera.

5.4.3 Conclusión sobre la capacidad de recuperación

Se han aportado algunos indicadores financieros que podrían resultar útiles para las evaluaciones. Al analizar esos indicadores, a menos que se disponga de datos acumulados, será necesario obtener una serie de datos de referencia de una «empresa media», y es precisamente en este punto donde existe riesgo de que los datos elegidos no sean representativos del sector. Para evitar posibles distorsiones el proceso, deberá documentarse exhaustivamente para que pueda ser validado y auditado por el GTT.

Tener en cuenta la capacidad de recuperación de un sector ayuda a valorar si los titulares podrían absorber un aumento de costes a causa de la implantación de MTD. Una vez analizada la capacidad de recuperación de un sector, el GTT puede determinar si este parámetro es lo suficientemente importante para influir en el establecimiento de las MTD.

5.5 Rapidez de la implantación

Si, tras analizar la estructura de la industria, la estructura del mercado y la capacidad de recuperación del sector, se determina que el conjunto de MTD es viable pero siguen existiendo dudas sobre su introducción, el GTT podrá plantearse analizar también la rapidez con la que las MTD podrían implantarse, un factor que puede resultar crítico para la industria. La Directiva IPPC establece escalas temporales para su propia implantación y la concesión de permisos, las cuales deben observarse, si bien la actualización a las exigencias de las MTD, en especial en sectores donde las inversiones necesarias son de consideración, requiere tiempo y planificación. Las actualizaciones inmediatas pueden ser difíciles de planificar y pueden ocasionar problemas al sector si no se tiene la oportunidad de armonizarlas con la planificación empresarial y los ciclos de inversión ya existentes. Las técnicas que requieren importantes inversiones de capital o modificaciones significativas de instalaciones e infraestructuras necesitarán más tiempo.

La rapidez de la implantación no suele afectar a las instalaciones nuevas, ya que deberían incorporar o poderse adaptar rápidamente a las mejores técnicas ambientales. Por lo tanto, será necesario distinguir entre las instalaciones nuevas y las existentes en esta evaluación.

También resulta útil tener en cuenta los costes marginales de la actualización a las MTD al estudiar la rapidez de la implantación. Los sectores que hayan realizado inversiones ambientales de importancia en el pasado podrían presentar un alto coste marginal en el cumplimiento de las MTD en comparación con los que no se han visto obligados a hacerlo en el pasado. Puede que sea más rentable concentrarse en las plantas que hayan realizado pocas inversiones en el pasado aunque su «distancia del objetivo» de cumplimiento de las exigencias de las MTD sea mayor. Facilitar la introducción de las MTD mediante el establecimiento de escalas temporales más dilatadas para la implantación no debería verse como una oportunidad para premiar a las empresas reacias por su mal rendimiento en el pasado.

5.5.1 Descripción de la rapidez de la implantación

Al establecer la rapidez de la implantación, resulta útil tener en cuenta las siguientes escalas temporales:

- **Corto plazo** (normalmente de semanas a meses): en muchas técnicas, las escalas temporales necesarias para la implantación no requieren ningún calendario concreto que deba planificarse. Se trata de técnicas que suelen poderse implantar rápidamente (y, probablemente, a bajo coste), por ejemplo pequeñas unidades de reducción de contaminantes como los separadores de aceite, las técnicas de gestión o cambios en las materias primas, siempre que, en este último caso, dichos cambios no supongan modificaciones de envergadura en la planta de procesamiento o cambios en las características técnicas de los productos que pudieran frenar el proceso.
- **Medio plazo** (normalmente de meses a un año o más): algunas técnicas posiblemente requieren más tiempo para implantarse debido al coste de la planificación y al nivel de programación necesarios. Suele suceder con las tecnologías de final del línea, por ejemplo algunas unidades de reducción como los filtros de mangas, que normalmente pueden instalarse sin necesidad de interrumpir el proceso de manera prolongada pero que igualmente necesitarán cierta planificación y adaptación al ciclo de inversión de la compañía.

- **Largo plazo** (normalmente varios años): cuando haya que realizar cambios de envergadura en los procesos de producción o reestructurar las instalaciones, por ejemplo para remodelar las plantas de procesamiento o de tratamiento de aguas residuales, las inversiones de capital probablemente sean de consideración. El cierre temprano de las instalaciones y la reestructuración de los procesos pueden ser costosos para el sector, especialmente si sus ciclos de funcionamiento son prolongados. Programar las actualizaciones para que coincidan con los ciclos de sustitución e inversión existentes puede ser un medio efectivo de implantar la técnica de modo rentable, pero habrá que sopesar los posibles efectos de retrasar la mejora del medio ambiente.

En los tres casos pueden existir técnicas alternativas, normalmente integradas en los procesos, que quizás resulten más rentables en última instancia que las técnicas de final de proceso, pero que requieran un tiempo de implantación superior.

5.5.2 Ejemplos de rapidez de implantación

Un ejemplo claro puede encontrarse en el documento BREF sobre la industria del vidrio [25, EIPPCB, 2001]). El GTT acordó que, aunque muchas de las mejoras de funcionamiento del horno, entre ellas la instalación de técnicas secundarias, son posibles durante el funcionamiento de la planta, las modificaciones de calado de la tecnología de fusión podrían aplicarse de forma más rentable si se programaban para que coincidieran con las remodelaciones rutinarias de los hornos. Naturalmente, esto se traduce en un retraso de las mejoras ambientales derivadas de las MTD, especialmente en los sectores en los que las plantas tienen una vida de funcionamiento prolongada. El GTT que participó en la redacción del BREF sobre el vidrio consideró que la frecuencia de las remodelaciones de los hornos (normalmente cada 8 a 12 años) y el elevado coste de una modificación prematura justificaban esta aproximación.

5.5.3 Conclusión sobre la rapidez de la implantación

La rapidez con la que se implantan las nuevas MTD es uno de los aspectos cruciales para la industria, en especial si las técnicas en cuestión son costosas. Algunos sectores presentan normalmente ciclos de funcionamiento prolongados de los equipos y, si la implantación de las MTD fuerza una interrupción prematura de las actividades y la sustitución de los equipos, podría representar una carga económica considerable para la industria. En concreto, la implantación de técnicas costosas en escalas temporales breves puede provocar dificultades al sector a la hora de obtener el capital necesario y planificar la introducción de la técnica. Si se considera un aspecto crítico, la programación de las actualizaciones respecto a los ciclos de sustitución e inversión existentes puede ser un modo rentable de implantar las técnicas.

Si la rapidez de la implantación se considera un factor de importancia para un sector, las personas encargadas de llevar a cabo la evaluación tendrán que exponer la situación para que el encargado de tomar la decisión pueda equilibrar la protección del medio ambiente y la adecuación, dentro de lo razonable, al ciclo de planificación e inversión del sector. Los resultados del análisis de la estructura de la industria, la estructura del mercado y la capacidad de recuperación deberían poder indicar si la rapidez de la implantación es una cuestión crítica o no.

5.6 Conclusión sobre la viabilidad económica en el sector

Aunque se trata de un concepto básico indisociable de la determinación de las MTD, no debería llevarse a cabo una evaluación en profundidad de la «viabilidad económica» a menos que exista preocupación real sobre cuál de las técnicas de protección ambiental es factible implantar en el sector. No hay reglas de oro que puedan aplicarse a la diversidad de sectores industriales que abarca la Directiva, por lo que este análisis posiblemente sea un proceso complicado y dilatado en el tiempo. Los factores señalados en este capítulo se consideran los más importantes para garantizar la «viabilidad económica en el sector» al establecer las MTD. Si realmente preocupa la viabilidad futura de un sector, los factores antes indicados deberían ayudar a centrar el debate en la exposición y el análisis de las cuestiones importantes.

Si la «viabilidad económica» se considera una cuestión crítica, debería analizarse en profundidad en el proceso de establecimiento de las MTD. Las mejores técnicas disponibles a menudo consisten en la implantación de un conjunto de técnicas que posiblemente no requieran en su totalidad la realización de inversiones y que muchas veces serán técnicas basadas en la gestión. En última instancia, es el coste general de lograr las MTD, que quizás incluya tanto elementos de bajo coste como de elevado coste, lo que determinará la viabilidad económica de las MTD. El proceso también puede brindar la oportunidad de minimizar el impacto financiero de la implantación estableciendo escalas temporales más prolongadas para las técnicas de coste elevado de modo que la implantación coincida con las remodelaciones habituales de las instalaciones y el equipo. Comprender las cuestiones críticas de un sector permite a la persona responsable de la toma de decisiones determinar la combinación óptima de técnicas que pueden proporcionar un nivel elevado de protección del medio ambiente en su conjunto sin afectar negativamente a la «viabilidad económica».

Una vez analizados los aspectos críticos de un sector y expuestos en la evaluación, el grupo de trabajo técnico debería empezar a debatirlos y a decidir si (o cómo) influyen en la determinación de las MTD.

6 OBSERVACIONES FINALES

El proceso de intercambio de información para la redacción del presente documento se inició en mayo del año 2000 y se prolongó hasta finales de 2004. El desarrollo de algunas de las metodologías más técnicas presentadas en este documento corrió a cargo de subgrupos especializados del GTT. El primer borrador completo de este documento se sometió a consulta en noviembre de 2002 y el segundo, en septiembre de 2003.

En vez de desarrollar nuevas metodologías para tratar las cuestiones relativas a los efectos económicos y cruzados inherentes a las MTD, se adoptó el enfoque de buscar la información disponible y ya utilizada con el fin de reunir todas las metodologías de modo que concordaran con los requisitos establecidos en la Directiva para determinar las MTD en los distintos sectores o ayudaran, en la medida de lo posible, a determinar las condiciones de los permisos que se conceden a las distintas instalaciones.

Las metodologías descritas en el presente documento son lo suficientemente sólidas para conducir al usuario a través del proceso de toma de decisiones de una forma estructurada. El marco que establece debería ayudar a analizar los temas planteados con transparencia y a establecer los costes y los beneficios de la implantación de técnicas alternativas. Aun así, la simple aplicación de las metodologías no basta, por sí sola, para adoptar una decisión; sigue siendo necesaria la opinión de los expertos para determinar qué técnicas son MTD. El juicio de los expertos es un aspecto necesario en todo el proceso de toma de decisiones debido a las limitaciones de las metodologías o al hecho de que, en algunos casos, habrá cuestiones de importancia que deban analizarse aunque queden fuera de las metodologías presentadas en este documento. El requisito fundamental a lo largo de todas las metodologías es la transparencia, que deberá mantenerse durante todo el proceso. Esta transparencia garantiza que los razonamientos sobre los que se basan las decisiones son evidentes y comprensibles, y pueden ser sopesados y validados en cada una de las fases del proceso.

El punto de inicio del desarrollo de las metodologías de evaluación de los efectos cruzados fueron las metodologías de «análisis del ciclo de vida» consolidadas y utilizadas. Este enfoque presentaba algunas dificultades por la necesidad de restringir la evaluación a los límites del proceso IPPC; también se expresaron dudas sobre algunas de las presuposiciones más generales en las que se basa el análisis del ciclo de vida. Para hacer frente a estas dudas, la metodología descrita en este documento se depuró y amplió con algunas de las metodologías utilizadas actualmente en los Estados miembros. Al reunir todas estas metodologías y desarrollar la metodología de efectos cruzados de este documento, fue necesario comprender sus limitaciones, validarlas, e identificar cualquier presuposición para explicarla de un modo transparente.

El usuario debería ser capaz de llevar a cabo la evaluación sin la necesidad de software para así garantizar su facilidad de uso y permitir una exposición transparente de los resultados que pueda someterse a examen en caso necesario. Las fuentes de información en las que se basa la metodología figuran en los anexos de este documento. Se ha realizado un esfuerzo considerable para reunir la información más actualizada, válida y relevante en estos anexos, pero aun así las cifras cambian con el tiempo y, siempre que ha sido posible, se han citado las fuentes más importantes para que los usuarios puedan acudir a ellas en busca de información más actual.

Ha sido complicado encontrar ejemplos que ilustraran adecuadamente la metodología y la interpretación de la información obtenida a través de ella. Con el fin de ilustrar las metodologías, a lo largo del documento se ha hecho referencia a dos ejemplos, que figuran como anexos de este documento, a pesar de que sólo son ilustrativos. Durante el desarrollo de las metodologías se han explorado las oportunidades de someterlas a examen, en especial en el caso de la metodología de efectos cruzados. Son muy pocos los ejemplos que, en circunstancias reales, hubieran requerido la realización de la evaluación detallada prevista en este documento; la mejor opción ambiental se determinará normalmente por medio de un simple análisis de las opciones alternativas. En estos casos, un razonamiento justificado debería bastar para apoyar la decisión que se adopte.

En el desarrollo de la metodología de cálculo de costes hubo que considerar diversos factores, por ejemplo las técnicas contables, que varían entre los distintos Estados miembros y empresas que, por tanto, contabilizan los costes de modo distinto. Este hecho puede complicar considerablemente las comparaciones, por lo que fue necesario armonizar las técnicas de contabilización de costes para hacer posible la realización de comparaciones equitativas entre las opciones alternativas. Al desarrollar la metodología de cálculo de costes fue posible basarse en estudios realizados en el pasado por la Agencia Europea del Medio Ambiente, que fueron depurados y ampliados por un subgrupo del GTT con el fin de adecuarlos a los requisitos de la Directiva IPPC, por lo que la metodología de cálculo de costes ha sido bien recibida y aceptada. La metodología establece los pasos necesarios para recopilar la información y validar los datos correspondientes a los costes. Aunque estos pasos admiten cierta flexibilidad, lo realmente importante (como se ha señalado a lo largo de todo el documento) es que la información se presente de forma transparente para garantizar que las distintas opciones alternativas puedan evaluarse en igualdad de condiciones y revisarse en cualquier fase del proceso.

Una vez se hayan evaluado los efectos ambientales a partir de la metodología de efectos cruzados y presentado mediante la metodología de cálculo de costes, es posible que sea necesario compararlos. En el capítulo 4 se define la rentabilidad, un mecanismo bastante sencillo para comparar los beneficios ambientales de una técnica respecto a los costes que conllevará implantarla. A pesar de todo, puede que no aporte información suficiente para determinar si los costes son razonables. Para atajar esta cuestión, se analizan algunos métodos de establecimiento de valores de referencia con los que medir la rentabilidad de las técnicas para algunos contaminantes atmosféricos. Aunque el valor de estos beneficios presenta incertidumbres significativas, la utilización de estos métodos podría aportar información útil para la evaluación y simplificar el proceso de toma de decisiones. Son muchas las dudas expresadas respecto a las cifras disponibles correspondientes a los costes externos. Los métodos utilizados para obtener esos costes y algunas de las presuposiciones de partida han suscitado fuertes críticas.

Dentro del proceso de determinación de las MTD, puede que sea necesario establecer si las técnicas propuestas coinciden con la definición de «disponibles» de la Directiva, que establece que sean «aquellas desarrolladas a una escala que permita su aplicación en el contexto del sector industrial correspondiente, en condiciones económica y técnicamente viables». El capítulo 5 trata sobre la «viabilidad económica del sector» y presenta las cuestiones consideradas críticas para la evaluación, además de un marco que posibilita estructurar un debate al respecto. En cuanto a este análisis, el consenso sobre lo que debería tenerse en cuenta en la evaluación fue escaso. Para hacer frente a este hecho se desarrolló la metodología sobre la base del debate y las propuestas del GTT, una valoración de cómo estas decisiones se habían adoptado en el pasado y el estudio de la D.G. de Empresa sobre el impacto de las MTD sobre la competitividad de la industria europea; los borradores y nuevos borradores del capítulo fueron revisados y comentados por varios actores del proceso de intercambio de información.

El capítulo 5 establece cómo analizar si los costes de implantación de las MTD pueden ser absorbidos («capacidad de recuperación») o trasladados al cliente («estructura de la industria», «estructura del mercado»). Aunque los costes pueden ser absorbidos o transferidos sigue habiendo dudas sobre el impacto financiero de la introducción de las nuevas técnicas, y se tendrá la oportunidad de analizar si una implantación con una escala temporal más prolongada («rapidez de la implantación») sería un modo factible de facilitar su adopción.

La evaluación de la viabilidad económica sólo será necesaria al establecer las MTD; la Directiva no prevé que se analice en otro ámbito que no sea el sectorial. Así, sólo deberá realizarse una valoración en profundidad cuando la viabilidad económica se considere un aspecto crítico. Correspondrá demostrar si las técnicas son «económicamente viables» a quienes objeten a las MTD propuestas. Sólo se espera que surjan objeciones cuando las técnicas se consideren excesivamente costosas (normalmente desde el punto de vista del sector que debería implantarlas). La parte en desacuerdo deberá justificar sus objeciones de forma estructurada, tal y como se describe en este documento.

La Unión Europea promueve y apoya a través de sus programas de IDT una serie de proyectos dedicados a las tecnologías limpias, tecnologías novedosas para el tratamientos de efluentes y reciclado y métodos de gestión. Estos proyectos son contribuciones potencialmente útiles para futuras revisiones de documentos BREF. Por ello se invita al lector a informar a la Oficina Europea de IPPC sobre cualquier investigación cuyo resultado sea relevante para el objeto del presente documento (véase también el prefacio).

REFERENCIAS

- 2 Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (2001). «Climate Change 2001: The Scientific Basis, Third Assessment Report», Cambridge University Press, 0-521-01495-6.
- 3 Organización Meteorológica Mundial (1998). «Scientific Assessment of Ozone Depletion: 1998. Global Ozone and Monitoring Project - Report No. 44», Organización Meteorológica Mundial, 92-807-1722-7.
- 4 Vercaemst, P. (2001). «Costing Methodology for BAT Purposes», Grupo de trabajo técnico sobre aspectos económicos y efectos cruzados de IPPC, 2001/IMS/R/114.
- 5 EMEP CORINAIR (1998). «Atmospheric Emission Inventory Guidebook», segunda edición.
- 6 Agencia Europea del Medio Ambiente (1999). «Guidelines for defining and documenting data on costs of possible environmental protection measures. Technical Report No. 27».
- 7 Comisión Europea (1999). «Ozone Position Paper (final version)», Ad-Hoc Working Group on Ozone Directive and Reduction Strategy Development.
- 8 Huijbregts, M.; Huppes, G.; de Koning, A.; van Oers, L. y Sangwon, S. (2001). «LCA Normalisation data for the Netherlands 1997/1998, Western Europe 1995 and the World 1990 and 1995», Centro de Ciencia Ambiental, Universidad de Leiden.
- 9 Blonk TJ et ál. (1997). «Three references for normalisation in LCA: the Netherlands, Dutch final consumption and Western Europe», RIZA, Lelystad, documento RIZA 97.110x.
- 10 Comisión Europea (2000). «Directiva (2000/60/CE) por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas», Diario Oficial de las Comunidades Europeas (2000) L327/1.
- 11 Guinée, J. G., M.; Heijungs, R.; Huppes, G.; Klein, R.; de Koning, A.; van Oers, L.; Sleeswijk, A.W.; Suh, S.; de Haes, HAU. (2001). «LCA - An operational guide to the ISO-standards - Part 2a: Guide».
- 12 Pickman, H. (1998). «The Effect of Environmental Regulation on Environmental Innovation», Business Strategy and the Environment, Buss. Strat Env. 7, 223-233 (1998).
- 15 Guinée, J. B.; Gorrée, M.; Heijungs, R.; Huppes, G. et ál. (2001). «LCA - An operational guide to the ISO-standards - Part 2b: Guide».
- 18 Agencias de Medio Ambiente del R.U. (2002). «Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC), Environmental Assessment and Appraisal of BAT», The Environment Agency for England and Wales, The Scottish Environmental Protection Agency, The Northern Ireland Heritage Service, versión 3.1, julio de 2002.
- 19 Comisión Europea (1985). «Directiva (85/337/CEE) relativa a la evaluación de las repercusiones de determinados proyectos públicos y privados sobre el medio ambiente », Diario Oficial nº L 175, 05.07.1985.
- 20 Comisión Europea (1996). «Directiva (91/61/CE) sobre prevención y control integrados de la contaminación », Diario Oficial nº L 257 24.09.1996.

- 22 Comisión Europea (2001). «Directiva (2001/80/CE) sobre limitación de emisiones a la atmósfera de determinados agentes contaminantes procedentes de grandes instalaciones de combustión», Diario oficial nº L 309/1 27.11.2001.
- 23 EIPPCB (2001). «Reference Document on Best Available Techniques for Mineral Oil and Gas Refineries», diciembre de 2001.
- 26 Breedveld, L.; Beaufort, A.; Dutton, M.; Maue, G. et ál. (2002). «Cross-Media Methodology for BAT Purposes», Grupo de trabajo técnico sobre aspectos económicos y efectos cruzados de IPPC.
- 29 CEFIC (2001). «Comments on VITOs proposal for a costing methodology».
- 31 Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (1987). «Protocolo de Montreal de 1987 relativo a las sustancias que agotan la capa de ozono», Secretaría del Ozono.
- 36 VDI (2000). «VDI 3800, Determination of costs for industrial environmental protection measures - Draft», diciembre de 2000 (borrador).
- 37 UNICE (2003). «Response to the consultation on the first draft of the Reference Document on Economics and Cross-Media Effects», comunicación personal.
- 38 VROM (1998). «Kosten en baten in het milieubeleid - definities en berekeningsmethodes».
- 39 Comisión Europea (1999). «Directiva (1999/31/CE) relativa al vertido de residuos», Diario Oficial de las Comunidades Europeas nº L182/1 (16.7.1999).
- 40 Porter, M. E. (1980). «Estrategia competitiva. Técnicas para el análisis de los sectores industriales y de la competencia.», ISBN 0-684-84148-7.
- 42 Vercaemst, P. y De Clercq, L. (2003). «Porter's 5 forces proposal for chapter 5», comunicación personal.
- 44 Comisión Europea (1999). «Directiva (1999/13/CE) relativa a la limitación de las emisiones de compuestos orgánicos volátiles debidas al uso de disolventes orgánicos en determinadas actividades e instalaciones», L85/1.
- 45 Goetz, R.; Wiesert, P.; Rippen, G. y Fehrenbach, H. (2001). «Medienübergreifende Bewertung von Umweltbelastungen durch bestimmte industrielle Tätigkeiten».
- 46 Oficina Europea de Sustancias Químicas (2003). «Technical Guidance Document on Risk Assessment».
- 47 Comisión Europea (1993). «Directiva de la Comisión 93/67/CEE, de 20 de julio de 1993, por la que se fijan los principios de evaluación del riesgo, para el ser humano y el medio ambiente, de las sustancias notificadas de acuerdo con la Directiva del Consejo 67/548/CEE», Diario Oficial nº L 227, 08.09.1993.
- 48 Comisión Europea (1994). «Reglamento (CE) nº 1488/94 de la Comisión, de 28 de junio de 1994, por el que se establecen los principios de evaluación del riesgo para el ser humano y el medio ambiente de las sustancias existentes de acuerdo con el Reglamento (CEE) nº 793/93 del Consejo (Texto pertinente a los fines del EEE)», Diario Oficial nº L 161, 29.06.1994.

- 49 Comisión Europea (1998). «Directiva 98/8/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 16 de febrero de 1998, relativa a la comercialización de biocidas», Diario Oficial nº L 123, 24.04.1998.
- 50 Bjerrum, J. D. (2003). «Valuing NOx and SO2 in calculating the costs of reducing CO2», comunicación personal.
- 51 Ahmadzai, H. (2003). «Swedish costs figures and reference.», comunicación personal.
- 52 Gooverts, L.; Luyckx, W.; Vercaemst, P.; De Meyer, G. y Dijkmans, R. (2002). «Beste beschikbare technieken voor stookinstallaties en stationaire motoren» (Mejores técnicas disponibles para instalaciones de combustión y motores estacionarios).
- 53 Vercaemst, P. (2003). «Use of reference values in member states - Belgium».
- 54 Infomil (2001). «Cost effectiveness of Environmental Measures».
- 58 Ahmadzai, H. (2003). «Economics and Cross-Media Effects, Draft 1 Consultation Comments», comunicación personal.
- 61 Vito; Meynaerts, E.; Ochelen, S. y Vercaemst, P. (2003). «Milieukostenmodel voor Vlaanderen - Achtergronddocument» (Modelo de cálculo de costes ambiental para la región flamenca - Documento de referencia).
- 62 Agencia Federal de Medio Ambiente de Alemania (1999). «Bewertung in Ökobilanzen», UBA-Texte 92/99.

GLOSARIO

| Término | Definición |
|--|--|
| <i>Amortización</i> | Los bienes de equipo (por ejemplo, un sistema de reducción de la contaminación) normalmente se utilizan a lo largo de un período de tiempo determinado. Cada año, cierto porcentaje de «utilidad» de estos activos se pierde, por lo que es necesario reconocer como coste anual (capital) una parte del gasto inicial en inversión. El término «amortización» se refiere a la distribución equitativa del coste a lo largo de los ejercicios contables que componen su vida útil. |
| <i>Análisis contributivo</i> | Comparación de resultados efectuada mediante una referencia estándar como, por ejemplo, la carga total europea, con el fin de comprender mejor la importancia relativa de los resultados. |
| <i>Año base</i> | En el contexto del procesamiento de datos dependientes del tiempo, como los costes o las emisiones, el año base es aquel seleccionado para la recopilación de datos de entrada brutos. Es el año que sirve de referencia para proyectar el caso base. |
| <i>Áreas ambientales</i> | Se emplean en este documento para describir efectos acumulados de los impactos, recopilados para llevar a cabo la evaluación. En la metodología de efectos cruzados se utilizan las siguientes áreas: - toxicidad en humanos - calentamiento global - toxicidad acuática - acidificación - eutrofización - reducción de la capa de ozono - creación de ozono fotoquímico - agotamiento abiótico Estas áreas ambientales coinciden con las categorías de impacto que establece la certificación ISO 14042. |
| <i>Beneficios</i> | Se utiliza en algunas ocasiones como sinónimo de <i>ventajas</i> en el presente documento; es decir, los efectos ambientales positivos o negativos que se considera que conllevará una técnica o una medida ambiental al implantarse. |
| <i>BREF</i> | Documento de referencia sobre Mejores Técnicas Disponibles. |
| <i>Caso base</i> | Situación existente, llamada a veces también «base de referencia». |
| <i>Conflictos de efectos cruzados</i> | Se refiere a la resolución de situaciones en las que compiten varios efectos ambientales o bien los efectos son difíciles de comparar (por ejemplo, la reducción de NO _x frente al consumo de energía). |
| <i>Contaminante</i> | Sustancia o grupo de sustancias que pueden afectar negativamente al medio ambiente. |
| <i>Coste adicional /gasto</i> | Este término se refiere la diferencia entre todos los costes derivados del caso base o situación existente y los derivados de implantar las opciones sometidas a examen. |
| <i>Coste anual equivalente</i> | Véase <i>coste de capital anual</i> . |
| <i>Coste anual total</i> | El coste anual total de una técnica corresponde al pago anual constante necesario para hacer frente tanto a los costes netos anuales de explotación y mantenimiento como a los costes anuales de capital (en forma de recuperación de capital y coste de capital). |
| <i>Coste de capital anual</i> | Pago de un mismo importe o un importe uniforme realizado año tras año durante la vida útil de la técnica propuesta. La suma de todos los pagos tiene el mismo <i>valor actual</i> que el gasto en inversión inicial. El coste de capital anual de un activo refleja el coste de oportunidad que representa para el inversor la posesión del activo. |
| <i>Coste de oportunidad</i> | Valor de un recurso escaso en su próximo mejor uso alternativo. El verdadero coste económico de un recurso se mide a través de su coste de oportunidad. |
| <i>Coste de oportunidad de capital</i> | Corresponde al porcentaje de beneficios previsto al invertir en la técnica propuesta en vez de en la mejor inversión alternativa. |
| <i>Coste del interés</i> | Pago efectuado por el uso del dinero (es decir, interés correspondiente a créditos o inversiones). El coste anual de los intereses sobre el capital no amortizado forma parte del coste de capital anual. |

| Término | Definición |
|--|--|
| <i>Costes de explotación y mantenimiento</i> | Son los costes correspondientes a la energía, la mano de obra, los materiales y los servicios ambientales necesarios para explotar y realizar el mantenimiento de la técnica propuesta durante un único año. Los costes de explotación y mantenimiento pueden incluir los costes fijos anuales asociados a la administración, primas de aseguradoras y otros gastos generales, pero excluyen los derivados de la financiación o amortización de las instalaciones o el equipo. Éstos se cubren a través de 1 uso de un factor de recuperación del capital al determinar los costes anuales totales o los costes de capital anuales. Dado que los gastos de explotación y mantenimiento se generan año tras año durante la vida útil de la técnica, también se conocen como <i>costes recurrentes</i> . |
| <i>Costes directos</i> | Los costes directos son aquellos que, fundamentalmente, pueden atribuirse a la técnica propuesta; es decir, miden el valor de los recursos adicionales empleados para la adquisición, instalación, explotación y mantenimiento de la(s) técnica(s). |
| <i>Costes evitados</i> | Valor del ahorro en costes de entrada por mano de obra, energía o materiales en relación con el caso base y como resultado de la utilización de la técnica. |
| <i>Costes generales</i> | Los costes generales son los costes que no pueden atribuirse directamente a un objeto o a una unidad de coste concretos. Normalmente se computan como gastos extraordinarios o porcentajes y posteriormente, al realizar los cálculos, se dividen entre los productos y se contabilizan como gastos extraordinarios de la unidad de coste (por ejemplo, costes de administración). |
| <i>Costes indirectos</i> | Los costes indirectos son aquellos asociados a cambios de la demanda de mercados o sectores económicos vinculados con la producción en sentido ascendente o descendente. Por ejemplo, los gastos (directos) de una técnica de protección ambiental podrían provocar cambios en la demanda de ciertos recursos y servicios económicamente relacionados. El valor neto de estos cambios inducidos es un coste indirecto de la inversión. |
| <i>CSEO</i> | Concentración sin efectos observados |
| <i>Deflación</i> | Descenso del índice general de precios o bien aumento del poder adquisitivo del dinero. |
| <i>DEM</i> | Marco alemán. |
| <i>Descuento</i> | Proceso de determinación del valor actual de los flujos de caja futuros. |
| <i>Descuento del flujo de caja</i> | Valor en la actualidad de los flujos de caja esperados en el futuro. |
| <i>DKK</i> | Corona danesa. |
| <i>Economías de escala</i> | Aumento de la eficiencia derivado del incremento de la producción, por ejemplo, cuando el titular logra reducir los costes de producción comprando productos a granel, aumenta la capacidad de la cadena de producción, etcétera. |
| <i>Efectos cruzados</i> | Cálculo del impacto ambiental de las emisiones acuáticas, atmosféricas o terrestres, el uso de energía, el consumo de materias primas, el ruido, la extracción de agua, etcétera. |
| <i>Externalidades</i> | Coste económico normalmente no computado en los mercados o en las decisiones que adoptan los actores del mercado. Un efecto externo negativo sería, por ejemplo, la necesidad de volver a pintar las superficies más a menudo a causa del deterioro provocado por la contaminación atmosférica. El repintado no correrá a cargo de quien contamina, por eso se trataría de un coste o efecto externo. |
| <i>Eficiencia</i> | Mide la eficacia de una técnica para lograr un resultado concreto. En algunos casos puede expresarse como una relación entre entradas y salidas. |
| <i>EIPPCB</i> | Oficina Europea de IPPC. |

| Término | Definición |
|--|---|
| <i>Elasticidad de los precios</i> | Describe cómo cambia la demanda de un artículo a medida que su precio se incrementa. Si la demanda se reduce drásticamente al aumentar el precio, el artículo en cuestión será elástico; en caso contrario su precio será inelástico. Si el cambio porcentual de la cantidad demandada supera el cambio porcentual del precio, el artículo será elástico. La elasticidad puede expresarse a través de un número adimensional $[(\Delta D/D)/(\Delta P/P)]$ donde ΔD representa el cambio en la demanda D y ΔP el cambio en el precio P. |
| <i>Emisión</i> | Liberación directa o indirecta de sustancias, calor, ruido o vibraciones a la atmósfera, el agua o el suelo a partir de fuentes localizadas o difusas. |
| <i>EUR</i> | Euro. |
| <i>Factor de emisión</i> | Valor medio estimado de las emisiones correspondientes a un contaminante concreto procedente de una fuente determinada con relación a las unidades de actividad. |
| <i>Factor de recuperación de capital</i> | Factor utilizado para calcular los costes de capital anuales de una técnica de protección ambiental. El factor de recuperación de capital puede emplearse también para determinar el coste anual equivalente del flujo de salida de capital anual (es decir, el gasto en inversión inicial y los distintos costes de mantenimiento y explotación anuales «netos») correspondiente a la totalidad de la vida útil de una técnica de protección ambiental. |
| <i>FII</i> | Foro de intercambio de información (órgano consultor informal en el marco de la Directiva IPPC). |
| <i>Flujo de caja</i> | En un año dado, el flujo de caja asociado a una técnica o medida de protección ambiental es la diferencia entre el dinero recibido y el desembolsado. Una vez sea operativa la técnica ambiental, el flujo de caja de un año determinado abarcará los costes de explotación y mantenimiento menos los ingresos derivados de la venta de subproductos y los ahorros de costes asociados a éstos. De igual modo, antes de que la técnica sea operativa, el flujo de caja incluirá únicamente los gastos en inversión, ya que sólo puede integrar los costes a medida que se materializan. La amortización no es un flujo de caja. |
| <i>Fuente de contaminación</i> | Se refiere al origen de la contaminación. Las fuentes de contaminación pueden clasificarse del modo siguiente: (i) fuentes puntuales o concentradas; (ii) fuentes dispersas o emisiones difusas y (iii) fuentes lineales, entre ellas las fuentes móviles (transporte) y estacionarias. |
| <i>Gasto de inversión</i> | Gasto total realizado en un ejercicio determinado para la adquisición de equipos de producción o de control de la contaminación a un proveedor, así como la totalidad de los gastos derivados de la instalación del equipo y de su puesta en funcionamiento. Incluye el precio del solar, los preparativos generales del lugar, etcétera. |
| <i>Gastos</i> | Los flujos de caja reales. Los gastos de un año determinado guardan relación tanto con la inversión (gasto de capital) como con los costes de explotación y el consumo. |
| <i>GBP</i> | Libras esterlinas. |
| <i>GJ</i> | Gigajulio (1 GJ = 10^9 julios). |
| <i>HFO</i> | Fueloil pesado. |
| <i>IDA</i> | Ingesta diaria admisible |
| <i>Índice general de precios</i> | Precio medio ponderado de todos los bienes y servicios de la economía con relación a esos mismos precios en una fecha anterior concreta. El índice general de precios sólo muestra la tendencia que siguen los precios en general, no en casos particulares. Los cambios de este índice se miden mediante el <i>índice de precios al consumo</i> , que asigna un valor 100 al año base. |
| <i>Inflación</i> | Aumento del índice general de precios de un producto o servicio o bien descenso del poder adquisitivo del dinero. |

Glosario

| Término | Definición |
|--|--|
| <i>Ingresos</i> | Entradas (anuales) generadas a través, por ejemplo, de la venta de materiales recuperados o de energía generada a partir de una técnica propuesta. |
| <i>LC50</i> | Significa concentración letal 50. Es la concentración mínima, en miligramos por litro, de una sustancia presente en el agua o en la atmósfera en miligramos por litro capaz de provocar la muerte al 50% de la población de prueba dentro de un período de tiempo determinado (por ejemplo, 96 horas en el caso de los peces o 48 horas en el de la dafnia). |
| <i>LD50</i> | Significa dosis letal 50 y corresponde a la dosis mínima de una sustancia que, tras administrarse a especies como ratones o ratas, basta para provocar la muerte del 50% de la probación sometida a estudio en un período de tiempo concreto (no superior a 14 días). Se expresa en miligramos de sustancia de prueba por kilogramo de peso corporal. |
| <i>Medida</i> | Técnica o combinación de técnicas. |
| <i>MJ</i> | Megajulio (1 MJ = 1000 kJ = 10^6 julios). |
| <i>MTC</i> | Concentración máxima tolerable. |
| <i>MTD</i> | Mejores técnicas disponibles. |
| <i>NOAEL</i> | Nivel sin efecto adverso observado. |
| <i>Normalización</i> | Véase <i>Análisis contributivo</i> . |
| <i>PIB</i> | Producto interior bruto. |
| <i>PNEC</i> | Concentración prevista sin efectos. Es la concentración a la que no se observan efectos tóxicos. |
| <i>Poder adquisitivo</i> | Capacidad de adquirir bienes y servicios a través de dinero. A medida que aumenta el índice general de precios, el poder adquisitivo desciende. Así pues, en períodos inflacionistas se necesita una cantidad de dinero en constante aumento para disponer de un importe o poder adquisitivo determinados. |
| <i>Precios actuales</i> | Véase <i>precios nominales</i> . |
| <i>Precios constantes</i> | Véase <i>precios reales</i> . |
| <i>Precios elásticos</i> | Véase <i>elasticidad de los precios</i> . |
| <i>Precios nominales (actuales)</i> | Precios expresados a partir del poder adquisitivo de una fecha concreta. Los precios nominales no se ajustan para tener en cuenta la inflación. |
| <i>Precios reales (constantes)</i> | Los precios reales o constantes permiten ajustar las variables nominales correspondientes a cambios en el índice general de precios. Estos precios ya se han ajustado a la inflación correspondiente. |
| <i>SEK</i> | Corona sueca. |
| <i>Tasas</i> | Las tasas son importes destinados a instituciones u organismos públicos (por ejemplo, en concepto de residuos locales o aguas residuales, por la supervisión de instalaciones de protección ambiental o para obtener un permiso.) |
| <i>Tipo de descuento</i> | Tipo utilizado para descontar futuros flujos de caja según su valor actual. |
| <i>Tipo de interés</i> | Proporción de intereses que se añaden al gasto de inversión inicial en un período de tiempo determinado. |
| <i>Tipo de interés/descuento nominal</i> | Los tipos de descuento nominales o actuales son aquellos vigentes en el momento de obtener los datos y tampoco se han ajustado para tener en cuenta la inflación. |
| <i>Tipo de interés/descuento real</i> | Porcentaje nominal de descuento/interés ajustado a la inflación para que represente el aumento del poder adquisitivo. El tipo de interés o de descuento real mide hasta dónde llegaría el consumo extra de un período 2 si se renuncia a parte del consumo en un período 1. |
| <i>TJ</i> | Terajulio (1 TJ = 10^{12} julios). |
| <i>Valor actual</i> | Cantidad de dinero considerada equivalente a día de hoy a una entrada o salida de dinero prevista para el futuro; es decir, el valor actualizado de los flujos de caja futuros. |
| <i>Ventaja(s)</i> | Véase <i>beneficios</i> . |

| Término | Definición |
|-----------------------|--|
| <i>Vida económica</i> | Período durante el cual los costes marginales de explotar y mantener una técnica de protección ambiental superan los beneficios marginales generados por el activo, normalmente a causa de otros factores como los cambios tecnológicos o de la situación económica, que hacen que el activo pase a ser obsoleto o inadecuado. La vida económica de una técnica de protección ambiental puede no coincidir con su <i>vida técnica</i> , que suele ser más larga. |
| <i>Vida técnica</i> | Vida «física» estimada de una técnica; es decir, el tiempo que, por ejemplo, tarda un activo en desgastarse literalmente a causa de su deterioro «físico». La vida técnica estimada de una técnica va en función del régimen de mantenimiento realizado. Una buena política de reparaciones podría, así, alargar la vida del activo. |

ANEXOS

ANEXO 1 - POTENCIALES DE TOXICIDAD EN HUMANOS

Lista de factores de toxicidad adimensionales de algunos contaminantes atmosféricos potencialmente relevantes.

Sólo se prevé que los factores que integran esta lista se utilicen para evaluar la toxicidad general (en unidades de efecto) a fin de comparar las técnicas en los distintos sectores. No deberán emplearse con otros fines.

El empleo de estos factores en el cálculo del potencial de toxicidad en humanos de una técnica o proceso se describe en el apartado 2.5.1:

Simplificación y limitaciones de la tabla:

El método se apoya en ciertas simplificaciones, como por ejemplo: (a) no distingue entre los distintos efectos de la toxicidad, (b) no incorpora ningún análisis de efectos sinérgicos/antagonistas y (c) sólo integra los efectos crónicos (a largo plazo). Por ello, los factores sólo proporcionan datos indicativos generales sobre la toxicidad relativa.

Los factores se han obtenido a partir de datos de exposición ocupacional de Alemania divididos por la cifra correspondiente al plomo. Fuente de información: TRGS-900. Technische Regeln für Gefahrstoffe. Grenzwerte in der Luft am Arbeitsplatz «Luftgrenzwerte». Versión de abril de 2003. Valores TRGS alemanes = valores límites en aire en los lugares de trabajo (incluyen el valor MAK basado en el riesgo, concentraciones máximas en el lugar de trabajo, y los valores TRK, valores de directriz técnica: valores que pueden lograrse a través de la técnica en los lugares de trabajo).

| | Sustancia | Factor de toxicidad en humanos |
|----|--------------------------------------|--------------------------------|
| 1 | 1,1,1-Tricloroetano | 11.000,00 |
| 2 | 1,2,4-Triclorobenceno | 38,00 |
| 3 | 1,2-Diclorobenceno | 610,00 |
| 4 | 1,2-Dicloroetano | 200,00 |
| 5 | 1,4-Diclorobenceno | 3.000,00 |
| 6 | 1,4-Dioxano | 730,00 |
| 7 | 2,2'-Oxidiethanol | 440,00 |
| 8 | 2-Aminoetanol | 51,00 |
| 9 | 2-Butoxietanol | 980,00 |
| 10 | 2-Etoxietanol | 190,00 |
| 11 | 2-Etoxietil acetato | 270,00 |
| 12 | 2-Metoxietanol | 160,00 |
| 13 | 2-Metoxietil acetato | 250,00 |
| 14 | Acetaldehído | 910,00 |
| 15 | Acetona | 12.000,00 |
| 16 | Acetonitrilo | 340,00 |
| 17 | Acrilaldehído | 2,50 |
| 18 | Acrilamida | 0,30 |
| 19 | Ácido acrílico | |
| 20 | Acilonitrilo | 70,00 |
| 21 | Amoniaco | 350,00 |
| 22 | Anilina | 77,00 |
| 23 | Anisidina, o- y p- | 5,10 |
| | Sustancia | Factor de toxicidad en humanos |
| 24 | Antimonio y compuestos | 5,00 |
| 25 | Arsénico y compuestos | 1,00 |
| 26 | Benceno | 32,50 |
| 27 | Benzo-a-pireno | 0,05 |
| 28 | Bencilbutilftalato | 30,00 |
| 29 | Berilio y compuestos (como Be) | 0,02 |
| 30 | Bis (2-etilexil) ftalato | 100,00 |
| 31 | Buta-1,3-dieno | 110,00 |
| 32 | Butan-2-ona | 6.000,00 |
| 33 | Butano | 24.000,00 |
| 34 | Acetato de butilo | 960,00 |
| 35 | Cadmio y compuestos | 0,15 |
| 36 | Disulfuro de carbono | 300,00 |
| 37 | Monóxido de carbono | 350,00 |
| 38 | Tetracloruro de carbono | 640,00 |
| 39 | Cloro | 15,00 |
| 40 | Clorobenceno | 470,00 |
| 41 | Cloroformo | |
| 42 | Clorometano | 1.000,00 |
| 43 | Cromo VI, compuestos | 0,50 |
| 44 | Cobalto y compuestos | 1,00 |
| 45 | Polvos y neblinas de cobre (como Cu) | 10,00 |

| | Sustancia | Factor de toxicidad en humanos |
|----|---|--------------------------------|
| 46 | Cresoles, todos los isómeros | 220,00 |
| 47 | Cumeno | 2.500,00 |
| 48 | Ciclohexano | 7.000,00 |
| 49 | Ciclohexanona | 800,00 |
| 50 | Diclorometano | 3.500,00 |
| 51 | Sulfato de dimetilo | 1,00 |
| 52 | Dimetilamina | 37,00 |
| 53 | Dimetilanilina, NN- | 250,00 |
| 54 | Dimetilformamida | 300,00 |
| 55 | Difenilamina | 50,00 |
| 56 | Etanol | 9.600,00 |
| 57 | Acetato de etilo | 15.000,00 |
| 58 | Acrilato de etilo | 210,00 |
| 59 | Etilamina | 94,00 |
| 60 | Etilbenceno | 4.400,00 |
| 61 | Fluoruro (como F) | 25,00 |
| 62 | Formaldehído | 6,20 |
| 63 | Hidrazina | 1,30 |
| 64 | Cloruro de hidrógeno | 80,00 |
| 65 | Fluoruro de hidrógeno | - |
| 66 | Sulfuro de hidrógeno | 140,00 |
| 67 | Isocianatos (como NCO) | 0,00 |
| 68 | Plomo | 1,00 |
| 69 | Manganese y compuestos | 5,00 |
| 70 | Mercurio y compuestos, excepto el alquilmercurio, como Hg | 0,10 |
| 71 | Acrilato de metilo | 180,00 |
| 72 | Metanol | 2.700,00 |
| 73 | Acetato de metilo | 6.100,00 |
| 74 | Metacrilato de metilo | 2.100,00 |
| 75 | Metil tert-butil éter | - |

| | Sustancia | Factor de toxicidad en humanos |
|-----|---|--------------------------------|
| 76 | Naftaleno | 500,00 |
| 77 | n-Hexano | 1.800,00 |
| 78 | Níquel y compuestos inorgánicos | 0,50 |
| 79 | Nitrobenceno | 50,00 |
| 80 | Dióxido de nitrógeno | 95,00 |
| 81 | Monóxido de nitrógeno | 300,00 |
| 82 | NN-Dimetilanilina | 250,00 |
| 83 | Ozono | 2,00 |
| 84 | Fenol | 190,00 |
| 85 | Fosgeno | 0,82 |
| 86 | 2-Propanol | 5.000,00 |
| 87 | Piridina | 160,00 |
| 88 | Hidróxido de sodio | 20,00 |
| 89 | Estireno | 860,00 |
| 90 | Dióxido de azufre | 13,00 |
| 91 | Tetracloroetileno | 3.450,00 |
| 92 | Estaño, compuestos inorgánicos excepto SnH ₄ | 20,00 |
| 93 | Tolueno | 1.900,00 |
| 94 | Tricloroetileno | 2.700,00 |
| 95 | Trimetilbencenos, todos los isómeros o sus mezclas | 1.000,00 |
| 96 | Vanadio | 5,00 |
| 97 | Acetato de vinilo | 360,00 |
| 98 | Cloruro de vinilo | 50,00 |
| 99 | Xileno, o-, m-, p-, o bien mezcla de isómeros | 4.400,00 |
| 100 | Óxido de zinc | 50,00 |

ANEXO 2 - POTENCIALES DE CALENTAMIENTO GLOBAL

La siguiente tabla recoge los «potenciales de calentamiento global directos» (a partir de su masa) respecto al dióxido de carbono de gases cuyo ciclo de vida se ha caracterizado adecuadamente.

| Gas | Fórmula química | Vida en la atmósfera (años) | Potencial de calentamiento global (horizonte de 100 años) |
|----------------------------------|---|-----------------------------|---|
| Dióxido de carbono | CO ₂ | | 1 |
| Metano | CH ₄ | 12 | 23 |
| Óxido nitroso | N ₂ O | 114 | 296 |
| Clorofluorocarbonos | | | |
| CFC-11 | CCl ₃ F | 45 | 4.600 |
| CFC-12 | CCl ₂ F ₂ | 100 | 10.600 |
| CFC-13 | CClF ₃ | 640 | 14.000 |
| CFC-113 | CCl ₂ FCClF ₂ | 85 | 6.000 |
| CFC-114 | CClF ₂ CClF ₂ | 300 | 9.800 |
| CFC-115 | CF ₃ CClF ₂ | 1.700 | 7.200 |
| Hidroclorofluorocarbonos | | | |
| HCFC-21 | CHCl ₂ F | 2 | 210 |
| HCFC-22 | CHClF ₂ | 11,9 | 1.700 |
| HCFC-123 | CF ₃ CHCl ₂ | 1,4 | 120 |
| HCFC-124 | CF ₃ CHClF | 6,1 | 620 |
| HCFC-141b | CH ₃ CCl ₂ F | 9,3 | 700 |
| HCFC-142b | CH ₃ CClF ₂ | 19 | 2.400 |
| HCFC-225ca | CF ₃ CF ₂ CHCl ₂ | 2,1 | 180 |
| HCFC-225cb | CClF ₂ CF ₂ CHClF | 6,2 | 620 |
| Hidrofluorocarbonos | | | |
| HFC-23 | CHF ₃ | 260 | 12.000 |
| HFC-32 | CH ₂ F ₂ | 5 | 550 |
| HFC-41 | CH ₃ F | 2,6 | 97 |
| HFC-125 | CHF ₂ CF ₃ | 29 | 3.400 |
| HFC-134 | CHF ₂ CHF ₂ | 9,6 | 1.100 |
| HFC-134a | CH ₂ FCF ₃ | 13,8 | 1.300 |
| HFC-143 | CHF ₂ CH ₂ F | 3,4 | 330 |
| HFC-143a | CF ₃ CH ₃ | 52 | 4.300 |
| HFC-152 | CH ₂ FCH ₂ F | 0,5 | 43 |
| HFC-152a | CH ₃ CHF ₂ | 1,4 | 120 |
| HFC-161 | CH ₃ CH ₂ F | 0,3 | 12 |
| HFC-227ea | CF ₃ CHFCF ₃ | 33 | 3.500 |
| HFC-236cb | CH ₂ FCF ₂ CF ₃ | 13,2 | 1.300 |
| HFC-236ea | CHF ₂ CHFCF ₃ | 10 | 1.200 |
| HFC-236fa | CF ₃ CH ₂ CF ₃ | 220 | 9.400 |
| HFC-245ca | CH ₂ FCF ₂ CHF ₂ | 5,9 | 640 |
| HFC-245fa | CHF ₂ CH ₂ CF ₃ | 7,2 | 950 |
| HFC-365mfc | CF ₃ CH ₂ CF ₂ CH ₃ | 9,9 | 890 |
| HFC-43-10mee | CF ₃ CHFCHFCF ₂ CF ₃ | 15 | 1.500 |
| Clorocarbonos | | | |
| CH ₃ CCl ₃ | | 4,8 | 140 |
| CCl ₄ | | 35 | 1.800 |
| CHCl ₃ | | 0,51 | 30 |
| CH ₃ Cl | | 1,3 | 16 |
| CH ₂ Cl ₂ | | 0,46 | 10 |
| Bromocarbonos | | | |

| Gas | Fórmula química | Vida en la atmósfera (años) | Potencial de calentamiento global (horizonte de 100 años) |
|--|--|-----------------------------|---|
| CH ₃ Br | | 0,7 | 5 |
| CH ₂ Br ₂ | | 0,41 | 1 |
| CHBrF ₂ | | 7 | 470 |
| Halón-1211 | CBrClF ₂ | 11 | 1.300 |
| Halón-1301 | CBrF ₃ | 65 | 6.900 |
| Yodocarbonos | | | |
| CF ₃ I | | 0,005 | 1 |
| Compuestos completamente fluorados | | | |
| SF ₆ | | 3.200 | 22.200 |
| CF ₄ | | 50.000 | 5.700 |
| C ₂ F ₆ | | 10.000 | 11.900 |
| C ₃ F ₈ | | 2.600 | 8.600 |
| C ₄ F ₁₀ | | 2.600 | 8.600 |
| c-C ₄ F ₈ | | 3.200 | 10.000 |
| C ₅ F ₁₂ | | 4.100 | 8.900 |
| C ₆ F ₁₄ | | 3.200 | 9.000 |
| Éteres y éteres halogenados | | | |
| CH ₃ OCH ₃ | | 0,015 | 1 |
| (CF ₃) ₂ CFOCH ₃ | | 3,4 | 330 |
| (CF ₃)CH ₂ OH | | 0,5 | 57 |
| CF ₃ CF ₂ CH ₂ OH | | 0,4 | 40 |
| (CF ₃) ₂ CHOH | | 1,8 | 190 |
| HFE-125 | CF ₃ OCHF ₂ | 150 | 14.900 |
| HFE-134 | CHF ₂ OCHF ₂ | 26,2 | 6.100 |
| HFE-143a | CH ₃ OCF ₃ | 4,4 | 750 |
| HCFE-235da2 | CF ₃ CHClOCHF ₂ | 2,6 | 340 |
| HFE-245cb2 | CF ₃ CF ₂ OCH ₃ | 4,3 | 580 |
| HFE-245fa2 | CF ₃ CH ₂ OCHF ₂ | 4,4 | 570 |
| HFE-254cb2 | CHF ₂ CF ₂ OCH ₃ | 0,22 | 30 |
| HFE-347mcc3 | CF ₃ CF ₂ CF ₂ OCH ₃ | 4,5 | 480 |
| HFE-356pcf3 | CHF ₂ CF ₂ CH ₂ OCHF ₂ | 3,2 | 430 |
| HFE-374pc2 | CHF ₂ CF ₂ OCH ₂ CH ₃ | 5 | 540 |
| HFE-7100 | C ₄ F ₉ OCH ₃ | 5 | 390 |
| HFE-7200 | C ₄ F ₉ OC ₂ H ₅ | 0,77 | 55 |
| H-Galden 1040x | CHF ₂ OCF ₂ OC ₂ F ₄ OCHF ₂ | 6,3 | 1.800 |
| HG-10 | CHF ₂ CHF ₂ OCF ₂ OCHF ₂ | 12,1 | 2.700 |
| HG-01 | CHFOFCFCFCHFOFCFCFOCHF ₂ | 6,2 | 1.500 |

Anexo 2. Tabla 1 [2, Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, 2001]

http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg1/248.htm

Anexos

En la siguiente tabla se muestran los «potenciales de calentamiento global directos» (a partir de su masa) respecto al dióxido de carbono de gases cuyo ciclo de vida se ha determinado únicamente por medios indirectos en vez de mediante ensayos de laboratorio o de los cuales no se conoce completamente el proceso de descomposición. La eficiencia radiativa se refiere a la totalidad del cielo.

| Gas | Fórmula química | Ciclo de vida estimado (años) | Potencial de calentamiento global (horizonte de 100 años) |
|---|--|-------------------------------|---|
| NF ₃ | | 740 | 10.800 |
| SF ₅ CF ₃ | | >1.000 * | >17.500 |
| c-C ₃ F ₆ | | >1.000 * | >16.800 |
| | | | |
| HFE-227ea | CF ₃ CHFOCF ₃ | 11 | 1.500 |
| HFE-236ea2 | CF ₃ CHFOCHF ₂ | 5,8 | 960 |
| HFE-236fa | CF ₃ CH ₂ OCF ₃ | 3,7 | 470 |
| HFE-245fa1 | CHF ₂ CH ₂ OCF ₃ | 2,2 | 280 |
| HFE-263fb2 | CF ₃ CH ₂ OCH ₃ | 0,1 | 11 |
| | | | |
| HFE-329mcc2 | CF ₃ CF ₂ OCF ₂ CHF ₂ | 6,8 | 890 |
| HFE-338mcf2 | CF ₃ CF ₂ OCH ₂ CF ₃ | 4,3 | 540 |
| HFE-347mcf2 | CF ₃ CF ₂ OCH ₂ CHF ₂ | 2,8 | 360 |
| HFE-356mec3 | CF ₃ CHFCF ₂ OCH ₃ | 0,94 | 98 |
| HFE-356pcc3 | CHF ₂ CF ₂ CF ₂ OCH ₃ | 0,93 | 110 |
| HFE-356pcf2 | CHF ₂ CF ₂ OCH ₂ CHF ₂ | 2 | 260 |
| HFE-365mcf3 | CF ₃ CF ₂ CH ₂ OCH ₃ | 0,11 | 11 |
| | | | |
| (CF ₃) ₂ CHOCHF ₂ | | 3,1 | 370 |
| (CF ₃) ₂ CHOCH ₃ | | 0,25 | 26 |
| | | | |
| -(CF ₂) ₄ CH(OH)- | | 0,85 | 70 |
| | | | |

* Límite inferior estimado a partir de la estructura perfluorada.

Anexo 2. Tabla 2 [2, Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, 2001]

http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg1/249.htm#tab68

ANEXO 3 - POTENCIALES DE TOXICIDAD ACUÁTICA

| Número CAS | Sustancia | PNEC _{TGD} (mg/l) | Factor del efecto (ACV, en l/mg) | Fiabilidad |
|---------------|--|-------------------------------|--|------------|
| 71-55-6 | 1,1,1-Tricloroetano | 2,1E+00 | 4,8E-01 | A&S/QSAR |
| 634-66-2 | 1,2,3,4-Tetraclorobenceno | 2,3E-02 | 4,3E+01 | A&S/QSAR |
| 634-90-2 | 1,2,3,5-Tetraclorobenceno | 2,2E-02 | 4,5E+01 | A&S/QSAR |
| 87-61-6 | 1,2,3-Triclorobenceno | 6,4E-02 | 1,6E+01 | A&S/QSAR |
| 95-94-3 | 1,2,4,5-Tetraclorobenceno | 2,6E-02 | 3,8E+01 | A&S/QSAR |
| 120-82-1 | 1,2,4- Triclorobenceno | 7,9E-02 | 1,3E+01 | A&S/QSAR |
| 95-50-1 | 1,2-Diclorobenceno | 2,7E-01 | 3,7E+00 | A&S/QSAR |
| 107-06-2 | 1,2-Dicloroetano | 1,4E+01 | 7,1E-02 | A&S/QSAR |
| 108-70-3 | 1,3,5-Triclorobenceno | 5,7E-02 | 1,8E+01 | A&S/QSAR |
| 106-99-0 | 1,3-Butadieno | 7,13E-02 | 1,40E+01 | TGD/1000 |
| 541-73-1 | 1,3-Diclorobenceno | 2,1E-01 | 4,8E+00 | A&S/QSAR |
| 106-46-7 | 1,4-Diclorobenceno | 2,6E-01 | 3,8E+00 | A&S/QSAR |
| 100-00-5 | 1-Cloro-4-nitrobenceno | 3,2E-03 | 3,1E+02 | TGD/100 |
| 634-83-3 | 2,3,4,5-Tetracloroanilina | 3,2E-04 | 3,1E+03 | TGD/100 |
| - | 2,3,4,6-Tetracloroanilina | Datos no disponibles | | |
| 58-90-2 | 2,3,4,6-Tetraclorofenol | 1,4E-03 | 7,1E+02 | TGD/100* |
| 634-93-5 | 2,3,4-Tricloroanilina | 7,3E-03 | 1,4E+02 | TGD/100* |
| 3481-20-7 | 2,3,5,6-Tetracloroanilina | 3E-04 | 3E+03 | TGD/1000 |
| 1746-01-6 | 2,3,7,8-Tetraclorodibenzo-p-dioxina (TCDD) | 1,2E-09 | 8,3E+08 | TGD/10 |
| 87-59-2 | 2,3-Dimetilanilina | 1,6E-03 | 6,3E+02 | TGD/100 |
| 93-76-5 | 2,4,5-T | 1,6E-01 | 6,3E+00 | TGD/100 |
| 636-30-6 | 2,4,5-Tricloroanilina | 1,8E-02 | 5,6E+01 | TGD/100* |
| 95-95-4 | 2,4,5-Triclorofenol | 4,8E-03 | 2,1E+02 | TGD/50 |
| 634-93-5 | 2,4,6-Tricloroanilina | 2,3E-03 | 4,3E+02 | TGD/1000 |
| 88-06-2 | 2,4,6-Triclorofenol | 1,3E-02 | 7,7E+01 | TGD/50 |
| 2683-43-4 | 2,4-Dicloro-6-nitroanilina | 2,1E-03 | 4,8E+02 | TGD/1000 |
| 554-00-7 | 2,4-Dicloroanilina | 5,0E-02 | 2,0E+01 | A&S/n=14 |
| 120-83-2 | 2,4-Diclorofenol | 5,8E-03 | 1,7E+02 | TGD/50 |
| 95-68-1 | 2,4-Dimetilanilina | 2,5E-01 | 4,0E+00 | A&S/n=6 |
| 97-02-9 | 2,4-Dinitroanilina | 9,6E-03 | 1,0E+02 | TGD/1000 |
| 94-75-7 | 2,4 D (2,4-ácido diclorofenoxyacético) | 9,9E-03 | 1,0E+02 | A&S/n=19 |
| 95-82-9 | 2,5-Dicloroanilina | 2,9E-03 | 3,4E+02 | TGD/1000 |
| 608-31-1 | 2,6-Dicloroanilina | 1E-03 | 1E+03 | TGD/1000 |
| 615-65-6 | 2-Cloro-4-metilanilina | 3,6E-02 | 2,8E+01 | TGD/1000 |
| 1121-87-9 | 2-Cloro-4-nitroanilina | 2,0E-02 | 5,0E+01 | TGD/10000 |
| 95-57-8 | 2-Clorofenol | 3E-03 | 3E+02 | TGD/100 |
| 95-53-4 | 2-Metilanilina | 2,3E-01 | 4,3E+00 | A&S/n=6 |
| 95-51-2 | 2-Monocloroanilina | 6,4E-04 | 1,6E+03 | TGD/50 |
| 88-74-4 | 2-Nitroanilina | 1,9E-02 | 5,3E+01 | TGD/1000 |
| 95-76-1 | 3,4-Dicloroanilina | 8,0E-04 | 1,3E+03 | A&S/n=29 |
| 95-64-7 | 3,4-Dimetilanilina | 1,6E-04 | 6,3E+03 | TGD/100 |
| 626-43-7 | 3,5-Dicloroanilina | 1,1E-02 | 9,1E+01 | TGD/100* |
| 95-74-9 | 3-Cloro-4-metilanilina | 8,E-03 | 1,E+02 | TGD/50 |
| 108-44-1 | 3-Metilanilina | 1,E-04 | 1,E+04 | TGD/100 |
| 108-42-9 | 3-Monocloroanilina | 1,3E-03 | 7,7E+02 | TGD/10 |
| 99-09-2 | 3-Nitroanilina | 1E-02 | 1E+02 | TGD/50 |
| 106-49-0 | 4-Metilanilina | 2E-03 | 5E+02 | TGD/100* |
| 106-47-8 | 4-Monocloroanilina | 8,0E-04 | 1,3E+03 | A&S/n=7 |
| 100-01-6 | 4-Nitroanilina | 4,3E-01 | 2,3E+00 | A&S/n=6 |
| 98-07-7 | α,α,α -Triclorotolueno | 2,7E-02 | 3,7E+01 | TGD/1000 |
| 98-87-3 | α,α -Diclorotolueno | Datos no disponibles | | |
| 100-44-7 | α -Clorotolueno | 1,3E-03 | 7,7E+02 | TGD/1000 |
| 959-98-8 | α -Endosulfán | 2E-05 | 5E+04 | TGD/10 |

| Número CAS | Sustancia | PNEC _{TGD} (mg/l) | Factor del efecto (ACV, en l/mg) | Fiabilidad |
|---------------|--|-------------------------------|--|------------|
| 319-84-6 | α -Hexaclorociclohexano (α -HCH) | 3,5E-03 | 2,9E+02 | A&S/n=7 |
| 30560-19-1 | Acefato | 6,4E-03 | 1,6E+02 | TGD/1000 |
| 107-02-8 | Acroleína | 7E-06 | 1E+05 | TGD/1000 |
| 107-13-1 | Acrilonitrilo | 7,6E-03 | 3E+02 | TGD/1000 |
| 116-06-3 | Aldicarb | 2E-05 | 5E+04 | TGD/50 |
| 309-00-2 | Aldrín | 2,9E-05 | 3,4E+04 | A&S/n=6 |
| - | Alquildimetilbencilamonio | Datos no disponibles | | |
| 7664-41-7 | Amoniaco | 1,6E-03 | 6,3E+02 | TGD/100 |
| 101-05-3 | Anilazina | 2E-04 | 6E+03 | TGD/50 |
| 120-12-7 | Antraceno | 3,34E-05 | 2,99E+04 | TGD/50 |
| 7440-36-0 | Antimonio | 4,6E+00 | 2,2E+01 | TGD/50 |
| 7440-38-2 | Arsénico | 2,4E-02 | 4,2E+01 | A&S/n=17 |
| 1332-21-4 | Amianto | Datos no disponibles | | |
| 1912-24-9 | Atrazina | 2,9E-03 | 3,4E+02 | A&S/n=23 |
| 2642-71-9 | Azinfos-etil | 1,1E-05 | 9,1E+04 | TGD/100* |
| 86-50-0 | Azinfos-metil | 1,2E-05 | 8,3E+04 | A&S/n=12 |
| 319-85-7 | β -hexaclorociclohexano (β -HCH) | 6,1E-03 | 1,6E+02 | A&S/n=6 |
| 7440-39-3 | Bario | 5,8E-02 | 1,7E+01 | TGD/50 |
| 17804-35-2 | Benomilo | 1,5E-04 | 6,7E+03 | TGD/100* |
| 25057-89-0 | Bentazona | 6,4E-02 | 1,6E+01 | TGD/1000 |
| 71-43-2 | Benceno | 2,4E+00 | 4,2E-01 | A&S/QSAR |
| 56-55-3 | Benzo(a)antraceno | 1,0E-05 | 1,0E+05 | TGD/1000 |
| 50-32-8 | Benzo(a)pireno | 5E-06 | 2E+05 | TGD/1000 |
| 205-99-2 | Benzo(b)fluoranteno | 2,2E-06 | 4,5E+05 | TGD/1000 |
| 191-24-2 | Benzo(g, h, i)perileno | 3,0E-05 | 3,3E+04 | A&S/QSAR |
| 207-08-9 | Benzo(k)fluoranteno | 3,6E-06 | 2,8E+05 | TGD/100 |
| 7440-41-7 | Berilio | 1,6E-04 | 6,3E+03 | A&S/n=7 |
| 82657-04-3 | Bifentrin | 1,1E-06 | 9,1E+05 | TGD/100* |
| 85-68-7 | Ftalato de butilbenzilo | 7,5E-03 | 1,3E+02 | TGD/10 |
| 7440-43-9 | Cadmio | 3,4E-04 | 2,9E+03 | A&S/n=87 |
| 2425-06-1 | Captafol | 2,8E-05 | 3,6E+04 | TGD/1000 |
| 133-06-2 | Captan | 2,2E-05 | 4,5E+04 | TGD/50 |
| 63-25-2 | Carbarilo | 2,3E-04 | 4,3E+03 | A&S/n=17 |
| 10605-21-7 | Carbendazina | 2E-04 | 5E+03 | TGD/50 |
| 1563-66-2 | Carbofuran | 2,0E-04 | 5,0E+03 | TGD/50 |
| 75-15-0 | Disulfuro de carbono | 2,1E-03 | 4,8E+02 | TGD/1000 |
| 75-69-4 | CFK-11 (CFCL ₃) | Datos no disponibles | | |
| 26523-64-8 | CFK-113 (C ₂ F ₃ CL ₃) | Datos no disponibles | | |
| 1320-37-2 | CFK-114 (C ₂ F ₄ CL ₂) | Datos no disponibles | | |
| 76-15-3 | CFK-115 (C ₂ F ₅ CL) | Datos no disponibles | | |
| 75-71-8 | CFK-12 (CF ₂ CL ₂) | Datos no disponibles | | |
| 75-72-9 | CFK-13 (CF ₃ CL) | Datos no disponibles | | |
| 57-74-9 | Clordano | 1,5E-06 | 6,7E+05 | TGD/10 |
| 470-90-6 | Clorfenvinfos | 3E-03 | 3E+02 | TGD/100 |
| 1698-60-8 | Cloridazona | 7,3E-02 | 1,4E+01 | TGD/10 |
| 108-90-7 | Clorobenceno | 6,9E-01 | 1,4E+00 | A&S/QSAR |
| 1897-45-6 | Clorotalonil | 8,8E-04 | 1,1E+03 | TGD/100* |
| 101-21-3 | Clorprofam | 3,8E-02 | 2,6E+01 | TGD/100* |
| 2921-88-2 | Clorpirifos | 2,8E-06 | 3,6E+05 | A&S/n=9 |
| 7440-47-3 | Cromo | 8,5E-03 | 1,2E+02 | A&S/n=55 |
| 7440-47-3 | Cromo (III) | 3,4E-02 | 2,9E+01 | A&S/n=7 |
| 7440-47-3 | Cromo (VI) | 8,5E-03 | 1,2E+02 | A&S/n=55 |
| 218-01-9 | Criseno | 3,4E-04 | 2,9E+03 | A&S/QSAR |
| 7440-48-4 | Cobalto | 2,6E-03 | 3,8E+02 | A&S/n=8 |
| 7440-50-8 | Cobre | 1,1E-03 | 9,1E+02 | A&S/n=89 |
| 56-72-4 | Cumafos | 7,4E-07 | 1,4E+06 | TGD/100* |

| Número CAS | Sustancia | PNEC _{TGD} (mg/l) | Factor del efecto (ACV, en l/mg) | Fiabilidad |
|---------------|--|-------------------------------|--|------------|
| 21725-46-2 | Cianazina | 5E-05 | 2E+04 | TGD/100 |
| 52315-07-8 | Cipermetrina | 1,3E-07 | 7,7E+06 | TGD/50 |
| 66215-27-8 | Ciromazina | 4,5E-04 | 2,2E+03 | TGD/1000 |
| 72-54-8 | DDD | 2,4E-05 | 4,2E+04 | TGD/100* |
| 72-55-9 | DDE | 1E-06 | 1E+06 | TGD/100 |
| 50-29-3 | DDT | 5E-06 | 2E+05 | TGD/10 |
| 52918-63-5 | Deltametrina | 3E-07 | 3E+06 | TGD/100* |
| 126-75-0 | Demetón-s | 1,4E-04 | 7,1E+03 | TGD/100* |
| 1014-69-3 | Desmetrina | 2,6E-02 | 3,8E+01 | TGD/1000 |
| 117-81-7 | Ftalato de bis(2-ethylhexilo) | 2,6E-03 | 3,8E+02 | TGD/10 |
| 333-41-5 | Diazinón | 3,7E-05 | 2,7E+04 | A&S/n=11 |
| 84-74-2 | Ftalato de dibutilo | 1E-02 | 1E+02 | TGD/10 |
| '75-09-2 | Diclorometano | 2,0E+01 | 5,0E-02 | A&S/QSAR |
| 120-36-5 | Diclorprop | 4E-02 | 3E+01 | TGD/10 |
| 62-73-7 | Diclorvos | 7E-07 | 1E+06 | TGD/100* |
| 60-57-1 | Dieldrín | 2,9E-05 | 3,4E+04 | A&S/n=6 |
| 84-66-2 | Ftalato de dietilo | 7,3E-02 | 1,4E+01 | TGD/50 |
| 84-75-3 | Ftalato de dihexilo | 8,4E-03 | 1,2E+02 | TGD/10 |
| 26761-40-0 | Ftalato de diisodecilo | 2,9E-03 | 3,5E+02 | TGD/50 |
| 27554-26-3 | Ftalato de diisoctilo | 1,2E-03 | 8,1E+02 | TGD/50 |
| 60-51-5 | Dimetoato | 2,3E-02 | 4,3E+01 | A&S/n=13 |
| 133-11-3 | Ftalato de dimetilo | 1,9E-01 | 5,2E+00 | TGD/50 |
| 88-85-7 | Dinoseb | 2,5E-05 | 4,0E+04 | TGD/10 |
| 1420-07-1 | Dinoterb | 3,4E-05 | 2,9E+04 | TGD/100* |
| 117-84-0 | Diociltftalato | 6,4E-03 | 1,6E+02 | TGD/50 |
| 298-04-4 | Disulfotón | 2,3E-05 | 4,3E+04 | TGD/100* |
| 330-54-2 | Diurón | 4,3E-04 | 2,3E+03 | A&S/n= 11 |
| 534-52-1 | Dinitro-o-cresol | 2,1E-02 | 4,8E+01 | A&S/n=16 |
| 72-20-8 | Endrín | 3E-06 | 3E+05 | TGD/10 |
| 106-89-8 | Epiclorohidrina | 1,06E-02 | 9,43E+01 | TGD/1000 |
| - | Epoxiconazol | Datos no disponibles | | |
| 66230-04-4 | Esfenvalerato | 2,7E-07 | 3,7E+06 | TGD/1000 |
| 13194-48-4 | Etoprofos | 6,3E-05 | 1,6E+04 | TGD/100* |
| 100-41-4 | Etilbenceno | 3,7E-01 | 2,7E+00 | A&S/QSAR |
| 74-85-1 | Etileno | 8,5E+00 | 1,2E+01 | A&S/QSAR |
| 96-45-7 | ETU (etilentiourea) | 2,6E-01 | 3,8E+00 | TGD/100* |
| 122-14-5 | Fenitrotion | 8,7E-06 | 1,1E+05 | TGD/10 |
| 13684-63-4 | Fenmedifam | 1,65E-02 | 6,06E+01 | TGD/1000 |
| 55-38-9 | Fention | 3,1E-06 | 3,2E+05 | A&S/n=4 |
| 206-44-0 | Fluorantreno | 2,4E-04 | 4,2E+03 | TGD/50 |
| 133-07-3 | Folpet | 1,2E-04 | 8,3E+03 | TGD/100* |
| 50-00-0 | Formaldehido | 2,1E-03 | 4,8E+02 | TGD/1000 |
| 13171-21-6 | Fosfamidón | 5E-03 | 2E+02 | TGD/1000 |
| 58-89-9 | γ-hexaclorociclohexano (γ-HCH, lindano) | 1,0E-03 | 1,0E+03 | A&S/n=14 |
| 1071-83-6 | Glifosato | 1,6E-03 | 6,3E+02 | TGD/1000 |
| 76-44-8 | Heptacloro | 8,6E-06 | 1,2E+05 | TGD/100 |
| 1024-57-3 | Heptacloro epóxido | 4E-08 | 3E+07 | TGD/1000 |
| 23560-59-0 | Heptenofos | 2E-05 | 5E+04 | TGD/100* |
| 87-68-3 | Hexacloro-1,3-butadieno | 5E-06 | 2E+05 | TGD/100 |
| 118-74-1 | Hexaclorobenceno | 2,4E-03 | 4,2E+02 | A&S/QSAR |
| 193-39-5 | Indeno(1,2,3,c-d)pireno | 1,8E-05 | 5,6E+04 | TGD/100 |
| 7439-97-6 | Mercurio inorgánico | 2,3E-04 | 4,3E+03 | A&S/n=38 |
| 36734-19-7 | Iprodiona | 2,3E-03 | 4,3E+02 | TGD/1000 |
| 98-82-8 | Isopropilbenceno | 6E-04 | 2E+03 | TGD/1000 |
| 34123-59-6 | Isoproturón | 3,2E-04 | 3,1E+03 | TGD/10 |
| 7439-92-1 | Plomo | 1,1E-02 | 9,1E+01 | A&S/n =42 |
| 330-55-2 | Linurón | 2,5E-04 | 4,0E+03 | TGD/10 |
| 108-38-3 | m-xileno | 3,3E-01 | 3,0E+00 | A&S/QSAR |

| Número CAS | Sustancia | PNEC _{TGD} (mg/l) | Factor del efecto (ACV, en l/mg) | Fiabilidad |
|---------------|---|---|--|------------|
| 121-75-5 | Malatión | 1,3E-05 | 7,7E+04 | A&S/n=15 |
| 8018-01-7 | Mancozeb | 4,0E-04 | 2,5E+03 | TGD/1000 |
| 12427-38-2 | Maneb | 1,8E-04 | 5,6E+03 | TGD/100 |
| 94-74-6 | MCPA (ácido (4-cloro-2-metilfenoxi)acético) | 4,2E-02 | 2,4E+01 | TGD/50 |
| 7085-19-0 | Mecoprop | 3,9E-03 | 2,6E+02 | TGD/100* |
| 7430-97-6 | Mercurio | 2,4E-04 | 4,2E+03 | A&S/n=38 |
| 41394-05-2 | Metamitron | 1,00E-01 | 1,00E+01 | TGD/1000 |
| 67129-08-2 | Metazacloro | 3,4E-02 | 2,9E+01 | TGD/10 |
| 18691-97-9 | Metabenztiazurón | 8,4E-03 | 1,2E+02 | TGD/1000 |
| 137-42-8 | Metam-sodio | 3,5E-05 | 2,9E+04 | TGD/1000 |
| 74-82-8 | Metano | Datos no disponibles | | |
| 16752-77-5 | Metomil | 8E-05 | 1E+04 | TGD/100* |
| - | Metilmercurio | 1 E-05 | 1E+05 | A&S/n = 11 |
| 74-83-9 | Metilbromuro | 1,1E-02 | 9,1E+01 | TGD/1000 |
| 3060-89-7 | Metobromurón | 3,6E-02 | 2,8E+01 | TGD/1000 |
| 51218-45-2 | Metolacloro | 2E-04 | 5E+03 | TGD/10 |
| 26718-65-0 | Mevinfos | 1,6E-06 | 6,3E+05 | TGD/100* |
| 8012-95-1 | Aceite de parafina | Datos no disponibles | | |
| 7439-98-7 | Molibdeno | 2,9E-02 | 3,4E+01 | TGD/1000 |
| 121-72-2 | N,N,3-trimetilanilina | 5,0E-02 | 2,0E+01 | TGD/1000 |
| 121-69-7 | N,N-dimetilanilina | 1,8E-04 | 5,6E+03 | TGD/1000 |
| 100-61-8 | N-metilanilina | 7,6E-05 | 1,3E+04 | TGD/1000 |
| 91-20-3 | Naftaleno | 4,2E-04 | 2,4E+03 | TGD/50 |
| 7440-02-0 | Níquel | 1,8E-03 | 5,6E+02 | A&S/n=15 |
| 139-13-9 | Ácido nitrilotriacético (ANT) | 1,14E-01 | 8,77E+00 | TGD/1000 |
| 95-49-8 | O-clorotolueno | 3,0E-01 | 3,3E+00 | A&S/QSAR |
| 95-47-6 | O-xileno | 4,0E-01 | 2,5E+00 | A&S/QSAR |
| 23135-22-0 | Oxamil | 1,8E-03 | 5,6E+02 | TGD/100* |
| 301-12-2 | Oxidemetón-metil | 3,5E-05 | 2,9E+04 | TGD/1000 |
| 106-43-4 | P-clorotolueno | 3,3E-01 | 3,0E+00 | A&S/QSAR |
| 106-42-3 | P-xileno | 3,3E-01 | 3,0E+00 | A&S/QSAR |
| 56-38-2 | Etilparation | 1,9E-06 | 5,3E+05 | A&S/n=10 |
| 298-00-0 | Metilparation | 1,1E-05 | 9,1E+04 | TGD/10 |
| 37680-73-2 | PCB-101 | Datos no disponibles | | |
| - | PCB-118 | 3,8E-03 | 2,6E+02 | A&S/QSAR |
| 26601-64-9 | PCB-138 | Datos no disponibles | | |
| 35065-27-1 | PCB-153 | 2,7E-02 | 3,7E+01 | A&S/QSAR |
| - | PCB-180 | Datos no disponibles | | |
| 7012-37-5 | PCB-28 | Datos no disponibles | | |
| 35693-99-3 | PCB-52 | Datos no disponibles | | |
| 527-20-8 | Pentacloroanilina | 1E-04 | 1E+04 | TGD/100 |
| 608-93-5 | Pentaclorobenceno | 7,5E-03 | 1,3E+02 | A&S/QSAR |
| 82-68-8 | Pentacloronitrobenceno | 2,9E-04 | 3,4E+03 | TGD/1000 |
| 87-86-5 | Pentaclorofenol (PCP) | 3,5E-03 | 2,9E+02 | A&S/n=23 |
| 52645-53-1 | Permetrina | 3E-07 | 3E+06 | TGD/10 |
| 85-01-8 | Fenantreno | 3,2E-03 | 3,1E+02 | TGD/10 |
| 108-95-2 | Fenol | 9E-04 | 1E+03 | TGD/10 |
| 7723-14-0 | Fosfato (como P) | Valor PNEC _{TGD} no obtenido ¹⁴ | | |
| 14816-18-3 | Foxim | 8,2E-05 | 1,2E+04 | TGD/1000 |
| 85-44-9 | Anhídrido ftálico | 7,8E-03 | 1,3E+02 | TGD/1000 |
| 23103-98-2 | Pirimicarb | 9E-05 | 1E+04 | TGD/10 |
| 1918-16-7 | Propacloro | 1,3E-03 | 7,7E+02 | TGD/10 |

¹⁴ Aunque se han encontrado algunos datos toxicológicos al respecto, no se han obtenido los valores PNEC_{TGD} correspondientes al fosfato, ya que proporciona resultados que no son lógicos (se obtendría un factor de efecto extremadamente elevado). Como consecuencia, el fosfato no forma parte del área ambiental de toxicidad acuática, pero si figura en la de eutrofización.

| Número CAS | Sustancia | PNEC _{TGD} (mg/l) | Factor del efecto (ACV, en l/mg) | Fiabilidad |
|---------------|--|-------------------------------|--|------------|
| 114-26-1 | Propoxur | 1E-05 | 1E+05 | TGD/100* |
| 75-56-9 | Óxido de propileno | 1,70E-01 | 5,88E+00 | TGD/1000 |
| 13457-18-6 | Pirazofós | 4E-05 | 3E+04 | TGD/100* |
| 7782-49-2 | Selenio | 5,3E-03 | 1,9E+02 | A&S/n=31 |
| 122-34-9 | Simazina | 1,4E-04 | 7,1E+03 | TGD/1000 |
| 100-42-5 | Estireno | 5,7E-01 | 1,8E+00 | A&S/QSAR |
| 56-35-9 | Óxido de tributilestaño (agua salada) | 1 E-06 | 1E+6 | A&S/n = 15 |
| 56-35-9 | Óxido de tributilestaño (agua dulce) | 1,4E-05 | 7,1E+4 | A&S/n=9 |
| 886-50-0 | Terbutrina | 3E-03 | 3E+02 | TGD/1000 |
| 1461-25-2 | Tetrabutilestaño (agua salada) | 1,7E-05 | 5,8E+05 | TGD/1000 |
| 1461-25-2 | Tetrabutilestaño (agua dulce) | 1,6E-03 | 6,5E+02 | TGD/1000 |
| 127-18-4 | Tetra cloroetileno (percloroetileno) | 3,3E-01 | 3,0E+00 | A&S/QSAR |
| 56-23-5 | Tetraclorometano | 1,1E+00 | 9,1 E-01 | A&S/QSAR |
| 7440-28-0 | Talio | 1,6E-03 | 6,3E+02 | TGD/100* |
| 137-26-8 | Tiram | 3,2E-05 | 3,1E+05 | TGD/10 |
| 7440-31-5 | Estaño | 1,8E-02 | 5,6E+01 | TGD/10 |
| 57018-04-9 | Tolclofós-metil | 7,9E-04 | 1,3E+03 | TGD/1000 |
| 108-88-3 | Tolueno | 7,3E-01 | 1,4E+00 | A&S/QSAR |
| 2303-17-5 | Trialato | 8E-05 | 1E+04 | TGD/1000 |
| 24017-47-8 | Triazofós | 3,2E-05 | 3,1E+04 | TGD/10 |
| 56-36-0 | Acetato de tributilestaño (agua salada) | 1E-06 | 1E+6 | A&S/n = 15 |
| 56-36-0 | Acetato de tributilestaño (agua dulce) | 1,4E-05 | 7,1E+4 | A&S/n=9 |
| 1461-22-9 | Cloruro de Tributilestaño (agua salada) | 1E-06 | 1E+6 | A&S/n=15 |
| 1461-22-9 | Cloruro de Tributilestaño (agua dulce) | 1,4E-05 | 7,1E+4 | A&S/n=9 |
| 52-68-6 | Triclorfón | 1,E-06 | 1E+06 | TGD/100* |
| 79-01-6 | Tricloroetileno | 2,4E+00 | 4,2E-01 | A&S/QSAR |
| 67-66-3 | Triclorometano (cloroformo) | 5,9E+00 | 1,7E-01 | A&S/QSAR |
| 1582-09-8 | Trifluralina | 2,6E-05 | 3,8E+04 | TGD/50 |
| 900-95-8 | Acetato de fentina (agua salada) | 5E-06 | 2E+05 | TGD/100 |
| 900-95-8 | Acetato de fentina (agua salada y dulce) | 5E-06 | 2E+05 | TGD/10 |
| 639-58-7 | Cloruro de trifenilestaño (agua salada) | 5E-06 | 2E+05 | TG 100 |
| 639-58-7 | Cloruro de trifenilestaño (agua salada y dulce) | 5E-06 | 2E+05 | TGD/10 |
| 379-52-2 | Fluoruro de trifenilestaño (agua salada) | 5E-06 | 2E+05 | TGD/100 |
| 379-52-2 | Fluoruro de trifenilestaño (agua salada y dulce) | 5E-06 | 2E+05 | TGD/10 |
| 76-87-9 | Hidróxido de trifenilestaño (agua salada) | 5E-06 | 2E+05 | TGD/100 |
| 76-87-9 | Hidróxido de trifenilestaño (agua salada y dulce) | 5E-06 | 2E+05 | TGD/10 |
| 7440-62-2 | Vanadio | 8,2E-04 | 1,2E+03 | TGD/50 |
| 75-01-4 | Cloruro de vinilo | 8,2E+00 | 1,2&01 | A&S/QSAR |
| 7440-66-6 | Zinc | 6,6E-03 | 1,5E+02 | A&S/n=49 |
| 2122-67-7 | Zineb | 2,0E-04 | 5,0E+03 | TGD/50 |

TGD = documentos de orientación técnica; la cifra corresponde al factor de evaluación empleado (véase más abajo)

A&S = método de Aldenberg y Slob

QSAR = Relaciones cuantitativas estructura-actividad

Anexo 3. Tabla 1 [21, Balk et ál., 1999]

Nótese que los valores presentados en la anterior tabla se han obtenido a partir de diferentes metodologías, lo que complica la realización de comparaciones entre los efectos de los distintos contaminantes (más adelante se incluye un resumen del método de obtención utilizado). En el momento de redactar este documento se estaban obteniendo los valores QSAR de varias sustancias químicas nuevas y existentes. En las siguientes páginas web deberían poderse consultar esos valores a medida que se disponga de ellos.

<http://ecb.jrc.it/new-chemicals/>

<http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>

Obtención de los valores de los efectos de toxicidad acuática

El siguiente subapartado contiene un resumen de las metodologías empleadas para obtener los valores de toxicidad acuática que figuran en la tabla anterior. Tanto la tabla como el texto proceden del documento «Effect factors for the aquatic environment in the framework of LCA» [21, Balk et al., 1999].

Documentos de orientación técnica (TGD)

Los TGD son documentos orientativos que sirven de apoyo a la legislación sobre evaluación de riesgos de sustancias nuevas (EC, 1993) y sustancias existentes (EC, 1994) en el contexto de la Unión Europea. El método de los TGD se ha diseñado para proteger el medio acuático y se basa tanto en la aplicación de factores de evaluación como en la utilización de un método de extrapolación estadística en caso de no disponer de datos lo suficientemente fiables. En este apartado se analizan los factores de evaluación de los TGD.

El empleo de factores de evaluación presentados en los TGD es un proceso bastante complejo. La obtención de PNEC en el marco del ACV a partir de factores de evaluación debería,, estar a cargo de un científico con experiencia en la valoración de riesgos. A continuación se presenta un resumen del método de TGD basado en la utilización de factores de evaluación. Para obtener información completa sobre el mismo se remite al lector a los TGD en cuestión (EC, 1993).

| Información disponible | Factor de evaluación |
|--|-------------------------------|
| Al menos un valor L(E)C ₅₀ a corto plazo de cada uno de los tres niveles tróficos del conjunto básico (peces, dafnia y algas) | 1.000 (a) |
| Un valor de NOEC a largo plazo («concentración sin efecto a largo plazo»; ya sea de peces o dafnia) | 100 (b) |
| Dos valores NOEC a largo plazo de especies que representen dos niveles tróficos (peces, dafnia o algas) | 50 (c) |
| Valores NOEC a largo plazo de al menos tres especies (normalmente peces, dafnia y algas) que representen tres niveles tróficos | 10 (d) |
| Datos de campo o modelos de ecosistema | Se analizan caso por caso (e) |

Notas:

- (a) Se aplicará un factor de evaluación 1.000 al valor L(E)C₅₀ más bajo del conjunto de datos (peces, algas y dafnia), independientemente de si la especie analizada es un organismo estándar.
- (b) Se aplicará un factor de evaluación 100 a las NOEC a largo plazo únicas (peces o dafnia) si la NOEC en cuestión se generó para el nivel trófico de menor L(E)C₅₀ en los ensayos a corto plazo. También se aplicará un factor de evaluación 100 a la más baja de las dos NOEC a largo plazo que abarquen los dos niveles tróficos en caso de que no se hayan generado a partir del menor valor de L(E)C₅₀ en los ensayos a corto plazo.
- (c) Se aplicará un factor de evaluación 50 a la más baja de las dos NOEC que abarquen dos niveles tróficos cuando dichas NOEC se hayan generado para abarcar el nivel que muestre el valor L(E)C₅₀ más bajo en las pruebas a corto plazo. También se aplica a la más baja de las tres NOEC que abarquen tres niveles tróficos cuando dichas NOEC no se hayan generado a partir del nivel que presente el valor L(E)C₅₀ más bajo en los ensayos a corto plazo.
- (d) Normalmente se aplicará un factor de evaluación 10 únicamente si se tienen datos de las NOEC correspondientes a la toxicidad acuática a largo plazo de al menos tres especies de los tres niveles tróficos (por ejemplo, peces, dafnia y algas o un organismo no estándar en vez de uno estándar).
- (e) El factor de extrapolación puede reducirse si se dispone de datos de campo o estudios de modelos de ecosistema de buena calidad.

Anexo 3, Tabla 2: factores de evaluación para obtener los valores PNEC según los TGD

ANEXO 4 - POTENCIALES DE ACIDIFICACIÓN

| Sustancia | Número CAS | Potencial de acidificación en kg equivalentes a SO ₂ |
|---|------------|---|
| Amoniaco | 7664-41-7 | 1,6 |
| Óxidos de nitrógeno (como NO ₂) | 10102-44-0 | 0,5 |

Anexo 4. Tabla 1
[15, Guinée, 2001].

Datos obtenidos para Suiza. [15, Guinée, 2001].

Al calcular el total del potencial de acidificación se añade SO₂ con una equivalencia de 1.

ANEXO 5 - POTENCIALES DE EUTROFIZACIÓN

Factores potenciales de eutrofización genéricos para calcular la liberación eutrófica a la atmósfera el agua y el suelo:

| Sustancia | Número CAS | Potencial de eutrofización (en kg equivalentes a kg PO ₄ ³⁻) |
|---|------------|---|
| Amoniaco | 7664-41-7 | 0,35 |
| Amonio | 14798-03-9 | 0,33 |
| Nitrato | 14797-55-8 | 0,1 |
| Ácido nítrico | 7697-07-2 | 0,1 |
| Nitrógeno | 7727-07-9 | 0,42 |
| Dióxido de nitrógeno | 10102-44-0 | 0,13 |
| Monóxido de nitrógeno | 10102-43-9 | 0,2 |
| Óxidos de nitrógeno | 10102-44-0 | 0,13 |
| Fosfato | 7664-38-2 | 1 |
| Ácido fosfórico (H ₃ PO ₄) | 7664-38-2 | 0,97 |
| Fósforo (P) | 7723-14-0 | 3,06 |
| Óxido de fósforo (V) (P ₂ O ₅) | 1314-56-3 | 1,34 |

Anexo 5. Tabla 1

[15, Guinée, 2001], basado en Heijungs et ál., 1992, con algunas modificaciones

ANEXO 6 - POTENCIALES DE REDUCCIÓN DE LA CAPA DE OZONO

Las siguientes tablas muestran los potenciales de reducción de la capa de ozono; se han obtenido del Protocolo de Montreal [31, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 1987].

Del anexo A: sustancias controladas

| Grupo | Sustancia | Potencial de reducción de la capa de ozono* |
|---|--------------|---|
| <i>Grupo I</i> | | |
| CFCl ₃ | (CFC-11) | 1,0 |
| CF ₂ Cl ₂ | (CFC-12) | 1,0 |
| C ₂ F ₃ Cl ₃ | (CFC-113) | 0,8 |
| C ₂ F ₄ Cl ₂ | (CFC-114) | 1,0 |
| C ₂ F ₅ Cl | (CFC-115) | 0,6 |
| <i>Grupo II</i> | | |
| CF ₂ BrCl | (halón 1211) | 3,0 |
| CF ₃ Br | (halón 1301) | 10,0 |
| C ₂ F ₄ Br ₂ | (halón 2402) | 6,0 |

* Estos potenciales de reducción de la capa de ozono son valores estimados a partir de los conocimientos que se tienen actualmente, por lo que se analizarán y revisarán periódicamente.

Anexo 6. Tabla 1.

Del anexo B: sustancias controladas

| Grupo | Sustancia | Potencial de reducción de la capa de ozono |
|---|---|--|
| <i>Grupo I</i> | | |
| CF ₃ Cl | (CFC-13) | 1,0 |
| C ₂ FCl ₅ | (CFC-111) | 1,0 |
| C ₂ F ₂ Cl ₄ | (CFC-112) | 1,0 |
| C ₃ FCl ₇ | (CFC-211) | 1,0 |
| C ₃ F ₂ Cl ₆ | (CFC-212) | 1,0 |
| C ₃ F ₃ Cl ₅ | (CFC-213) | 1,0 |
| C ₃ F ₄ Cl ₄ | (CFC-214) | 1,0 |
| C ₃ F ₅ Cl ₃ | (CFC-215) | 1,0 |
| C ₃ F ₆ Cl ₂ | (CFC-216) | 1,0 |
| C ₃ F ₇ Cl | (CFC-217) | 1,0 |
| <i>Grupo II</i> | | |
| CCl ₄ | Tetracloruro de carbono | 1,1 |
| <i>Grupo III</i> | | |
| C ₂ H ₃ Cl ₃ * | 1,1,1-Tricloroetano* (metilcloroformo) | 0,1 |

* Esta fórmula no hace referencia a 1,1,2-Tricloroetano.

Anexo 6. Tabla 2.

Del anexo C: sustancias controladas

| Grupo | Sustancia | Número de isómeros | Potencial de reducción de la capa de ozono* |
|--|----------------|--------------------|---|
| <i>Grupo I</i> | | | |
| CHFCl ₂ | (HCFC-21)** | 1 | 0,04 |
| CHF ₂ Cl | (HCFC-22)** | 1 | 0,055 |
| CH ₂ FCl | (HCFC-31) | 1 | 0,02 |
| C ₂ HFCl ₄ | (HCFC-121) | 2 | 0,01 - 0,04 |
| C ₂ HF ₂ Cl ₃ | (HCFC-122) | 3 | 0,02 - 0,08 |
| C ₂ HF ₃ Cl ₂ | (HCFC-123) | 3 | 0,02 - 0,06 |
| CHCl ₂ CF ₃ | (HCFC-123)** | - | 0,02 |
| C ₂ HF ₄ Cl | (HCFC-124) | 2 | 0,02 - 0,04 |
| CHFClCF ₃ | (HCFC-124)** | - | 0,022 |
| C ₂ H ₂ FCl ₃ | (HCFC-131) | 3 | 0,007 - 0,05 |
| C ₂ H ₂ F ₂ Cl ₂ | (HCFC-132) | 4 | 0,008 - 0,05 |
| C ₂ H ₂ F ₃ Cl | (HCFC-133) | 3 | 0,02 - 0,06 |
| C ₂ H ₃ FCl ₂ | (HCFC-141) | 3 | 0,005 - 0,07 |
| CH ₃ CFCl ₂ | (HCFC-141b)** | - | 0,11 |
| C ₂ H ₃ F ₂ Cl | (HCFC-142) | 3 | 0,008 - 0,07 |
| CH ₃ CF ₂ Cl | (HCFC-142b)** | - | 0,065 |
| C ₂ H ₄ FCl | (HCFC-151) | 2 | 0,003 - 0,005 |
| C ₃ HFCl ₆ | (HCFC-221) | 5 | 0,015 - 0,07 |
| C ₃ HF ₂ Cl ₅ | (HCFC-222) | 9 | 0,01 - 0,09 |
| C ₃ HF ₃ Cl ₄ | (HCFC-223) | 12 | 0,01 - 0,08 |
| C ₃ HF ₄ Cl ₃ | (HCFC-224) | 12 | 0,01 - 0,09 |
| C ₃ HF ₅ Cl ₂ | (HCFC-225) | 9 | 0,02 - 0,07 |
| CF ₃ CF ₂ CHCl ₂ | (HCFC-225ca)** | - | 0,025 |
| CF ₂ ClCF ₂ CHClF | (HCFC-225cb)** | - | 0,033 |
| C ₃ HF ₆ Cl | (HCFC-226) | 5 | 0,02 - 0,10 |
| C ₃ H ₂ FCl ₅ | (HCFC-231) | 9 | 0,05 - 0,09 |
| C ₃ H ₂ F ₂ Cl ₄ | (HCFC-232) | 16 | 0,008 - 0,10 |
| C ₃ H ₂ F ₃ Cl ₃ | (HCFC-233) | 18 | 0,007 - 0,23 |
| C ₃ H ₂ F ₄ Cl ₂ | (HCFC-234) | 16 | 0,01 - 0,28 |
| C ₃ H ₂ F ₅ Cl | (HCFC-235) | 9 | 0,03 - 0,52 |
| C ₃ H ₃ FCl ₄ | (HCFC-241) | 12 | 0,004 - 0,09 |
| C ₃ H ₃ F ₂ Cl ₃ | (HCFC-242) | 18 | 0,005 - 0,13 |
| C ₃ H ₃ F ₃ Cl ₂ | (HCFC-243) | 18 | 0,007 - 0,12 |
| C ₃ H ₃ F ₄ Cl | (HCFC-244) | 12 | 0,009 - 0,14 |
| C ₃ H ₄ FCl ₃ | (HCFC-251) | 12 | 0,001 - 0,01 |
| C ₃ H ₄ F ₂ Cl ₂ | (HCFC-252) | 16 | 0,005 - 0,04 |
| C ₃ H ₄ F ₃ Cl | (HCFC-253) | 12 | 0,003 - 0,03 |
| C ₃ H ₅ FCl ₂ | (HCFC-261) | 9 | 0,002 - 0,02 |
| C ₃ H ₅ F ₂ Cl | (HCFC-262) | 9 | 0,002 - 0,02 |
| C ₃ H ₆ FCl | (HCFC-271) | 5 | 0,001 - 0,03 |
| <i>Grupo II</i> | | | |
| CHFBr ₂ | | 1 | 1,00 |
| CHF ₂ Br | (HBFC-22B1) | 1 | 0,74 |
| CH ₂ FBr | | 1 | 0,73 |
| C ₂ HFBr ₄ | | 2 | 0,3 - 0,8 |
| C ₂ HF ₂ Br ₃ | | 3 | 0,5 - 1,8 |
| C ₂ HF ₃ Br ₂ | | 3 | 0,4 - 1,6 |
| C ₂ HF ₄ Br | | 2 | 0,7 - 1,2 |
| C ₂ H ₂ FBr ₃ | | 3 | 0,1 - 1,1 |
| C ₂ H ₂ F ₂ Br ₂ | | 4 | 0,2 - 1,5 |
| C ₂ H ₂ F ₃ Br | | 3 | 0,7 - 1,6 |
| C ₂ H ₃ FBr ₂ | | 3 | 0,1 - 1,7 |
| C ₂ H ₃ F ₂ Br | | 3 | 0,2 - 1,1 |
| C ₂ H ₄ FBr | | 2 | 0,07 - 0,1 |

| Grupo | Sustancia | Número de isómeros | Potencial de reducción de la capa de ozono* |
|--|---------------------|--------------------|---|
| C_3HFBr_6 | | 5 | 0,3 - 1,5 |
| $C_3HF_2Br_5$ | | 9 | 0,2 - 1,9 |
| $C_3HF_3Br_4$ | | 12 | 0,3 - 1,8 |
| $C_3HF_4Br_3$ | | 12 | 0,5 - 2,2 |
| $C_3HF_5Br_2$ | | 9 | 0,9 - 2,0 |
| C_3HF_6Br | | 5 | 0,7 - 3,3 |
| $C_3H_2FBr_5$ | | 9 | 0,1 - 1,9 |
| $C_3H_2F_2Br_4$ | | 16 | 0,2 - 2,1 |
| $C_3H_2F_3Br_3$ | | 18 | 0,2 - 5,6 |
| $C_3H_2F_4Br_2$ | | 16 | 0,3 - 7,5 |
| $C_3H_2F_5Br$ | | 8 | 0,9 - 1,4 |
| $C_3H_3FBr_4$ | | 12 | 0,08 - 1,9 |
| $C_3H_3F_2Br_3$ | | 18 | 0,1 - 3,1 |
| $C_3H_3F_3Br_2$ | | 18 | 0,1 - 2,5 |
| $C_3H_3F_4Br$ | | 12 | 0,3 - 4,4 |
| $C_3H_4FBr_3$ | | 12 | 0,03 - 0,3 |
| $C_3H_4F_2Br_2$ | | 16 | 0,1 - 1,0 |
| $C_3H_4F_3Br$ | | 12 | 0,07 - 0,8 |
| $C_3H_5FBr_2$ | | 9 | 0,04 - 0,4 |
| $C_3H_5F_2Br$ | | 9 | 0,07 - 0,8 |
| C_3H_6FBr | | 5 | 0,02 - 0,7 |
| <i>Grupo III</i> | | | |
| CH_2BrCl | Bromoclorometano*** | 1 | 0,12 |
| * Si se indica un rango de potenciales de reducción de la capa de ozono (PRCO), deberá utilizarse para los objetivos del protocolo el valor más alto. Los PRCO que se muestran como un único valor se han establecido a partir de cálculos basados en mediciones de laboratorio. Los que aparecen en forma de rango se basan en estimaciones y son menos exactos. El rango pertenece a un grupo de isómeros; el valor superior es el PRCO estimado del isómero con el valor PRCO más alto, mientras que el inferior es una estimación del PRCO del isómero con menor PRCO. | | | |
| ** Señala las sustancias más viables comercialmente con los valores de PRCO de referencia correspondientes para los objetivos del protocolo. | | | |
| *** Obtenidos de las enmiendas de Pekín al Protocolo. | | | |

Anexo 6. Tabla 3.

Del anexo E: sustancia controlada

| Grupo | Sustancia | Potencial de reducción de la capa de ozono |
|----------------|--------------|--|
| <i>Grupo I</i> | | |
| CH_3Br | Metilbromuro | 0,6 |

Anexo 6. Tabla 4

(Para todas las tablas sobre reducción de la capa de ozono): [31, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 1987]

<http://www.unep.org/ozone/pdf/Montreal-Protocol2000.pdf><http://www.unep.org/ozone/Beijing-Amendment.shtml>http://www.unep.org/ozone/mont_t.shtml#annex_a

ANEXO 7 - POTENCIALES DE CREACIÓN DE OZONO FOTOQUÍMICO

| Hidrocarburos | | Potencial de creación de ozono fotoquímico |
|-------------------|--|--|
| Alcanos | | |
| Metano | | 0,006 |
| Etano | | 0,123 |
| Propano | | 0,176 |
| n-butano | | 0,352 |
| i-butano | | 0,307 |
| n-pentano | | 0,395 |
| i-pentano | | 0,405 |
| Neopentano | | 0,173 |
| n-hexano | | 0,482 |
| 2-metilpentano | | 0,42 |
| 3-metilpentano | | 0,479 |
| 2,2-dimetilbutano | | 0,241 |
| 2,3-dimetilbutano | | 0,541 |
| n-heptano | | 0,494 |
| 2-metilhexano | | 0,411 |
| 3-metilhexano | | 0,364 |
| n-octano | | 0,453 |
| n-nonano | | 0,414 |
| 2-metiloctano* | | 0,7061 |
| n-decano | | 0,384 |
| 2-metilnonano* | | 0,6571 |
| n-undecano | | 0,384 |
| n-dodecano | | 0,357 |
| Ciclohexano | | 0,29 |
| Ciclohexanona | | 0,299 |
| Ciclohexanol** | | 0,5182 |
| Alquenos | | |
| Etileno | | 1 |
| Propileno | | 1,123 |
| 1-buteno | | 1,079 |
| cis-2-buteno | | 1,146 |
| trans-2-buteno | | 1,132 |
| metilpropeno | | 0,627 |
| cis-2-penteno | | 1,121 |
| trans-2-penteno | | 1,117 |
| 1-penteno | | 0,977 |
| 2-metil-1-buteno | | 0,771 |
| 3-metil-1-buteno | | 0,671 |
| 2-metil-2-buteno | | 0,842 |
| 1-hexeno | | 0,874 |
| cis-2-hexeno | | 1,069 |
| trans-2-hexeno | | 1,073 |
| Estireno | | 0,142 |
| 1, 3-butadieno | | 0,851 |
| Isopreno | | 1,092 |
| Alquinos | | |
| Acetileno | | 0,085 |
| Aromáticos | | |
| Benceno | | 0,218 |
| Tolueno | | 0,637 |

| Hidrocarburos | | Potencial de creación de ozono fotoquímico |
|---------------------------------|--|--|
| o-xileno | | 1,053 |
| m-xileno | | 1,108 |
| p-xileno | | 1,01 |
| Etilbenceno | | 0,73 |
| n-propilbenceno | | 0,636 |
| i- propilbenceno | | 0,5 |
| 1,2,3-trimetilbenceno | | 1,267 |
| 1,2,4-trimetilbenceno | | 1,278 |
| 1,3,5-trimetilbenceno | | 1,381 |
| o-etiltolueno | | 0,898 |
| m-etiltolueno | | 1,019 |
| p-etiltolueno | | 0,906 |
| 3,5-dimetiletilbenceno | | 1,32 |
| 3,5-dietiltolueno | | 1,295 |
| Aldehídos | | |
| Formaldehído | | 0,519 |
| Acetaldehído | | 0,641 |
| Propionaldehído | | 0,798 |
| Butiraldehído | | 0,795 |
| i-butiraldehído | | 0,514 |
| Pentanaldehído | | 0,765 |
| Benzaldehído | | -0,092 |
| Cetonas | | |
| Acetona | | 0,094 |
| Metiletilcetona | | 0,373 |
| Metil-i-butilcetona | | 0,49 |
| Metilpropilcetona | | 0,548 |
| Dietilcetona | | 0,414 |
| Metil-i-propilcetona | | 0,364 |
| 2-Hexanona | | 0,572 |
| 3-Hexanona | | 0,599 |
| Metil-t-butilcetona | | 0,323 |
| Alcoholes | | |
| Metanol** | | 0,1402 |
| Etanol** | | 0,3992 |
| 1-propanol** | | 0,5612 |
| 2-propanol** | | 0,1882 |
| 1-butanol** | | 0,6202 |
| 2-butanol** | | 0,4472 |
| 2-metil-1-propanol** | | 0,3602 |
| 2-metil-2-propanol** | | 0,1062 |
| 3-pentanol** | | 0,5952 |
| 2-metil-1-butanol** | | 0,4892 |
| 3-metil-1-butanol** | | 0,4332 |
| 2-metil-2-butanol** | | 0,2282 |
| 3-metil-2-butanol** | | 0,4062 |
| Diacetona-alcohol | | 0,262 |
| 4-hidroxi-4-metil-2-pantanona** | | 0,3072 |
| Dioles | | |
| 1,2-Etanodiol** | | 0,3732 |
| 1,2-Propanodiol** | | 0,4572 |
| Éteres | | |
| Dimetil éter** | | 0,1892 |

| Hidrocarburos | | Potencial de creación de ozono fotoquímico |
|------------------------------------|--|--|
| Dietil éter** | | 0,4452 |
| Metil-t-butil-éter** | | 0,1752 |
| Di-i-propil éter** | | 0,3982 |
| Etil-t-butil éter** | | 0,2422 |
| Éteres glicólicos | | |
| 2-metoxi etanol** | | 0,3072 |
| 2-etoxi etanol** | | 0,3862 |
| 1-metoxi-2-propanol** | | 0,3552 |
| 2-butoxi etanol** | | 0,4832 |
| 1-butoxi-2-propanol** | | 0,4632 |
| Ésteres | | |
| Metilformato** | | 0,0272 |
| Metilacetato** | | 0,0592 |
| Etilacetato** | | 0,2092 |
| n-propilacetato** | | 0,2822 |
| i-propilacetato** | | 0,2112 |
| n-butilacetato** | | 0,2692 |
| s-butilacetato** | | 0,2752 |
| t-butilacetato** | | 0,0532 |
| Ácidos orgánicos | | |
| Ácidos fórmicos | | 0,032 |
| Ácido acético | | 0,097 |
| Ácido propiónico | | 0,15 |
| Nuevos complejos oxigenados | | |
| Dimetoximetano** | | 0,1642 |
| Dimetil carbonato* | | 0,0252 |
| Halocarbonos | | |
| Clorometano | | 0,005 |
| Cloruro de metileno | | 0,068 |
| Cloroformo | | 0,017 |
| Metilcloroformo | | 0,009 |
| Tetracloroetileno | | 0,029 |
| Tricloroetileno | | 0,325 |
| Cloruro de vinilo* | | 0,2721 |
| 1,1-dicloroetano* | | 0,2321 |
| Cis-dicloroetileno | | 0,447 |
| Trans-dicloroetileno | | 0,392 |
| Otros contaminantes | | |
| Óxido nítrico | | *** de -0,46 a 4,09 |
| Dióxido de nitrógeno | | *** de -0,06 a 3,8 |
| Dióxido de azufre | | 0,048 |
| Monóxido de carbono | | 0,027 |

* Derwent et ál. (ref. 27), a partir de H1.

** Jenkin y Hayman (ref. 28), a partir de H1.

*** Los rangos reflejan la importancia, y también la variabilidad, de estos grupos de sustancias en la formación del ozono.

Anexo 7. Tabla 1.

[18, Agencias de Medio Ambiente del RU, 2002]

ANEXO 8 - MIX ENERGÉTICO EUROPEO

Electricidad

Para generar 1 GJ de electricidad, los promedios de uso de combustible y del nivel de emisiones liberadas del total de Europa son los siguientes:

| Electricidad | GJ | 1 |
|------------------|----------------|------|
| Energía primaria | GJ | 2,57 |
| Petróleo | kg | 9,01 |
| Gas | m ³ | 6,92 |
| Carbón | kg | 15,7 |
| Lignito | kg | 34,6 |
| SO ₂ | kg | 0,10 |
| CO ₂ | kg | 117 |
| NO ₂ | kg | 0,16 |

| Mix europeo | |
|-------------|-------|
| Petróleo | 9,6% |
| Gas | 9,5% |
| Antracita | 18,3% |
| Lignito | 10,5% |
| Nuclear | 36,0% |

| Cálculo | del | Fueloil | Electricidad (quema de petróleo) | Gas natural | Electricidad (a partir del gas) | Antracita | Electricidad (a partir de carbon) | Lignito | Electricidad (a partir de lignito) | Energía nuclear |
|---------------------|----------------|----------|--|----------------|---------------------------------------|-----------|---|----------|---|--------------------|
| Actual | GJ | | 1,00E+00 | | 1,00E+00 | | 1,00E+00 | | 1,00E+00 | 1,00E+00 |
| Energía primaria | GJ | 3,69E+00 | | 2,90E+00 | | 2,38E+00 | | 2,82E+00 | | 3,35E+00 |
| Petróleo | kg | 9,22E+01 | 7,88E+01 | | | | | | | 4,19E-01 |
| Gas | m ³ | | | 7,14E+01 | 5,33E+01 | | | | | 3,74E-01 |
| Carbón | kg | | | | | 8,48E+01 | 8,19E+01 | | | 3,03E+00 |
| Lignito | kg | | | | | | | 3,19E+02 | 3,12E+02 | |
| SO ₂ | kg | 6,44E-02 | 2,43E-01 | 3,24E-03 | 2,88E-03 | 5,05E-02 | 1,48E-01 | 3,73E-03 | 2,22E-01 | 3,22E-02 |
| CO ₂ | kg | 1,26E+01 | 2,47E+02 | 1,46E+01 | 1,32E+02 | 1,06E+01 | 2,17E+02 | 7,84E+00 | 3,16E+02 | 6,27E+00 |
| NO ₂ | kg | 3,46E-02 | 3,68E-01 | 7,79E-02 | 1,51E-01 | 4,11E-02 | 1,10E-01 | 6,30E-03 | 6,14E-01 | 1,43E-02 |

Anexo 8. Tabla 1.
[33, Fehrenbach H, 2002].

Los anteriores factores medios de emisión correspondientes a la electricidad se han obtenido a partir de la base de datos ECOINVENT 1994.

Vapor

Para generar vapor con una energía de 1 GJ, los promedios de uso de combustible y del nivel de emisiones liberadas para toda Europa son los siguientes:

| Vapor | GJ | 1 | Mix europeo (estimación) |
|------------------|----------------|-------|-----------------------------|
| Energía primaria | GJ | 1,32 | |
| Petróleo | kg | 12,96 | |
| Gas | m ³ | 10,46 | |
| Carbón | kg | 14,22 | |
| SO ₂ | kg | 0,54 | |
| CO ₂ | kg | 97,20 | |
| NO ₂ | kg | 0,18 | |
| | | | |

| | | Fueloil | Calor (quema de petróleo) | Gas natural | Calor (a partir de gas) | Antracita | Calor (a partir de carbón) |
|------------------|----------------|----------|---------------------------|-------------|-------------------------|-----------|----------------------------|
| Calor | GJ | | 1,00E+00 | | 1,00E+00 | | 1,00E+00 |
| Energía primaria | GJ | 1,29E+00 | | 1,41E+00 | | 1,28E+00 | |
| Petróleo | kg | 3,24E+01 | 2,75E+01 | | | | |
| Gas | m ³ | | | 3,49E+01 | 2,81E+01 | | |
| Carbón | kg | | | | | 4,74E+01 | 4,14E+01 |
| SO ₂ | kg | 4,01E-02 | 9,95E-01 | 1,61E-02 | 5,75E-04 | 4,76E-02 | 3,70E-01 |
| CO ₂ | kg | 6,51E+00 | 9,22E+01 | 7,16E+00 | 6,48E+01 | 5,82E+00 | 1,15E+02 |
| NO ₂ | kg | 1,77E-02 | 1,78E-01 | 3,47E-02 | 4,47E-02 | 3,77E-02 | 2,17E-01 |
| ECOINVENT | | Fueloil | Calor (quema de petróleo) | Gas natural | Calor (a partir de gas) | Antracita | Calor (a partir de carbón) |
| Calor | GJ | | 1,00E+00 | | 1,00E+00 | | 1,00E+00 |
| Energía primaria | GJ | 1,22E+00 | | 1,43E+00 | | 1,36E+00 | |
| Petróleo | kg | 3,06E+01 | 2,60E+01 | | | | |
| Gas | m ³ | | | 3,53E+01 | 3,00E+01 | | |
| Carbón | kg | | | | | 5,21E+01 | 4,17E+01 |
| SO ₂ | kg | 1,59E-02 | 1,41E+00 | 3,06E-02 | 6,47E-04 | 6,98E-02 | 6,29E-01 |
| CO ₂ | kg | 4,24E-01 | 9,16E+01 | 7,29E+00 | 6,47E+01 | 6,36E+00 | 1,16E+02 |
| NO ₂ | kg | 8,24E-04 | 1,88E-01 | 3,18E-02 | 2,35E-02 | 5,50E-02 | 2,50E-01 |
| GEMIS | | Fueloil | Calor (quema de petróleo) | Gas natural | Calor (a partir de gas) | Antracita | Calor (a partir de carbón) |
| Calor | GJ | | 1,00E+00 | | 1,00E+00 | | 1,00E+00 |
| Energía primaria | GJ | 1,35E+00 | | 1,39E+00 | | 1,20E+00 | |
| Petróleo | kg | 3,42E+01 | 2,89E+01 | | | | |
| Gas | m ³ | | | 3,44E+01 | 2,63E+01 | | |
| Carbón | kg | | | | | 4,27E+01 | 4,12E+01 |
| SO ₂ | kg | 6,44E-02 | 5,78E-01 | 1,52E-03 | 5,03E-04 | 2,54E-02 | 1,11E-01 |
| CO ₂ | kg | 1,26E+01 | 9,27E+01 | 7,02E+00 | 6,49E+01 | 5,28E+00 | 1,13E+02 |
| NO ₂ | kg | 3,46E-02 | 1,69E-01 | 3,76E-02 | 6,59E-02 | 2,05E-02 | 1,83E-01 |

Anexo 8. Tabla 2.

Fuente: [33, Fehrenbach H, 2002]

Los anteriores factores medios de emisión correspondientes a la generación de vapor son medias obtenidas de las bases de datos ECOINVENT y GEMIS.

ANEXO 9 - DIRECTIVA DEL CONSEJO (85/337/CEE)

DIRECTIVA DEL CONSEJO (85/337/CEE)
relativa a la evaluación de las repercusiones de determinados proyectos públicos y privados
sobre el medio ambiente

ANEXO III INFORMACIONES MENCIONADAS EN EL APARTADO 1 DEL ARTÍCULO 5

1. Descripción del proyecto, incluidas en particular:
 - una descripción de las características físicas del conjunto del proyecto y de las exigencias en materia de utilización del suelo durante las fases de construcción y funcionamiento,
 - una descripción de las principales características de los procedimientos de fabricación, con indicaciones, por ejemplo, sobre la naturaleza y cantidad de materiales utilizados,
 - una estimación de los tipos y cantidades de residuos y emisiones previstos (contaminación del agua, del aire y del suelo, ruido, vibración, luz, calor, radiación, etc.) que se derivan del funcionamiento del proyecto previsto.
2. Eventualmente, un resumen de las principales alternativas examinadas por el maestro de obras y una indicación de las principales razones de una elección, teniendo en cuenta el impacto ambiental.
3. Una descripción de los elementos del medio ambiente que puedan verse afectados de forma considerable por el proyecto propuesto, en particular, la población, la fauna, la flora, el suelo, el agua, el aire, los factores climáticos, los bienes materiales, incluidos el patrimonio arquitectural y arqueológico, el paisaje así como la interacción entre los factores mencionados.
4. Una descripción (esta descripción debería incluir los efectos directos y, eventualmente, los efectos indirectos secundarios, acumulativos, a corto, medio y largo plazo, permanentes o temporales, positivos y negativos del proyecto) de los efectos importantes del proyecto propuesto sobre el medio ambiente, debido a:
 - la existencia del proyecto
 - la utilización de los recursos naturales
 - la emisión de contaminantes, la creación de sustancias nocivas o el tratamiento de residuos y la mención por parte del maestro de obras de los métodos de previsiones utilizadas para evaluar los efectos sobre el medio ambiente.
5. Una descripción de las medidas previstas para evitar, reducir y, si fuere posible, compensar los efectos negativos importantes del proyecto sobre el medio ambiente.
6. Un resumen no técnico de las informaciones transmitidas, basado en las rúbricas mencionadas.
7. Un resumen de las eventuales dificultades (lagunas técnicas o falta de conocimientos) encontrados por el maestro de obras a la hora de recoger las informaciones requeridas.

ANEXO 10 - ÍNDICES DE PRECIOS EUROPEOS

La fuente de información más exhaustiva sobre índices de precios de la UE es el indicador «Data for short-term economic analysis» elaborado por Eurostat y publicado mensualmente. Los datos de los informes se obtienen a partir de la base de datos propia, New Cronos. Los índices disponibles son los siguientes:

1) Índice de precios de productos industriales:

- a) total del sector (nominal)
- b) fabricación (por sectores; nominal)
- c) bienes de capital (nominal)
- d) construcción (nominal)
- e) salario por horas de un sector (nominal y real)

2) Índice de precios de producción de productos agrícolas

3) Índice de precios de compra de productos agrícolas

4) Deflactor implícito del PIB (en EUR y divisas nacionales)

5) Cambios en el implícito del PIB (en EUR y divisas nacionales)

6) Índice de precios al consumo:

- a) IPC en euros en los países de la UE (por bien/servicio)
- b) IPC anual en euros
- c) Tasa de crecimiento anual del IPC en euros

7) Tipos de cambio:

- a) Tipo de cambio medio anual del euro
- b) Tipo de cambio a final de año del euro
- c) Tipo de cambio mensual medio del euro
- d) Índice de tipos de cambios del euro

Para solicitar información sobre la adquisición de datos hay que dirigirse a:

Eurostat Data Shop
4 rue Alphonse Weicker
L-2014 Luxemburgo
Tel: +352 4335 2251
Fax: +352 4335 22221

Página web de Eurostat en la red: <http://europa.eu.int/comm/eurostat/>.

ANEXO 11 - RATIOS FINANCIEROS

Los siguientes ratios financieros pueden resultar de utilidad para medir la capacidad de recuperación de un sector [43, Vercaemst, 2003] (véase apartado 5.4.1).

Liquidez

La liquidez se define como la capacidad de un titular de hacer frente a sus responsabilidades financieras inmediatas y puede medirse a partir de los ratios actuales o el ratio rápido.

$$\text{Ratio actual} = \frac{\text{activos actuales}}{\text{responsabilidades actuales}}$$

Activos actuales: aquellos activos que pueden convertirse rápidamente en líquidos (por ejemplo, bonos, fondos, importes por percibir); algunos elementos, como por ejemplo el equipamiento, no pueden liquidarse tan fácilmente y se consideran activos a largo plazo.

Responsabilidades financieras actuales: aquellas a cuyo pago hay que hacer frente antes de que transcurran 12 meses (por ejemplo, los importes por pagar a los proveedores, los salarios, los impuestos, etc.).

$$\text{Ratio rápido} = \frac{\text{activos actuales (excepto existencias)}}{\text{responsabilidades actuales}}$$

El «ratio actual» y el «ratio rápido» son parecidos, pero el ratio rápido excluye las existencias porque a veces son difíciles de liquidar (el efectivo, las reservas, los importes por cobrar y los bonos son más fáciles de convertir en líquidos).

Solvencia

Es la capacidad de un titular de hacer frente a sus obligaciones financieras a largo plazo.

$$\text{Solvencia} = \frac{\text{Capital propio}}{\text{responsabilidades totales}}$$

Capital propio: valor total de los activos de una empresa (es decir, el capital que se obtendría al venderlo todo).

Responsabilidades totales: deudas y obligaciones financieras pendientes de una empresa.

Cuanto mayor sea la solvencia, menor será el riesgo percibido por los inversores y más saludable parecerá el estado de una empresa.

$$\text{Cobertura de los intereses} = \frac{\text{beneficio de explotación}}{\text{coste financiero}}$$

Beneficio de explotación: mide la capacidad de generar ingresos de una empresa a partir de las operaciones en curso. Se trata de los ingresos de la empresa antes de deducir el pago de intereses e impuestos.

Costes financieros: salida de fondos con el objetivo de cubrir el pago de préstamos e intereses (coste del endeudamiento).

La cobertura de intereses es otra forma útil de medir la solvencia. Cuanto más alta sea, más saludable parecerá una empresa, y las empresas saludables lo tienen más fácil a la hora de financiar las inversiones ambientales.

Rentabilidad

Si los márgenes de beneficios son altos, puede considerarse que el sector tiene capacidad de recuperación, ya que las empresas estarán en mejor posición para hacer frente a los costes de implantación de las MTD.

$$\text{Margen de beneficio bruto} = \frac{\text{beneficio bruto} \times 100}{\text{ventas}}$$

Beneficio bruto: a veces llamado también «renta bruta»; consiste en el valor neto de las ventas antes de impuestos menos el coste de los bienes y servicios comercializados.

Ventas: ingresos obtenidos en concepto de venta.

El margen de beneficio bruto mide la proporción de beneficio lograda en el proceso de fabricación. Es indicativo de hasta dónde sería posible aumentar las ventas de un producto en comparación con los costes que representa. Puede resultar útil para establecer las tendencias dentro de un sector (si estos márgenes bajan, es posible que el sector esté sometido a presión).

$$\text{Margen de beneficio neto} = \frac{\text{beneficio neto antes de intereses e impuestos} \times 100}{\text{ventas}}$$

Beneficio neto antes de intereses e impuestos: se compone de los ingresos (ventas brutas) menos la depreciación y otros gastos atribuibles al funcionamiento del negocio (por ejemplo, costes de explotación, calefacción, iluminación, teléfonos, seguros, etc.).

Este ratio se considera a menudo el índice más apropiado para medir el rendimiento operativo al hacer comparaciones, ya que no se ve afectado por el modo concreto elegido por una empresa para financiarse.

$$\text{Rendimiento de capital empleado} = \frac{\text{beneficio neto antes de intereses e impuestos} \times 100}{\text{precio de las acciones} + \text{reservas} + \text{préstamos a largo plazo}}$$

El rendimiento del capital expresa la relación existente entre los beneficios netos generados por la empresa y el capital invertido a largo plazo en ella. Mide la eficacia con la que se ha hecho uso de los fondos y, si esta proporción es más alta que el coste del capital, indicará que el negocio es viable a largo plazo.

$$\text{Rendimiento de activos (ROA)} = \frac{\text{beneficio neto antes de intereses e impuestos} \times 100}{\text{activos totales}}$$

Este índice muestra cuántos ingresos ha sido capaz de generar la empresa a partir de sus activos.

ANEXO 12 - COSTES EXTERNOS DE ALGUNOS CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS

Los siguientes resultados se han obtenido del análisis de costes y beneficios sobre cuestiones relativas a la calidad del aire que realiza en particular el programa Aire limpio para Europa (CAFE, ACB). Véase <http://europa.eu.int/comm/environment/air/cafe/activities/cba.htm>. Los datos se someterán a futuras revisiones y actualizaciones.

El informe del que proceden los datos reconoce que al interpretar los datos es esencial recordar que se han excluido de la contabilización varios efectos, entre ellos el impacto sobre los ecosistemas y el patrimonio cultural. El conjunto de incertidumbres, entre ellas también las suposiciones de partida de los modelos o incertidumbres de tipo estadístico, puede provocar que los resultados se disparen hacia arriba o hacia abajo.

Términos utilizados en las siguientes tablas; véase el informe completo para obtener más detalles.

- VAV y VEV: Evaluación de la mortalidad a partir de los enfoques de valor estadístico de vida (VEV) y valor de un año de vida (VAV)
- SDM 0 Suma de medias (0 ppbv)
- SDM 35 Suma de medias (35 ppbv)

Amoniaco – valores en euros/t

| Mortalidad PM Mortalidad O ₃ ¿Núcleo salud? ¿Sensibilidad salud? Cultivos Medición O ₃ /salud | VAV - mediana VAV - mediana Sí No Sí SDM 35 | VEV - mediana VAV - mediana Sí No Sí SDM 35 | VAV - media VAV - media Sí Sí Sí SDM 0 | VEV - media VAV - media Sí Sí Sí SDM 0 |
|--|--|--|---|---|
| Austria | 12.000 | 19.000 | 24.000 | 35.000 |
| Alemania | 18.000 | 27.000 | 35.000 | 51.000 |
| Bélgica | 30.000 | 47.000 | 60.000 | 87.000 |
| Chipre | - | - | - | - |
| Dinamarca | 7.900 | 12.000 | 16.000 | 23.000 |
| Eslovaquia | 14.000 | 22.000 | 28.000 | 41.000 |
| Eslovenia | 13.000 | 20.000 | 25.000 | 37.000 |
| España | 4.300 | 6.700 | 8.600 | 13.000 |
| Estonia | 2.800 | 4.300 | 5.600 | 8.100 |
| Finlandia | 2.200 | 3.400 | 4.300 | 6.300 |
| Francia | 12.000 | 18.000 | 23.000 | 34.000 |
| Grecia | 3.200 | 4.900 | 6.300 | 9.100 |
| Hungría | 11.000 | 17.000 | 22.000 | 32.000 |
| Irlanda | 2.600 | 4.000 | 5.100 | 7.400 |
| Italia | 11.000 | 17.000 | 22.000 | 32.000 |
| Letonia | 3.100 | 4.700 | 6.000 | 8.800 |
| Lituania | 1.700 | 2.700 | 3.400 | 5.000 |
| Luxemburgo | 25.000 | 39.000 | 50.000 | 72.000 |
| Malta | 8.200 | 13.000 | 16.000 | 24.000 |
| Países Bajos | 22.000 | 34.000 | 44.000 | 64.000 |
| Polonia | 10.000 | 15.000 | 20.000 | 29.000 |
| Portugal | 3.700 | 5.800 | 7.400 | 11.000 |
| Reino Unido | 17.000 | 27.000 | 34.000 | 50.000 |
| República Checa | 20.000 | 31.000 | 39.000 | 57.000 |
| Suecia | 5.900 | 9.000 | 12.000 | 17.000 |

Anexo 12, Tabla 1: Daños marginales del NH₃ en euros por tonelada de emisiones a partir de tres conjuntos de análisis de sensibilidad estimados para 2010.

NO_X – valores en euros/t

| Mortalidad PM Mortalidad O ₃ ¿Núcleo salud? ¿Sensibilidad salud? Cultivos Medición O ₃ /salud | VAV - mediana VAV - mediana Sí No Sí SDM 35 | VEV - mediana VAV - mediana Sí No Sí SDM 35 | VAV - media VAV - media Sí Sí Sí SDM 0 | VEV – media VAV – media Sí Sí Sí SDM 0 |
|--|--|--|---|---|
| Austria | 8.700 | 13.100 | 16.000 | 24.000 |
| Alemania | 9.600 | 15.000 | 18.000 | 26.000 |
| Bélgica | 5.200 | 8.200 | 9.100 | 14.000 |
| Chipre | - | - | - | - |
| Dinamarca | 4.400 | 6.700 | 8.300 | 12.100 |
| Eslovaquia | 5.200 | 7.800 | 9.700 | 14.000 |
| Eslovenia | 6.700 | 10.000 | 13.000 | 18.000 |
| España | 2.600 | 3.800 | 5.200 | 7.200 |
| Estonia | 810 | 1.100 | 1.600 | 2.200 |
| Finlandia | 750 | 1.100 | 1.500 | 2.000 |
| Francia | 7.700 | 12.000 | 14.000 | 21.000 |
| Grecia | 840 | 1.100 | 1.400 | 1.900 |
| Hungría | 5.400 | 8.100 | 10.000 | 15.000 |
| Irlanda | 3.800 | 5.600 | 7.500 | 11.000 |
| Italia | 5.700 | 8.600 | 11.000 | 16.000 |
| Letonia | 1.400 | 1.900 | 2.700 | 3.700 |
| Lituania | 1.800 | 2.700 | 3.700 | 5.000 |
| Luxemburgo | 8.700 | 13.000 | 16.000 | 24.000 |
| Malta | 670 | 930 | 1.300 | 1.700 |
| Países Bajos | 6.600 | 10.000 | 12.000 | 18.000 |
| Polonia | 3.900 | 5.800 | 7.100 | 10.000 |
| Portugal | 1.300 | 1.900 | 2.200 | 3.200 |
| Reino Unido | 3.900 | 6.000 | 6.700 | 10.000 |
| República Checa | 7.300 | 11.000 | 13.700 | 20.000 |
| Suecia | 2.200 | 3.200 | 4.100 | 5.900 |
| Mar Báltico | 2.600 | 4.000 | 4.900 | 7.200 |
| Mar Mediterráneo | 530 | 760 | 990 | 1.400 |
| Noreste del Atlántico | 1.600 | 2.400 | 3.500 | 4.800 |
| Mar del Norte | 5.100 | 7.900 | 9.500 | 14.000 |

Anexo 12, Tabla 2: Daños marginales de los NO_X en euros por tonelada de emisiones a partir de tres conjuntos de análisis de sensibilidad estimados para 2010.

PM_{2,5} – valores en euros/t

| Mortalidad PM | VAV - mediana | VEV - mediana | VAV - media | VEV - media |
|--------------------------------|---------------|---------------|-------------|-------------|
| Mortalidad O ₃ | VAV - mediana | VAV - mediana | VAV - media | VAV - media |
| ¿Núcleo salud? | Sí | Sí | Sí | Sí |
| ¿Sensibilidad salud? | No | No | Sí | Sí |
| Cultivos | Sí | Sí | Sí | Sí |
| Medición O ₃ /salud | SDM 35 | SDM 35 | SDM 0 | SDM 0 |
| Austria | 37.000 | 56.000 | 72.000 | 110.000 |
| Alemania | 48.000 | 74.000 | 95.000 | 140.000 |
| Bélgica | 61.000 | 94.000 | 120.000 | 180.000 |
| Chipre | - | - | - | - |
| Dinamarca | 16.000 | 25.000 | 33.000 | 48.000 |
| Eslovaquia | 20.000 | 31.000 | 40.000 | 58.000 |
| Eslovenia | 22.000 | 34.000 | 44.000 | 64.000 |
| España | 19.000 | 29.000 | 37.000 | 54.000 |
| Estonia | 4.200 | 6.500 | 8.300 | 12.000 |
| Finlandia | 5.400 | 8.300 | 11.000 | 16.000 |
| Francia | 44.000 | 68.000 | 87.000 | 130.000 |
| Grecia | 8.600 | 13.000 | 17.000 | 25.000 |
| Hungría | 25.000 | 39.000 | 50.000 | 72.000 |
| Irlanda | 15.000 | 22.000 | 29.000 | 42.000 |
| Italia | 34.000 | 52.000 | 66.000 | 97.000 |
| Letonia | 8.800 | 14.000 | 17.000 | 25.000 |
| Lituania | 8.400 | 13.000 | 17.000 | 24.000 |
| Luxemburgo | 41.000 | 63.000 | 81.000 | 120.000 |
| Malta | 9.300 | 14.000 | 18.000 | 27.000 |
| Países Bajos | 63.000 | 96.000 | 120.000 | 180.000 |
| Polonia | 29.000 | 44.000 | 57.000 | 83.000 |
| Portugal | 22.000 | 34.000 | 44.000 | 64.000 |
| Reino Unido | 37.000 | 57.000 | 73.000 | 110.000 |
| República Checa | 32.000 | 49.000 | 62.000 | 91.000 |
| Suecia | 12.000 | 18.000 | 23.000 | 34.000 |
| Mar Báltico | 12.000 | 19.000 | 24.000 | 35.000 |
| Mar Mediterráneo | 5.600 | 8.700 | 11.000 | 16.000 |
| Noreste del Atlántico | 4.800 | 7.400 | 9.400 | 14.000 |
| Mar del Norte | 28.000 | 42.000 | 54.000 | 80.000 |

Anexo 12, Tabla 3: Daños marginales de PM_{2,5} en euros por tonelada de emisiones a partir de tres conjuntos de análisis de sensibilidad estimados para 2010.

SO₂ – valores en euros/t

| Mortalidad PM Mortalidad O ₃ ¿Núcleo salud? ¿Sensibilidad salud? Cultivos Medición O ₃ /salud | VAV - mediana VAV - mediana Sí No Sí SDM 35 | VEV - mediana VAV - mediana Sí No Sí SDM 35 | VAV - media VAV - media Sí Sí Sí SDM 0 | VEV - media VAV - media Sí Sí Sí SDM 0 |
|--|---|---|--|--|
| Austria | 8.300 | 13.000 | 16.000 | 24.000 |
| Alemania | 11.000 | 17.000 | 22.000 | 32.000 |
| Bélgica | 11.000 | 16.000 | 21.000 | 31.000 |
| Chipre | - | - | - | - |
| Dinamarca | 5.200 | 8.100 | 10.000 | 15.000 |
| Eslovaquia | 4.900 | 7.500 | 9.600 | 14.000 |
| Eslovenia | 6.200 | 9.500 | 12.000 | 18.000 |
| España | 4.300 | 6.600 | 8.400 | 12.000 |
| Estonia | 1.800 | 2.800 | 3.600 | 5.200 |
| Finlandia | 1.800 | 2.700 | 3.500 | 5.100 |
| Francia | 8.000 | 12.000 | 16.000 | 23.000 |
| Grecia | 1.400 | 2.100 | 2.700 | 4.000 |
| Hungría | 4.800 | 7.300 | 9.400 | 14.000 |
| Irlanda | 4.800 | 7.500 | 9.500 | 14.000 |
| Italia | 6.100 | 9.300 | 12.000 | 18.000 |
| Letonia | 2.000 | 3.100 | 3.900 | 5.700 |
| Lituania | 2.400 | 3.600 | 4.700 | 6.800 |
| Luxemburgo | 9.800 | 15.000 | 19.000 | 28.000 |
| Malta | 2.200 | 3.300 | 4.300 | 6.200 |
| Países Bajos | 13.000 | 21.000 | 26.000 | 39.000 |
| Polonia | 5.600 | 8.600 | 11.000 | 16.000 |
| Portugal | 3.500 | 5.400 | 6.900 | 10.000 |
| Reino Unido | 6.600 | 10.000 | 13.000 | 19.000 |
| República Checa | 8.000 | 12.000 | 16.000 | 23.000 |
| Suecia | 2.800 | 4.300 | 5.500 | 8.100 |
| Mar Báltico | 3.700 | 5.800 | 7.400 | 11.000 |
| Mar Mediterráneo | 2.000 | 3.200 | 4.000 | 5.900 |
| Noreste del Atlántico | 2.200 | 3.400 | 4.300 | 6.300 |
| Mar del Norte | 6.900 | 11.000 | 14.000 | 20.000 |

Anexo 12, Tabla 4: Daños marginales del SO₂ en EUR por tonelada de emisiones a partir de tres conjuntos de análisis de sensibilidad estimados para 2010.

COV – valores en euros/t

| Mortalidad PM Mortalidad O ₃ ¿Núcleo salud? ¿Sensibilidad salud? Cultivos Medición O ₃ /salud | VAV - mediana VAV - mediana Sí No Sí SDM 35 | VEV - mediana VAV - mediana Sí No Sí SDM 35 | VAV - media VAV - media Sí Sí Sí SDM 0 | VEV - media VAV - media Sí Sí Sí SDM 0 |
|--|--|--|---|---|
| Austria | 1.700 | 2.600 | 3.800 | 5.200 |
| Alemania | 1.700 | 2.500 | 3.900 | 5.100 |
| Bélgica | 2.500 | 3.500 | 5.300 | 7.100 |
| Chipre | - | - | - | - |
| Dinamarca | 720 | 970 | 1.600 | 2.000 |
| Eslovaquia | 660 | 960 | 1.500 | 2.000 |
| Eslovenia | 1.400 | 2.000 | 3.200 | 4.400 |
| España | 380 | 510 | 920 | 1.100 |
| Estonia | 140 | 190 | 340 | 420 |
| Finlandia | 160 | 220 | 390 | 490 |
| Francia | 1.400 | 2.000 | 3.100 | 4.200 |
| Grecia | 280 | 400 | 670 | 880 |
| Hungría | 860 | 1.300 | 2.000 | 2.700 |
| Irlanda | 680 | 950 | 1.600 | 2.000 |
| Italia | 1.100 | 1.600 | 2.600 | 3.500 |
| Letonia | 220 | 300 | 520 | 650 |
| Lituania | 230 | 330 | 550 | 710 |
| Luxemburgo | 2.700 | 4.000 | 5.900 | 8.000 |
| Malta | 430 | 580 | 1.000 | 1.300 |
| Países Bajos | 1.900 | 2.700 | 4.100 | 5.400 |
| Polonia | 630 | 900 | 1.400 | 1.900 |
| Portugal | 500 | 700 | 1.200 | 1.600 |
| Reino Unido | 1.100 | 1.600 | 2.500 | 3.200 |
| República Checa | 1.000 | 1.400 | 2.300 | 3.000 |
| Suecia | 330 | 440 | 780 | 980 |
| Mar Báltico | 530 | 700 | 1.200 | 1.500 |
| Mar Mediterráneo | 340 | 470 | 790 | 1.000 |
| Noreste del Atlántico | 390 | 540 | 900 | 1.200 |
| Mar del Norte | 1.900 | 2.600 | 4.000 | 5.400 |

Anexo 12, Tabla 5: Daños marginales de los COV en euros por tonelada de emisiones a partir de tres conjuntos de análisis de sensibilidad estimados para 2010.

Medias

| Mortalidad PM | VAV, mediana | VEV, mediana | VAV, media | VEV, media |
|--|--------------|--------------|------------|------------|
| Mortalidad O ₃ | VAV, mediana | VAV, mediana | VAV, media | VAV, media |
| ¿Núcleo salud? | Incluido | Incluido | Incluido | Incluido |
| ¿Sensibilidad salud? | No incluida | No incluida | Incluida | Incluida |
| Cultivos | Incluidos | Incluidos | Incluidos | Incluidos |
| Medición O ₃ /salud | SDM 35 | SDM 35 | SDM 0 | SDM 0 |
| Medias UE25 (excepto Chipre) en euros/t | | | | |
| NH ₃ | 11.000 | 16.000 | 21.000 | 31.000 |
| NO _X | 4.400 | 6.600 | 8.200 | 12.000 |
| PM _{2.5} | 26.000 | 40.000 | 51.000 | 75.000 |
| SO ₂ | 5.600 | 8.700 | 11.000 | 16.000 |
| VOC | 950 | 1.400 | 2.100 | 2.800 |
| Medias marítimas en euros/t | | | | |
| NH ₃ | n/d | n/d | n/d | n/d |
| NO _X | 2.500 | 3.800 | 4.700 | 6.900 |
| PM _{2.5} | 13.000 | 19.000 | 25.000 | 36.000 |
| SO ₂ | 3.700 | 5.700 | 7.300 | 11.000 |
| COV | 780 | 1.100 | 1.730 | 2.300 |

Anexo 12, Tabla 6: Daños medios en euros por tonelada de emisiones de NH₃, NO_X, PM_{2.5}, SO₂ y COV en los países de la UE25 (excepto Chipre) y zonas marítimas circundantes a partir de distintas suposiciones de base.

ANEXO 13 - METODOLOGÍAS UTILIZADAS EN DISTINTOS ESTADOS MIEMBROS

Reino Unido

Las distintas metodologías que pueden aplicarse para determinar las condiciones de concesión de permisos a instalaciones del Reino Unido se describen en el documento «Environmental Assessment and Appraisal of BAT – IPPC H1 Horizontal Guidance Note» (borrador) [18, Agencias de Medio Ambiente del RU, 2002] (The Environment Agency for England and Wales, The Northern Ireland Environment and Heritage Service y Scottish Environmental Protection Agency). Las directrices que incluye son usadas como parte del proceso de concesión de permisos y conducen al usuario a través de los pasos necesarios para valorar las opciones alternativas con el fin de cuantificar los impactos ambientales, evaluar los costes y, en última instancia, determinar qué opción debería implantarse en unas instalaciones.

La información está disponible en la red (véase el siguiente enlace) y cuenta con un programa informático que realiza los cálculos necesarios.

<http://www.environment-agency.gov.uk/commondata/105385/h1extconsjuly.pdf>

Bélgica

El método MIOW+ está basado en un programa informático que se utiliza para analizar los efectos financieros que tendría para una empresa invertir en futuras medidas ambientales. Los resultados del análisis MIOW+ sirven de punto de partida para las negociaciones entre la empresa y las autoridades.

Los costes ambientales adicionales estimados se comparan con los actuales y la situación financiera que se daría en caso de no implantar las medidas. Es un medio de comprobar la capacidad de recuperación de un sector ante los costes ambientales previstos. La situación financiera se mide a través de una serie de indicadores internos y externos. La media ponderada de los indicadores internos da como resultado una cifra de «capacidad de recuperación» («Weerstandsvermogen»), mientras que la media de los indicadores externos refleja numéricamente la «situación del mercado». Los valores obtenidos de la capacidad de recuperación y de situación del mercado obtenidos determinan la posibilidad de absorber costes ambientales adicionales o bien la capacidad de trasladarlos a los clientes. Tanto la aplicación de este método como la interpretación de los resultados requieren sólidos conocimientos financieros. Es necesaria la opinión de los expertos, particularmente por lo que respecta a futuros desarrollos y a la valoración de la posición competitiva.

Finlandia

El informe «Evaluation of environmental cross-media and economic aspects in industry – Finnish BAT expert case study» [17, Vasara et ál., 2002] proporciona información de referencia para el proceso de concesión de permisos ambientales integrados en Finlandia. En él se destacan diferentes métodos y enfoques de análisis económico y de efectos cruzados que se describen e ilustran con ejemplos prácticos del sector de la pulpa y el papel así como de la producción de energía. Hace especial hincapié en los aspectos prácticos del proceso de la concesión de permisos.

El documento en cuestión está disponible en los siguientes enlaces:

<http://www.environment.fi> y

<http://www.environment.fi/default.asp?contentid=58397&lan=EN>.

En el informe se señalan diversos conflictos de efectos cruzados, desde los más simples a los más complejos, junto con los posibles métodos para hacer frente a los problemas derivados de ellos.

Después analiza y argumenta la aplicabilidad de las metodologías y el alcance de posibles conflictos de tipo atmosférico, acuático, terrestre, energético, temporal o relativos a la calidad y los costes de los productos. Los métodos se han concebido para el ámbito local y no se aconseja su empleo en el ámbito comunitario a causa de las grandes diferencias existentes en los entornos naturales, antropogénicos y tecnológicos de las instalaciones de distintos lugares de Europa. El informe también describe las metodologías de valoración de la inversión (por ejemplo, el valor actual neto) y de distribución de costes (por ejemplo, cálculo de costes por actividades).

Alemania

Algunos de los trabajos preparatorios realizados durante la fase de desarrollo del método de evaluación de efectos cruzados se describen en el documento «Cross-media assessment of environmental impacts caused by specific industrial activities». (Goetz, Rippen et ál. 2001). En él se describen los pasos necesarios para llevar a cabo una evaluación de efectos cruzados, a partir de la siguiente estructura:

Paso 1: Tareas preliminares

Primero es necesario seleccionar y evaluar las tecnologías existentes para saber si son intercambiables; es decir, si son verdaderas alternativas para los titulares. Pueden utilizarse criterios de exclusión para determinadas tecnologías; las técnicas que, por ejemplo, no se hayan ensayado a una escala comercial suficiente o que no cumplan las exigencias ambientales internacionalmente aceptadas no se considerarán MTD y, por tanto, se descartarán.

Paso 2: Identificación de conflictos de efectos cruzados

Consiste en la valoración cualitativa y comparativa de la contaminación que se prevé que provocará una técnica. Las diferencias en el rendimiento ambiental de las técnicas comparadas se analizan con el fin de reducir sustancialmente la cantidad de datos que será necesario estudiar.

Paso 3: Recopilación de datos

Se recopilan los datos sobre emisiones de contaminantes (al aire y al agua), consumo de energía, materiales auxiliares y residuos generados correspondientes a la zona delimitada para la que se prepara el balance. Los gastos de las tres categorías de datos se calculan como consumo primario de energía (o «demanda de energía acumulada», DEA).

Paso 4: Estandarización y comparación

4.1 Estandarización industrial

Los resultados del anterior balance de cargas de emisión y demanda de energía acumulada se comparan respecto a la carga total respectiva o, alternativamente, respecto al consumo energético total de Alemania o la UE (por ejemplo, a partir de equivalencias de población). Cuando las diferencias entre las tecnologías alternativas se extrapolan a la capacidad total del sector en cuestión se obtiene la importancia cuantitativa de las emisiones o el consumo de energía y es posible decantarse por una u otra tecnología.

4.2 Estandarización ambiental

Se define un escenario de propagación estándar al aire ambiente inmediato o a un curso de agua receptor de las emisiones directas de una instalación característica a partir de las tecnologías que se someterán a evaluación. Los valores de inmisión estimados se comparan con los objetivos de calidad del medio correspondiente (valores de inmisión de referencia) (análisis de la inmisión independiente de la ubicación).

Paso 5: Evaluación final

Para identificar cuestiones ambientalmente significativas se sugieren umbrales de relevancia para las diferencias existentes entre las tecnologías alternativas previamente establecidas en los procesos de estandarización industrial y ambiental. Para la evaluación relativa a la industria se aconseja como diferencia significativa entre los resultados de la estandarización un umbral de relevancia de 10.000 habitantes equivalentes. Para la estandarización ambiental se recomienda un exceso del 1% respecto al valor de referencia de inmisión respectivo. Las diferentes sustancias emitidas no se puntuán desde la perspectiva de sus efectos ecológicos. Como sucede con el análisis que lleva a aceptar o descartar las MTD, esta evaluación debe correr a cargo de expertos, que también sabrán valorar los actuales puntos de vista ambientales y políticos.

ANEXO 14 - EL EJEMPLO DE UNA IMPRENTA

Introducción

Este ejemplo ayuda a ilustrar la aplicación de varias de las directrices definidas en el presente documento; en él se comparan dos opciones alternativas ideadas para impresión flexográfica a través de la metodología de efectos cruzados. Se trata de dos alternativas distintas para la impresión de 2.400 toneladas de papel anuales: (1) la impresión con tinta a base de disolventes y (2) la impresión con tinta de base al agua.

Los valores de emisión que se indican en este ejemplo sólo buscan ilustrarlo mejor. Las emisiones reales podrían variar considerablemente en función del tipo de disolvente empleado, la técnica de impresión y la calidad del equipo de impresión.

Aunque la «demanda de energía acumulada (DEA)» y el «agotamiento abiótico» se han excluido de todas las metodologías descritas en este documento, en este caso se han conservado, ya que forman parte del ejemplo. El empleo de la DEA lleva el análisis sobre los efectos ambientales más allá de los límites del proceso de IPPC y, además, existe la preocupación de que puede provocar que algunos de los efectos ambientales se contabilicen por duplicado. También existen dudas sobre la validez de las cifras empleadas para el análisis del agotamiento abiótico y sobre si éstas rebasan los límites del proceso de IPPC.

Entre las dudas que despierta el empleo del agotamiento abiótico destacan las siguientes:

- la evaluación está dominada por la energía que consume el proceso. No se dispone de factores potenciales de agotamiento abiótico de los disolventes empleados, por lo que el cálculo sólo se ha realizado sobre los combustibles empleados para generar la energía necesaria en el proceso;
- se han tomado algunas decisiones arbitrarias a la hora de establecer las cifras (en especial por lo que respecta al cálculo de la disponibilidad de recursos). Resulta muy difícil verificar o validar los valores obtenidos;
- los valores finales calculados dependen de la cantidad de prospecciones realizadas sobre un recurso concreto y de las extrapolaciones que el investigador a la hora de establecer el total de reservas disponibles;
- el agotamiento de un recurso no tiene necesariamente el mismo impacto que el agotamiento de otro distinto;
- la validez científica de la evaluación del agotamiento abiótico es escasa; existen varias listas alternativas, pero todas difieren dependiendo de las presuposiciones sobre las que se han basado para calcular los potenciales de agotamiento abiótico;
- el agotamiento abiótico, en cuanto que criterio de evaluación, no alcanza el mismo nivel de importancia para la persona encargada de la toma de decisiones como, por ejemplo, los potenciales de toxicidad, de calentamiento global o de acidificación.

Para completar la información, hacia el final de este anexo figuran listas de demanda de energía acumulada correspondientes a varias actividades y de los potenciales de agotamiento abiótico de algunas sustancias químicas.

El siguiente ejemplo se ha estructurado siguiendo la secuencia de las directrices.

DIRECTRIZ 1 - Búsqueda e identificación de opciones alternativas

Se analizan dos opciones de prensa flexográfica alternativas de un proceso que supondría la impresión de 2.400 toneladas de papel al año. Los datos básicos de las dos opciones son los siguientes:

| Emisiones o consumos | Unidades | Cantidad empleada o emitida | |
|--|-----------|------------------------------|------------------------|
| | | Opción 1: base de disolvente | Opción 2: base al agua |
| Acetato de etilo (atmósfera) | kg | 7.368 | 1.650 |
| Etanol (atmósfera) | kg | 7.342 | 3.977 |
| Isopropanol (atmósfera) | kg | 4.904 | 3.501 |
| Etoxiopropanol (atmósfera) | kg | 2.669 | |
| Butanona (atmósfera) | kg | 1.219 | |
| Metilisobutilcetona (atmósfera) | kg | 1.219 | |
| Tolueno (atmósfera) | kg | 269 | |
| Xileno (atmósfera) | kg | 269 | |
| Gasolina (atmósfera) | kg | | 4.880 |
| Amoniaco (atmósfera) | kg | | 1.400 |
| AOX (agua) | kg | | 0,028 |
| DQO (agua) | kg | | 69 |
| Cromo (agua) | kg | | 0,001 |
| Cobre (agua) | kg | | 0,015 |
| Níquel (agua) | kg | | 0,0054 |
| Amonio (agua) | kg | | 0,87 |
| Nitrato (agua) | kg | | 9,7 |
| Residuos | kg | 15700 | 5.000 |
| Energía, electricidad (materiales) | TJ | 12,2 | 6,8 |
| Energía, electricidad (consumo primario) | TJ | 4,4 | 2,3 |
| Energía, calor (consumo primario) | TJ | 1,6 | 2,4 |
| Energía total | TJ | 18,2 | 11,5 |

Los siguientes procesos figuran dentro de los límites del sistema:

- impresión con base de disolvente: fabricación de disolventes, aglomerantes, agentes auxiliares y tinta de impresión, proceso de impresión y postcombustión de vapores de disolvente, energía y residuos;
- impresión con base al agua: fabricación de disolventes, aglomerantes, agentes auxiliares y tinta de impresión, proceso de impresión y la planta de residuos interna y municipal, energía y residuos.

En ambos casos, el indicador «Energía, electricidad (materiales)» se ha calculado a partir de la «demanda de energía acumulada».

Anexo 14, Tabla 1: Comparación de dos opciones de proceso (con base de disolvente y al agua) de impresión flexográfica (basada en una producción de 2.400 toneladas de papel anuales). Datos procedentes de Oekopol 2000.

Técnicas de simplificación aplicadas:

- la cantidad de pigmentos coincide en ambos procesos; por lo tanto, se omite del análisis al ser un factor común a ambos;
- los procesos de eliminación de residuos han quedado al margen del análisis; los residuos del proceso se consideran residuos finales, sin que se haya examinado su composición;
- los procesos de fabricación de disolventes, aglomerantes, agentes auxiliares y tinta de impresión sí se incluyen en el análisis, pero sólo desde el punto de vista del consumo energético (demanda de energía acumulada, puesto que la mayoría de problemas ambientales relativos tienen que ver con el consumo de energía).

Conflictos de efectos cruzados

Al examinar los datos básicos se observa un conflicto de efectos cruzados entre las emisiones atmosféricas más elevadas (COV: acetato de etilo, etanol, etc.) del proceso que utiliza disolvente respecto el vertido de agua del proceso con base al agua. La influencia del consumo de energía y la generación de residuos de ambos procesos aún no está clara.

Conclusión tras la aplicación de la directriz 1

En este punto no puede llegarse todavía a ninguna conclusión sobre el rendimiento ambiental de los procesos porque la opción que proporciona el nivel de protección ambiental más elevado no resulta obvia. Por lo tanto, es necesario proseguir con el análisis a partir de la directriz 2.

DIRECTRIZ 2 - Inventario de emisiones

Emisiones o consumos anteriores relativos a la energía en el proceso de impresión con base de disolvente

Los factores de multiplicación de la columna 3 de la siguiente tabla se han obtenido a partir de los datos del mix de energía europeo del anexo 8. Los datos que figuran en las columnas 4, 5 y 6 se han calculado multiplicando la cifra sobre energía empleada (en GJ) del inventario por los factores de multiplicación de la columna 3.

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
|---|----------------|--|--------------------------------|--------------------------------------|---------------------------------------|
| | | Factores de multiplicación del anexo 8 | Energía eléctrica (materiales) | Energía eléctrica (consumo primario) | Energía calorífica (consumo primario) |
| Energía empleada en el proceso con base de disolvente | TJ | | 12,2 | 4,4 | 1,6 |
| | GJ | | $12,2 \cdot 10^3$ | $4,4 \cdot 10^3$ | $1,6 \cdot 10^3$ |
| Electricidad | GJ | 1 | 12.200 | 4.400 | |
| | | | | | |
| Energía primaria | GJ | 2,57 | 31.354 | 11.308 | |
| Petróleo | kg | 9,01 | 109.922 | 39.644 | |
| Gas | m ³ | 6,92 | 84.424 | 30.448 | |
| Carbón | kg | 0,13 | 1.586 | 572 | |
| Lignito | kg | 34,64 | 422.608 | 152.416 | |
| | | | | | |
| SO ₂ | kg | 0,1 | 1.220 | 440 | |
| CO ₂ | kg | 116,71 | 1.423.862 | 513.524 | |
| NO ₂ | kg | 0,16 | 1.952 | 704 | |
| Vapor | GJ | 1 | | | 1.600 |
| | | | | | |
| Energía primaria | GJ | 1,32 | | | 2.112 |
| Petróleo | kg | 12,96 | | | 20.736 |
| Gas | m ³ | 10,46 | | | 16.736 |
| Carbón | kg | 14,22 | | | 22.752 |
| | | | | | |
| SO ₂ | kg | 0,54 | | | 864 |
| CO ₂ | kg | 97,2 | | | 155.520 |
| NO ₂ | kg | 0,18 | | | |

Anexo 14, Tabla 2: Emisiones o consumos anteriores relativos a la energía en el proceso con base de disolvente

Los totales que aparecen en la tabla siguiente corresponden a la suma del total de combustibles utilizados y contaminantes liberados por la energía de la electricidad usada para producir los materiales (demanda de energía acumulada), la electricidad empleada directamente en el proceso y el vapor empleado directamente en el proceso. Se han calculado sumando los datos obtenidos para las columnas 4, 5 y 6 de la tabla anterior.

| Proceso con base de disolvente | | |
|--------------------------------|----------------|-----------|
| Petróleo (uso) | kg | 170.302 |
| Gas (uso) | m ³ | 131.608 |
| Carbón (uso) | kg | 23.482 |
| | | |
| SO ₂ (emisión) | kg | 2.524 |
| CO ₂ (emisión) | kg | 1.630.706 |
| NO ₂ (emisión) | kg | 2.944 |

Anexo 14, Tabla 3: Resumen de las emisiones o consumos asociados a la energía en el proceso con base de disolvente

Emisiones o consumos anteriores relativos a la energía en el proceso de impresión con base al agua

Los factores de multiplicación de la columna 3 de la siguiente tabla se han obtenido a partir de los datos del mix de energía europeo del anexo 8. Los datos que figuran en las columnas 4, 5 y 6 se han calculado multiplicando la cifra sobre energía empleada (en GJ) del inventario por los factores de multiplicación de la columna 3.

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
|---|----------------|--|--------------------------------|--------------------------------------|---------------------------------------|
| | | Factores de multiplicación del anexo 8 | Energía eléctrica (materiales) | Energía eléctrica (consumo primario) | Energía calorífica (consumo primario) |
| Energía empleada en el proceso con base al agua | TJ | | 6,8 | 2,3 | 2,4 |
| | GJ | | 6,8*10 ³ | 2,3*10 ³ | 2,4*10 ³ |
| Electricidad | GJ | 1 | 6.800 | 2.300 | |
| | | | | | |
| Energía primaria | GJ | 2,57 | 17.476 | 5.911 | |
| Petróleo | kg | 9,01 | 61268 | 20723 | |
| Gas | m ³ | 6,92 | 47.056 | 15.916 | |
| Carbón | kg | 0,13 | 884 | 299 | |
| Lignito | kg | 34,64 | 249.152 | 79.672 | |
| | | | | | |
| SO ₂ | kg | 0,1 | 680 | 230 | |
| CO ₂ | kg | 116,71 | 793.628 | 268.433 | |
| NO ₂ | kg | 0,16 | 1.088 | 368 | |
| Vapor | GJ | 1 | | | 2.400 |
| | | | | | |
| Energía primaria | GJ | 1,32 | | | 3.168 |
| Petróleo | kg | 12,96 | | | 31.104 |
| Gas | m ³ | 10,46 | | | 25.104 |
| Carbón | kg | 14,22 | | | 34.128 |
| | | | | | |
| SO ₂ | kg | 0,54 | | | 1.296 |
| CO ₂ | kg | 97,2 | | | 233.280 |
| NO ₂ | kg | 0,18 | | | 432 |

Anexo 14, Tabla 4: Emisiones o consumos anteriores relativos a la energía en el proceso con base al agua

Los totales que aparecen en la tabla siguiente corresponden a la suma del total de combustibles utilizados y contaminantes liberados por la energía de la electricidad usada para producir los materiales (demanda de energía acumulada), la electricidad empleada directamente en el proceso y el vapor empleado directamente en el proceso. Se han calculado sumando los datos obtenidos para las columnas 4, 5 y 6 de la tabla anterior.

| Proceso con base al agua | | |
|---------------------------------|----------------|-----------|
| Petróleo (uso) | kg | 113.095 |
| Gas (uso) | m ³ | 88.076 |
| Carbón (uso) | kg | 35.311 |
| | | |
| SO ₂ (emisión) | kg | 2.206 |
| CO ₂ (emisión) | kg | 1.295.341 |
| NO ₂ (emisión) | kg | 1.888 |

Anexo 14, Tabla 5: Resumen de las emisiones o consumos asociados a la energía en el proceso con base al agua

Resumen de emisiones o consumos de ambos procesos de impresión

Tras calcular las emisiones o consumos anteriores asociados a la energía es posible comparar el inventario de emisiones de las dos opciones como se muestra a continuación.

| Emisiones o consumos ambientales | | OPCIÓN 1 base de disolvente | OPCIÓN 2 base al agua |
|---|----------------|--|----------------------------------|
| Acetato de etilo (atmósfera) | kg | 7.368 | 1.650 |
| Etanol (atmósfera) | kg | 7.342 | 3.977 |
| Isopropanol (atmósfera) | kg | 4.904 | 3.501 |
| Etoxipropanol (atmósfera) | kg | 2.669 | - |
| Butanona (atmósfera) | kg | 1.219 | - |
| Metilisobutilcetona (atmósfera) | kg | 1.219 | - |
| Tolueno (atmósfera) | kg | 269 | - |
| Xileno (atmósfera) | kg | 269 | - |
| Gasolina (atmósfera) | kg | - | 4880 |
| Ammoniaco (atmósfera) | kg | - | 1400 |
| AOX (agua) | kg | - | 0,028 |
| DQO (agua) | kg | - | 69 |
| Cromo (agua) | kg | - | 0,001 |
| Cobre (agua) | kg | - | 0,015 |
| Níquel (agua) | kg | - | 0,0054 |
| Amonio (agua) | kg | - | 0,87 |
| Nitrato (agua) | kg | - | 9,7 |
| Energía | TJ | 18,2 | 11,5 |
| Residuos | kg | 15.700 | 5.000 |
| Petróleo (uso) | kg | 170.302 | 113.095 |
| Gas (uso) | m ³ | 131.608 | 88.076 |
| Carbón (uso) | kg | 23.482 | 35.311 |
| SO₂ (emisión) | kg | 2.524 | 2.206 |
| CO₂ (emisión) | kg | 1.630.706 | 1.295.341 |
| NO₂ (emisión) | kg | 2.944 | 1.888 |

Anexo 14, Tabla 6: Resumen de emisiones o consumos de los procesos de impresión alternativos

Resulta evidente a partir del inventario y los cálculos anteriores que el proceso con base de disolvente libera más disolventes y emplea más petróleo y gas y que el proceso de impresión con base al agua utiliza más carbón y libera residuos al agua. El primero de los procesos, pues, genera mayores cantidades de SO₂, CO₂ y NO₂ a partir de la energía utilizada que el proceso al agua. Las diferencias en el uso de carbón, petróleo y gas se deben a la mayor demanda energética del proceso con base de disolvente y al distinto mix energético.

Calidad de los datos

En los dos procesos se han recopilado las extracciones y emisiones sobre la base de una producción de 2.400 toneladas de papel impreso al año. Los datos correspondientes a los procesos de impresión, la combustión posterior de los vapores del disolvente y la planta de tratamiento del agua proceden de datos medios de varias plantas operativas de Alemania.

El sistema de puntuación de la calidad de los datos da como resultado de este ejemplo una «C»; es decir, los datos son estimaciones basadas en una cantidad de información limitada representativa de algunas situaciones y basada sobre una serie de suposiciones limitadas. A pesar de todo, no ha sido posible realizar el seguimiento de los datos originales o validarlos.

Conclusión tras la aplicación de la directriz 2

Sigue habiendo un conflicto de efectos cruzados. El usuario y el responsable de la toma de decisiones deberán sopesar las «ventajas» relativas de las emisiones atmosféricas más elevadas a causa de los COV utilizados y el mayor consumo de energía del proceso con base de disolvente respecto a las elevadas emisiones acuáticas del proceso con base al agua.

DIRECTRIZ 3 - Cálculo de efectos cruzados

Toxicidad en humanos

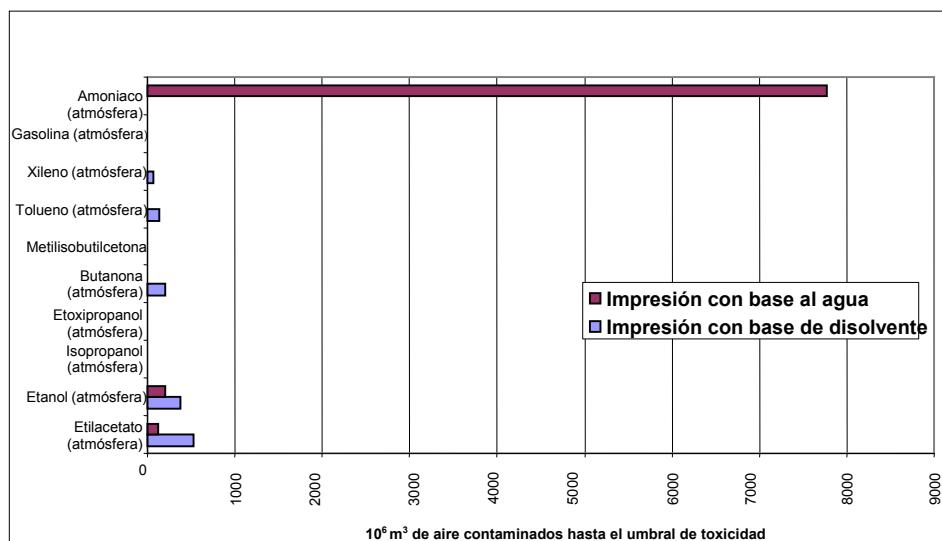
Los potenciales de toxicidad en humanos correspondientes a las dos opciones alternativas se presentan en la siguiente tabla.

| Potenciales de toxicidad en humanos | | | | | | | |
|---|--------------|----------------------------------|---|---|----------------------------|---|---|
| Ejemplo: Impresión con base de disolvente e impresión con base al agua | | | | | | | |
| Emisiones o consumos ambientales | | OPCIÓN 1 | | | OPCIÓN 2 | | |
| | | Impresión con base de disolvente | | | Impresión con base al agua | | |
| | | Masa liberada | Umbral de toxicidad en humanos $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Volumen de aire contaminado hasta el umbral de toxicidad, en m^3 | Masa liberada | Umbral de toxicidad en humanos $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Volumen de aire contaminado hasta el umbral de toxicidad, en m^3 |
| Acetato de etilo (atmósfera) | kg | 7.368 | 14.600 | 504.657.534 | 1.650 | 14.600 | 113.013.698 |
| Etanol (atmósfera) | kg | 7.342 | 19.200 | 382.395.833 | 3.977 | 19.200 | 207.135.417 |
| Isopropanol (atmósfera) | kg | 4.904 | | | 3.501 | | |
| Etoxipropanol (atmósfera) | kg | 2.669 | | | - | | |
| Butanona (atmósfera) | kg | 1.219 | 6.000 | 203.166.667 | - | 6.000 | |
| Metilisobutilcetona (atmósfera) | kg | 1.219 | | | - | | |
| Tolueno (atmósfera) | kg | 269 | 1.910 | 140.837.696 | - | 1.910 | |
| Xileno (atmósfera) | kg | 269 | 4.410 | 60.997.732 | - | 4.410 | |
| Gasolina (atmósfera) | kg | - | | | 4.880 | | |
| Amoniaco (atmósfera) | kg | - | | | 1.400 | 180 | 7.777.777.778 |
| AOX (agua) | kg | - | | | 0 | | |
| DQO (agua) | kg | - | | | 69 | | |
| Cromo (agua) | kg | - | | | 0 | | |
| Cobre (agua) | kg | - | | | 0 | | |
| Níquel (agua) | kg | - | | | 0 | | |
| Amonio (agua) | kg | - | | | 1 | | |
| Nitrato (agua) | kg | - | | | 10 | | |
| Residuos | kg | 15700 | | | 5.000 | | |
| Energía, electricidad (materiales) | TJ | 12 | | | 7 | | |
| Energía, electricidad (consumo primario) | TJ | 4 | | | 2 | | |
| Energía, calor (consumo primario) | TJ | 2 | | | 2 | | |
| Inventario de emisiones y consumos asociados a la energía (procesos anteriores) | | | | | | | |
| CO ₂ (emisión atmosférica) | kg | 1.630.706 | | | 1.295.341 | | |
| SO ₂ (emisión atmosférica) | kg | 2.524 | 50 | 50.480.000.000 | 2.206 | 50 | 44.120.000.000 |
| NO ₂ (emisión atmosférica) | kg | 2.944 | 40 | 73.600.000.000 | 1.888 | 40 | 47.200.000.000 |
| Carbón (extracción) | kg | 23.482 | | | 35.311 | | |
| Petróleo (extracción) | kg | 170.302 | | | 113.095 | | |
| Gas (extracción) | m^3 | 131.608 | | | 88.076 | | |
| Volumen total de aire contaminado hasta el umbral de toxicidad, en m^3 | | | | 125×10^9 | | | 99×10^9 |

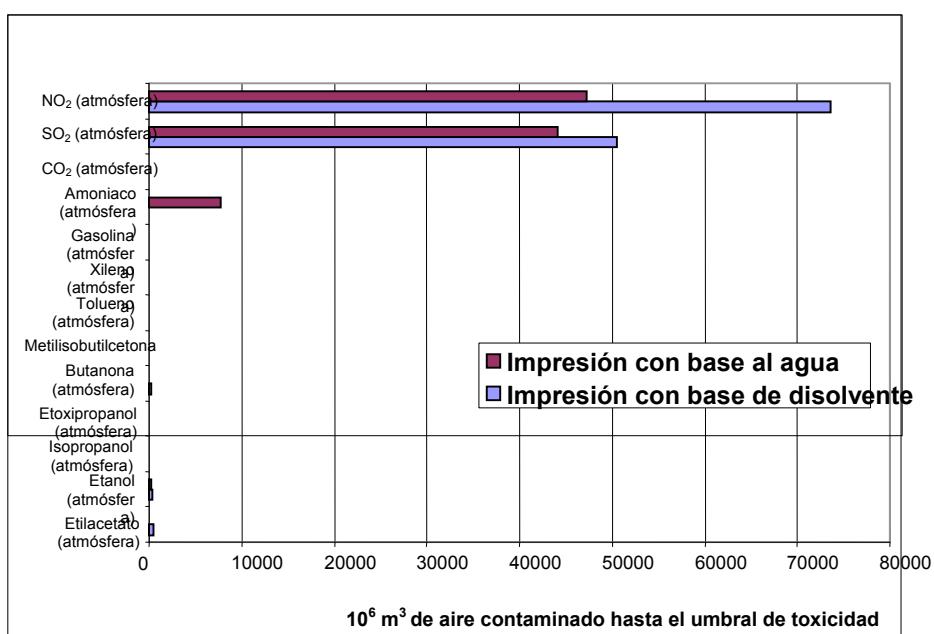
Anexo 14, Tabla 7: Potenciales de toxicidad en humanos de los dos procesos de impresión analizados

Según los resultados anteriores queda claro que el método de impresión con base de disolvente presenta los mayores efectos de toxicidad en humanos de las dos opciones ($125 \times 10^9 \text{ m}^3$ de aire contaminado hasta el umbral de toxicidad frente a los $99 \times 10^9 \text{ m}^3$ del proceso con base al agua). Así pues, por lo que respecta al potencial de toxicidad en humanos, el método de impresión con base al agua es preferible. Con todo, el usuario deberá interpretar los resultados con cuidado, ya que la fuente dominante de toxicidad en humanos corresponde a los contaminantes liberados en el uso de energía. Otra fuente de energía podría sin duda decantar la decisión.

En la representación gráfica de los resultados es evidente que el efecto de toxicidad en humanos de las descargas directas está dominado por el amoniaco liberado en el proceso de impresión con base al agua. Cuando se tienen en cuenta también las sustancias liberadas por el uso de energía (segundo de los gráficos), el efecto dominante pasa a ser el del dióxido de nitrógeno y dióxido de azufre liberados por la energía consumida en el proceso con base de disolvente.



Anexo 14, Figura 1: Potencial de toxicidad en humanos de las descargas directas (no incluye el consumo de energía)



Anexo 14, Figura 2: Potencial de toxicidad en humanos de las descargas directas (incluye las sustancias liberadas por el consumo de energía)

Notas

En los párrafos que siguen se exponen y comentan algunos puntos débiles de la metodología.

- 1) En el ejemplo, el dióxido de nitrógeno y el dióxido de azufre liberados por la central eléctrica dominan en el potencial de toxicidad en humanos. Si la energía se hubiese obtenido de una fuente alternativa (por ejemplo, una central eléctrica alimentada con gas o una central nuclear), la comparación cambiaría drásticamente, como sería evidente si los resultados correspondientes a las emisiones directas y las emisiones asociadas a la energía se presentaran por separado (véanse las anteriores figuras). En este caso, la primera reacción sería llevar a cabo análisis de sensibilidad de la energía consumida y de los factores de multiplicación empleados para determinar las emisiones a partir de la energía eléctrica consumida, un aspecto crucial en la toma de decisión que podría pasarse por alto por completo dependiendo de si se utilizan los datos del «mix energético europeo» u otros de tipo más local.
- 2) Se ha utilizado un potencial de toxicidad en humanos de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para el SO_2 (límite de referencia de la exposición ocupacional a largo plazo en el R.U.). Si se hubieran empleado los límites de exposición a corto plazo, las proporciones entre el SO_2 y el NO_2 hubiesen variado, ya que no se ha establecido un ratio entre los efectos de exposición a largo plazo y corto plazo. Cada contaminante tiene distintos efectos a corto y a largo plazo, lo que complica la realización de comparaciones directas entre ellos. Al llevar a cabo la evaluación convendría no mezclar datos correspondientes a corto plazo y a largo plazo, a pesar de que no está claro que unos u otros sean preferibles o que sea mejor computar ambos.
- 3) El isopropanol, el etoxipropanol y la metilisobutilcetona, por otro lado, no disponen de umbrales de toxicidad en humanos. Se ha realizado una búsqueda a partir de nombres alternativos, pero tampoco éstos han permitido obtener información sobre los factores:
 - a) nombres alternativos del isopropanol: alcohol isopropílico, 2-propanol, dimetilcarbinol, alcohol sec-propílico
 - b) nombres alternativos del etoxipropanol: glicol propilénico y éter monoetílico
 - c) nombres alternativos de la metilisobutilcetona: isobutilmetilcetona, metilisobutilcetona, 4-metil 2-pentanona, MIBK.
- 4) ¿Cómo se puede orientar al usuario en tales circunstancias? Pueden obtenerse a partir de la metodología del Reino Unido presentada en el anexo 1 (una centésima parte del límite de exposición ocupacional, una quingentésima parte del límite de exposición máximo) utilizando los límites de exposición de la base de datos NIOSH. Esta base de datos es mucho más exhaustiva y, además, puede consultarse por Internet.

<http://www.cdc.gov/niosh/npg/npgd0000.html>.

Potencial de calentamiento global

Los potenciales de calentamiento global de las dos opciones se muestran en la siguiente tabla.

| Potenciales de calentamiento global | | | | | | | |
|---|----------------|----------------------------------|---------------|-----------------------------------|-------------------------------|----------------------------|------------------|
| Ejemplo: Impresión con base de disolvente e impresión con base al agua | | | | | | | |
| Emisiones o consumos ambientales | | OPCIÓN 1 | | | OPCIÓN 2 | | |
| | | Impresión con base de disolvente | Masa liberada | Potencial de calentamiento global | Equivalente a CO ₂ | Impresión con base al agua | Masa liberada |
| Acetato de etilo (atmósfera) | kg | 7.368 | | | 1.650 | | |
| Etanol (atmósfera) | kg | 7.342 | | | 3.977 | | |
| Isopropanol (atmósfera) | kg | 4.904 | | | 3.501 | | |
| Etoxipropanol (atmósfera) | kg | 2.669 | | | - | | |
| Butanona (atmósfera) | kg | 1.219 | | | - | | |
| Metilisobutilcetona (atmósfera) | kg | 1.219 | | | - | | |
| Tolueno (atmósfera) | kg | 269 | | | - | | |
| Xileno (atmósfera) | kg | 269 | | | - | | |
| Gasolina (atmósfera) | kg | - | | | 4.880 | | |
| Amoniaco (atmósfera) | kg | - | | | 1.400 | | |
| AOX (agua) | kg | - | | | 0,028 | | |
| DQO (agua) | kg | - | | | 69 | | |
| Cromo (agua) | kg | - | | | 0,001 | | |
| Cobre (agua) | kg | - | | | 0,015 | | |
| Níquel (agua) | kg | - | | | 0,0054 | | |
| Amonio (agua) | kg | - | | | 0,87 | | |
| Nitrato (agua) | kg | - | | | 9,7 | | |
| Residuos | kg | 15.700 | | | 5.000 | | |
| Energía, electricidad (materiales) | TJ | 12,2 | | | 6,8 | | |
| Energía, electricidad (consumo primario) | TJ | 4,4 | | | 2,3 | | |
| Energía, calor (consumo primario) | TJ | 1,6 | | | 2,4 | | |
| Inventario de emisiones y consumos asociados a la energía (procesos anteriores) | | | | | | | |
| CO ₂ (emisión atmosférica) | kg | 1.630.706 | 1 | 1.630.706 | 1.295.341 | 1 | 1.295.341 |
| SO ₂ (emisión atmosférica) | kg | 2.524 | | | 2.206 | | |
| NO ₂ (emisión atmosférica) | kg | 2.944 | | | 1.888 | | |
| Carbón (extracción) | kg | 23.482 | | | 35.311 | | |
| Petróleo (extracción) | kg | 170.302 | | | 113.095 | | |
| Gas (extracción) | m ³ | 131.608 | | | 88.076 | | |
| Total en kg equivalentes a CO₂ | | | | 1.630.706 | | | 1.295.341 |

Anexo 14, Tabla 8: Potencial de calentamiento global de los dos procesos de impresión

Del anterior análisis se desprende que la técnica de impresión al agua vuelve a ser preferible respecto a la técnica con base de disolvente al tener un potencial de calentamiento global menor (es decir, de 1.295.341 kg equivalentes a CO₂ en vez de 1.630.706 kg). Los usuarios deberían, una vez más, ser conscientes de que los gases de efecto invernadero liberados en el ejemplo proceden de la energía utilizada en el proceso y que las mismas dudas sobre los datos empleados para obtener los valores de las emisiones siguen vigentes en este caso.

Toxicidad acuática

A continuación se muestran los potenciales de toxicidad acuática de ambas opciones.

| Potencial de toxicidad acuática | | | | | | |
|---|----------------------------------|---------------|---|--|----------------------------|------------------|
| Ejemplo: Impresión con base de disolvente e impresión con base al agua | | | | | | |
| Emisiones o consumos ambientales | OPCIÓN 1 | | | OPCIÓN 2 | | |
| | Impresión con base de disolvente | Masa liberada | Umbral de toxicidad acuática, en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Volumen de agua contaminada, en m^3 | Impresión con base al agua | Masa liberada |
| Acetato de etilo (atmósfera) | kg | 7.368 | | | 1.650 | |
| Etanol (atmósfera) | kg | 7.342 | | | 3.977 | |
| Isopropanol (atmósfera) | kg | 4.904 | | | 3.501 | |
| Etoxipropanol (atmósfera) | kg | 2.669 | | | - | |
| Butanona (atmósfera) | kg | 1.219 | | | - | |
| Metilisobutilcetona (atmósfera) | kg | 1.219 | | | - | |
| Tolueno (atmósfera) | kg | 269 | | | - | |
| Xileno (atmósfera) | kg | 269 | | | - | |
| Gasolina (atmósfera) | kg | - | | | 4.880 | |
| Amoniaco (atmósfera) | kg | - | | | 1.400 | |
| AOX (agua) | kg | - | | | 0,028 | |
| DQO (agua) | kg | - | | | 69 | |
| Cromo (agua) | kg | - | | | 0,001 | 0,0085 117,65 |
| Cobre (agua) | kg | - | | | 0,015 | 0,0011 13.636,36 |
| Níquel (agua) | kg | - | | | 0,0054 | 0,0018 3.000,00 |
| Amonio (agua) | kg | - | | | 0,87 | |
| Nitrato (agua) | kg | - | | | 9,7 | |
| Residuos | kg | 15.700 | | | 5.000 | |
| Energía, electricidad (materiales) | TJ | 12,2 | | | 6,8 | |
| Energía, electricidad (consumo primario) | TJ | 4,4 | | | 2,3 | |
| Energía, calor (consumo primario) | TJ | 1,6 | | | 2,4 | |
| Inventario de emisiones y consumos asociados a la energía (procesos anteriores) | | | | | | |
| CO ₂ (emisión atmosférica) | kg | 1.630.706 | | | 1.295.341 | |
| SO ₂ (emisión atmosférica) | kg | 2.524 | | | 2.206 | |
| NO ₂ (emisión atmosférica) | kg | 2.944 | | | 1.888 | |
| Carbón (extracción) | kg | 23.482 | | | 35.311 | |
| Petróleo (extracción) | kg | 170.302 | | | 113.095 | |
| Gas (extracción) | m ³ | 131.608 | | | 88.076 | |
| Volumen total de agua contaminada hasta el umbral de toxicidad, en m^3 | | | | 0 | | 16.754 |

Anexo 14, Tabla 9: Potenciales de toxicidad acuática de los dos procesos de impresión

Según los cálculos anteriores, el proceso con base de disolvente sería la opción preferida, ya que no tiene impacto sobre el ambiente acuático, mientras que el proceso al agua sí lo tiene, aunque sea escaso.

Potencial de acidificación

A continuación se muestran los potenciales de acidificación de las dos opciones estudiadas.

| Potenciales de acidificación | | | | | | |
|---|----------------|----------------|----------------------------|-------------------------------|----------------|----------------------------|
| Ejemplo: Impresión con base de disolvente e impresión con base al agua | | | | | | |
| Emisiones o consumos ambientales | | OPCIÓN 1 | | | OPCIÓN 2 | |
| | | Emisión másica | Potencial de acidificación | Equivalente a SO ₂ | Emisión másica | Potencial de acidificación |
| Acetato de etilo (atmósfera) | kg | 7.368 | | | 1.650 | |
| Etanol (atmósfera) | kg | 7.342 | | | 3.977 | |
| Isopropanol (atmósfera) | kg | 4.904 | | | 3.501 | |
| Etoxiopropanol (atmósfera) | kg | 2.669 | | | - | |
| Butanona (atmósfera) | kg | 1.219 | | | - | |
| Metilisobutilcetona (atmósfera) | kg | 1.219 | | | - | |
| Tolueno (atmósfera) | kg | 269 | | | - | |
| Xileno (atmósfera) | kg | 269 | | | - | |
| Gasolina (atmósfera) | kg | - | | | 4.880 | |
| Amoniaco (atmósfera) | kg | - | | | 1.400 | 1,6 |
| AOX (agua) | kg | - | | | 0,028 | |
| DQO (agua) | kg | - | | | 69 | |
| Cromo (agua) | kg | - | | | 0,001 | |
| Cobre (agua) | kg | - | | | 0,015 | |
| Níquel (agua) | kg | - | | | 0,0054 | |
| Amonio (agua) | kg | - | | | 0,87 | |
| Nitrato (agua) | kg | - | | | 9,7 | |
| Residuos | kg | 15.700 | | | 5.000 | |
| Energía, electricidad (materiales) | TJ | 12,2 | | | 6,8 | |
| Energía, electricidad (consumo primario) | TJ | 4,4 | | | 2,3 | |
| Energía, calor (consumo primario) | TJ | 1,6 | | | 2,4 | |
| Inventario de emisiones y consumos asociados a la energía (procesos anteriores) | | | | | | |
| CO ₂ (emisión atmosférica) | kg | 1.630.706 | | | 1.295.341 | |
| SO ₂ (emisión atmosférica) | kg | 2.524 | 1,2 | 3.028 | 2.206 | 1,2 |
| NO ₂ (emisión atmosférica) | kg | 2.944 | 0,5 | 1.472 | 1.888 | 0,5 |
| Carbón (extracción) | kg | 23.482 | | | 35.311 | |
| Petróleo (extracción) | kg | 170.302 | | | 113.095 | |
| Gas (extracción) | m ³ | 131.608 | | | 88.076 | |
| Potencial de acidificación, en kg equivalentes a SO₂ | | | | 4.500 | | 6.475 |

Anexo 14, Tabla 10: Potenciales de acidificación de los dos procesos de impresión

El proceso de impresión con base de disolvente del ejemplo vuelve a ser la opción preferida, ya que presenta un menor efecto de acidificación que el proceso al agua (4.500 kg equivalentes a SO₂ en comparación con 6.475 kg equivalentes a SO₂).

Potencial de eutrofización

En la siguiente tabla figuran los potenciales de eutrofización de las dos opciones de impresión.

| Potenciales de eutrofización | | | | | | |
|---|----------------|----------------|----------------------------|--|----------------|----------------------------|
| Ejemplo: Impresión con base de disolvente e impresión con base al agua | | | | | | |
| Emisiones o consumos ambientales | | OPCIÓN 1 | | | OPCIÓN 2 | |
| | | Emisión másica | Potencial de eutrofización | Equivalentes a PO ₄ ³⁻ | Emisión másica | Potencial de eutrofización |
| Acetato de etilo (atmósfera) | kg | 7.368 | | | 1.650 | |
| Etanol (atmósfera) | kg | 7.342 | | | 3.977 | |
| Isopropanol (atmósfera) | kg | 4.904 | | | 3.501 | |
| Etoxiopropanol (atmósfera) | kg | 2.669 | | | - | |
| Butanona (atmósfera) | kg | 1.219 | | | - | |
| Metilisobutilcetona (atmósfera) | kg | 1.219 | | | - | |
| Tolueno (atmósfera) | kg | 269 | | | - | |
| Xileno (atmósfera) | kg | 269 | | | - | |
| Gasolina (atmósfera) | kg | - | | | 4.880 | |
| Amoniaco (atmósfera) | kg | - | | | 1.400 | 0,35 |
| AOX (agua) | kg | - | | | 0,028 | |
| DQO (agua) | kg | - | | | 69 | 0,022 |
| Cromo (agua) | kg | - | | | 0,001 | 0 |
| Cobre (agua) | kg | - | | | 0,015 | |
| Níquel (agua) | kg | - | | | 0,0054 | |
| Amonio (agua) | kg | - | | | 0,87 | 0,33 |
| Nitrato (agua) | kg | - | | | 9,7 | 0,1 |
| Residuos | kg | 15.700 | | | 5.000 | |
| Energía, electricidad (materiales) | TJ | 12,2 | | | 6,8 | |
| Energía, electricidad (consumo primario) | TJ | 4,4 | | | 2,3 | |
| Energía, calor (consumo primario) | TJ | 1,6 | | | 2,4 | |
| Inventario de emisiones y consumos asociados a la energía (procesos anteriores) | | | | | | |
| CO2 (emisión atmosférica) | kg | 1.630.706 | | | 1.295.341 | |
| SO2 (emisión atmosférica) | kg | 2.524 | | | 2.206 | |
| NO2 (emisión atmosférica) | kg | 2.944 | 0,13 | 383 | 1.888 | 0,13 |
| Carbón (extracción) | kg | 23.482 | | | 35.311 | |
| Petróleo (extracción) | kg | 170.302 | | | 113.095 | |
| Gas (extracción) | m ³ | 131.608 | | | 88.076 | |
| kg equivalentes a PO ₄ ³⁻ | | | | 383 | | |
| totales | | | | | | 738 |

Anexo 14, Tabla 11: Potenciales de eutrofización de los dos procesos de impresión

En esta ocasión la opción con base de disolvente vuelve a ser preferible al proceso con base al agua.

Potencial de reducción de la capa de ozono

Ninguna de las dos opciones de proceso de impresión estudiadas en este ejemplo libera sustancias químicas responsables de la reducción de la capa de ozono.

Potencial de creación de ozono fotoquímico

A continuación se muestra el potencial de creación de ozono fotoquímico de las dos opciones.

| Potencial de creación de ozono fotoquímicos | | | | | | |
|---|----------------------------------|----------------|-----------------------------------|----------------------------|----------------|-----------------------------------|
| Ejemplo: Impresión con base de disolvente e impresión con base al agua | | | | | | |
| Emisiones o consumos ambientales | OPCIÓN 1 | | | OPCIÓN 2 | | |
| | Impresión con base de disolvente | Emisión másica | PCOF | Impresión con base al agua | Emisión másica | PCOF |
| | | | PCOF en kg equivalentes a etileno | | | PCOF en kg equivalentes a etileno |
| Acetato de etilo (atmósfera) | kg | 7.368 | 0,209 | 1.540 | 1.650 | 0,209 |
| Etanol (atmósfera) | kg | 7.342 | 0,399 | 2.929 | 3.977 | 0,399 |
| Isopropanol (atmósfera) | kg | 4.904 | | | 3.501 | |
| Etoxiipropanol (atmósfera) | kg | 2.669 | | | - | |
| Butanona (atmósfera) | kg | 1.219 | | | - | |
| Metilisobutilcetona (atmósfera) | kg | 1.219 | 0,49 | 597 | - | 0,49 |
| Tolueno (atmósfera) | kg | 269 | 0,637 | 171 | - | 0,637 |
| Xileno (atmósfera) | kg | 269 | 1,108 | 298 | - | 1,108 |
| Gasolina (atmósfera) | kg | - | | | 4.880 | |
| Amoniaco (atmósfera) | kg | - | | | 1.400 | |
| AOX (agua) | kg | - | | | 0,028 | |
| DQO (agua) | kg | - | | | 69 | |
| Cromo (agua) | kg | - | | | 0,001 | |
| Cobre (agua) | kg | - | | | 0,015 | |
| Níquel (agua) | kg | - | | | 0,0054 | |
| Amonio (agua) | kg | - | | | 0,87 | |
| Nitrato (agua) | kg | - | | | 9,7 | |
| Residuos | kg | 15.700 | | | 5.000 | |
| Energía, electricidad (materiales) | TJ | 12,2 | | | 6,8 | |
| Energía, electricidad (consumo primario) | TJ | 4,4 | | | 2,3 | |
| Energía, calor (consumo primario) | TJ | 1,6 | | | 2,4 | |
| Inventario de emisiones y consumos asociados a la energía (procesos anteriores) | | | | | | |
| CO2 (emisión atmosférica) | kg | 1.630.706 | | | 1.295.341 | |
| SO2 (emisión atmosférica) | kg | 2.524 | 0,048 | 121 | 2.206 | 0,048 |
| NO2 (emisión atmosférica) | kg | 2.944 | 0,028 | 82 | 1.888 | 0,028 |
| Carbón (extracción) | kg | 23.482 | | | 35.311 | |
| Petróleo (extracción) | kg | 170.302 | | | 113.095 | |
| Gas (extracción) | m ³ | 131.608 | | | 88.076 | |
| Kg equivalentes a etileno totales | | | | 5.738 | | 2.088 |

Anexo 14, Tabla 12: Potencial de creación de ozono fotoquímico de los dos procesos de impresión

Esta vez, el proceso de impresión con base al agua es preferible al proceso con base de disolvente porque tiene un PCOF menor.

Agotamiento abiótico

A continuación se muestran los potenciales de agotamiento abiótico de los dos ejemplos estudiados.

| Agotamiento abiótico | | | | | | |
|---|----------------|----------------------------------|-----------------------------------|------------------------------------|----------------------------|-----------------------------------|
| Ejemplo: Impresión con base de disolvente e impresión con base al agua | | | | | | |
| Emisiones o consumos ambientales | | OPCIÓN 1 | | | OPCIÓN 2 | |
| | | Impresión con base de disolvente | | | Impresión con base al agua | |
| | | Masa | Potencial de agotamiento abiótico | PAA en kg equivalentes a antimonio | Masa | Potencial de agotamiento abiótico |
| Acetato de etilo (atmósfera) | kg | 7.368 | | | 1.650 | |
| Etanol (atmósfera) | kg | 7.342 | | | 3.977 | |
| Isopropanol (atmósfera) | kg | 4.904 | | | 3.501 | |
| Etoxipropanol (atmósfera) | kg | 2.669 | | | - | |
| Butanona (atmósfera) | kg | 1.219 | | | - | |
| Metilisobutilcetona (atmósfera) | kg | 1.219 | | | - | |
| Tolueno (atmósfera) | kg | 269 | | | - | |
| Xileno (atmósfera) | kg | 269 | | | - | |
| Gasolina (atmósfera) | kg | - | | | 4.880 | |
| Amoniaco (atmósfera) | kg | - | | | 1.400 | |
| AOX (agua) | kg | - | | | 0,028 | |
| DQO (agua) | kg | - | | | 69 | |
| Cromo (agua) | kg | - | | | 0,001 | |
| Cobre (agua) | kg | - | | | 0,015 | |
| Níquel (agua) | kg | - | | | 0,0054 | |
| Amonio (agua) | kg | - | | | 0,87 | |
| Nitrato (agua) | kg | - | | | 9,7 | |
| Residuos | kg | 15.700 | | | 5.000 | |
| Energía, electricidad (materiales) | TJ | 12,2 | | | 6,8 | |
| Energía, electricidad (consumo primario) | TJ | 4,4 | | | 2,3 | |
| Energía, calor (consumo primario) | TJ | 1,6 | | | 2,4 | |
| Inventario de emisiones y consumos asociados a la energía (procesos anteriores) | | | | | | |
| CO2 (emisión atmosférica) | kg | 1.630.706 | | | 1.295.341 | |
| SO2 (emisión atmosférica) | kg | 2.524 | | | 2.206 | |
| NO2 (emisión atmosférica) | kg | 2.944 | | | 1.888 | |
| Carbón (extracción) | kg | 23.482 | 0,0134 | 315 | 35.311 | 0,0134 |
| Petróleo (extracción) | kg | 170.302 | 0,0201 | 3.423 | 113.095 | 0,0201 |
| Gas (extracción) | m ³ | 131.608 | 0,0187 | 2.461 | 88.076 | 0,0187 |
| Kg equivalentes a antimonio totales | | | | 6.199 | | 4.393 |

Anexo 14, Tabla 13: Potencial de agotamiento abiótico de ambos procesos

El proceso con base de disolvente emplea más recursos abióticos que el proceso con base al agua, por lo que la opción preferida será, en esta ocasión, la técnica al agua.

DIRECTRIZ 4 - Interpretación de conflictos de efectos cruzados

Comparación simple de los distintos efectos ambientales

Los resultados del análisis de las distintas áreas ambientales del anterior ejemplo se muestran en la siguiente tabla:

| | Proceso con base de disolvente | Proceso con base al agua |
|--|--------------------------------|--------------------------|
| Potencial de toxicidad en humanos | | ✓ |
| Potencial de calentamiento global | | ✓ |
| Potencial de toxicidad acuática | ✓ | |
| Potencial de acidificación | ✓ | |
| Potencial de eutrofización | ✓ | |
| Potencial de reducción de la capa de ozono | - | - |
| Potencial de creación de ozono fotoquímico | | ✓ |
| Agotamiento abiótico | | ✓ |
| Energía | | ✓ |
| Residuos | | ✓ |

Nota: La opción marcada presenta el menor impacto ambiental en la categoría en cuestión

Anexo 14, Tabla 14: Comparación simple de los distintos efectos ambientales

En esta fase, el usuario debería destacar también cualquier efecto ambiental o contaminante no tenido en cuenta en el análisis. En el ejemplo del proceso de impresión, las emisiones de isopropanol, etoxipropanol y metilisobutilcetona no se tuvieron en consideración porque no se habían obtenido los factores de multiplicación correspondientes a pesar de que es probable que presenten potencial de creación de ozono fotoquímico y, quizás, un efecto de toxicidad en humanos. Las emisiones de gasolina a la atmósfera del proceso de impresión al agua no se valoraron al no haberse obtenido los factores de efecto correspondientes en ninguna de las áreas ambientales examinadas, a pesar de que es probable que tenga potencial de creación de ozono fotoquímico y, posiblemente también, un efecto de toxicidad en humanos. No se ha calculado ningún efecto tampoco en el caso del amonio liberado al agua, de nuevo a causa de la ausencia de un factor de multiplicación y a pesar de que, una vez más, el amonio posiblemente tenga efectos de eutrofización. Afortunadamente, en este caso, el amonio liberado sólo era una pequeña proporción.

Al comparar los dos procesos del ejemplo anterior, el efecto dominante resultante fue la energía eléctrica consumida en los procesos y los efectos ambientales causados por la producción de esa energía. Nótense los comentarios del apartado 2.4.2 respecto a la energía empleada en el proceso.

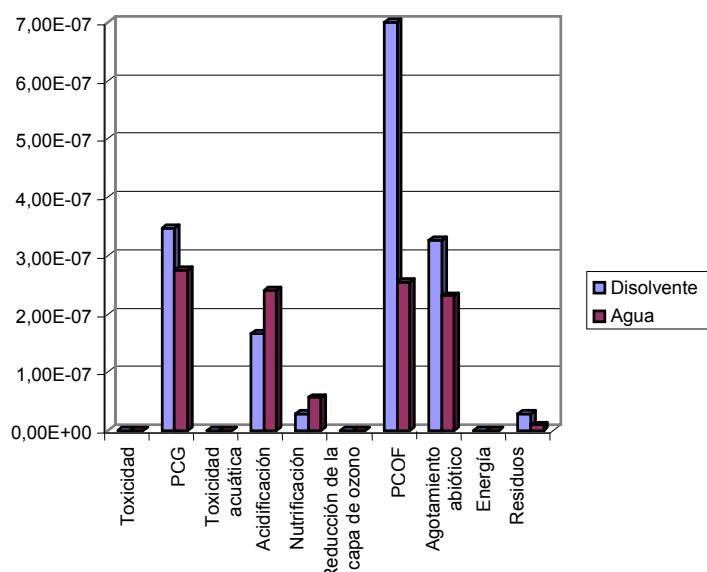
A partir de los resultados presentados más arriba, la opción preferible sería el proceso de impresión con base al agua, ya que presenta menos impacto ambiental en 4 de las 8 categorías y además consume menos energía y genera menos residuos.

La decisión se ha fundamentado en comparaciones simples y transparentes entre las opciones. Además de ayudar a identificar la alternativa que muestra el menor impacto ambiental, la transparencia de la metodología permite al usuario identificar las cuestiones más problemáticas. La desventaja de este enfoque es que no tiene en cuenta la magnitud del efecto ambiental. Por ejemplo, aunque el efecto de eutrofización de ambas alternativas era bastante pequeño, ponderó igual que otros efectos mucho más considerables como la toxicidad.

Como paso adicional, a continuación se muestran una tabla y una figura en las que se comparan los resultados con los totales europeos.

| Efecto | Unidades | Carga europea total | Disolvente | | Al agua | |
|--|---|------------------------|-----------------------|------------------------------|----------------------|------------------------------|
| | | | Total | Proporción del total europeo | Total | Proporción del total europeo |
| Potencial de toxicidad en humanos | m ³ de aire | ? | 125 x 10 ⁹ | ? | 99 x 10 ⁹ | ? |
| Potencial de calentamiento global | kg equiv. a CO ₂ | 4,7 x 10 ¹² | 1.630.706 | 3,47 x 10 ⁻⁷ | 1.295.341 | 2,76 x 10 ⁻⁷ |
| Potencial de toxicidad acuática | m ³ de agua | ? | 0 | ? | 16.754 | ? |
| Potencial de acidificación | kg equiv. a SO ₂ | 2,7 x 10 ¹⁰ | 4.500 | 1,67 x 10 ⁻⁷ | 6.475 | 2,4 x 10 ⁻⁷ |
| Potencial de eutrofización | kg equivalentes a PO ₄ ³⁻ | 1,3 x 10 ¹⁰ | 383 | 2,95 x 10 ⁻⁸ | 738 | 5,68 x 10 ⁻⁸ |
| Potencial de reducción de la capa de ozono | kg equiv. a CFC-11 | 8,3 x 10 ⁷ | | 0 | | 0 |
| Potencial de creación de ozono fotoquímico | kg equiv. a etileno | 8,2 x 10 ⁹ | 5.738 | 6,99 x 10 ⁻⁷ | 2.088 | 2,55 x 10 ⁻⁷ |
| Agotamiento abiótico | kg equiv. a Sb | 1,9 x 10 ¹⁰ | 6.199 | 3,26 x 10 ⁻⁷ | 4.393 | 2,31 x 10 ⁻⁷ |
| Energía | TJ | 6,1 x 10 ¹³ | 18,2 | 2,98 x 10 ⁻¹³ | 11,5 | 1,89 x 10 ⁻¹³ |
| Residuos | kg | 5,4 x 10 ¹¹ | 15.700 | 2,91 x 10 ⁻⁸ | 5.000 | 9,26 x 10 ⁻⁹ |

Anexo 14, Tabla 15: Comparación de las dos opciones de impresión con los totales europeos



Anexo 14, Figura 3: Comparación de las dos opciones de impresión con los totales europeos correspondientes a las áreas ambientales

De la Figura 3 del anexo 14 se desprende que el potencial de creación de ozono fotoquímico (PCOF) es el área ambiental en que las alternativas muestran el mayor impacto respecto a los totales europeos.

Los usuarios y responsables de tomar la decisión deben comprender que la confianza en los totales europeos anteriores es el punto más débil de esta metodología y que en esta fase de la evaluación deberían utilizarse con gran cautela.

Notas

- 1) Los totales europeos correspondientes a la toxicidad en humanos y acuática todavía no se han calculado.
- 2) Las incertidumbres que afectan a los totales europeos anteriores son considerables, probablemente el punto más débil de la metodología. Por ello, a lo largo de todo el documento se ha venido insistiendo en la necesidad de tomar las decisiones tan pronto como sea posible en el proceso de evaluación.
- 3) A medida que prosiga el proceso de ampliación europeo las cifras cambiarán, y no está claro de qué manera podrían gestionarse los nuevos datos actualizados.

Demanda de energía acumulada

Lista de ejemplos de demanda de energía acumulada (DEA):

| Producto o servicio | Unidades | DEA | Fuente |
|---|------------------|---------------|-----------|
| | | MJ por unidad | |
| Energía secundaria | | | |
| Electricidad de la red pública (UE15) | 1 MWh | 789 | ifeu |
| Electricidad de centrales de carbón | 1 MWh | 665 | ifeu |
| Electricidad de centrales de gas | 1 MWh | 560 | ifeu |
| Electricidad de centrales nucleares | 1 MWh | 901 | ifeu |
| Electricidad de centrales hidroeléctricas | 1 MWh | 280 | ifeu |
| Vapor a partir de la quema de carbón | 1 MWh | 344 | ifeu |
| Vapor a partir de la quema de gas | 1 MWh | 349 | ifeu |
| Combustibles, fuentes de energía primaria | | | |
| Aceite mineral (crudo) | 1 kg | 42,6 | TREMOD |
| Diésel | 1 kg | 42,8 | TREMOD |
| Fueloil ligero | 1 kg | 42,8 | TREMOD |
| Fueloil pesado | 1 kg | 40,4 | TREMOD |
| Gas natural (crudo) | 1 m ³ | 34 | ECOINVENT |
| Gas natural (purificado) | 1 m ³ | 40,3 | GEMIS |
| Carbón (mix de entrada medio europeo) | 1 kg | 29,1 | ifeu |
| Carbón (Alemania, R.U.) | 1 kg | 29,8 | ifeu |
| Carbón (Sudáfrica, Australia) | 1 kg | 26,6 | ifeu |
| Lignito (Alemania) | 1 kg | 9,1 | ifeu |
| Astillas de madera | 1 kg | 8,9 | ifeu |
| Aceite de colza | 1 kg | 9,3 | ifeu |
| Sustancias químicas, auxiliares | | | |
| Piedra caliza molida | 1 kg | 0,053 | Patyk |
| Cal viva | 1 kg | 4,18 | Patyk |
| Hidróxido de sodio | 1 kg | 19,9 | APME |
| Amoniaco | 1 kg | 36 | Patyk |
| Metanol | 1 kg | 42,9 | ifeu |
| Etanol | 1 kg | 56 | ifeu |
| Acetona | 1 kg | 64,3 | APME |
| Glicol | 1 kg | 64,8 | ifeu |
| Benceno | 1 Kg | 61,9 | APME |
| Tolueno | 1 kg | 66,2 | APME |
| Metales y materiales de construcción | | | |
| Hierro | 1 kg | 14,4 | GEMIS |
| Acero | 1 kg | 16,3 | FFE |
| Aluminio, primario | 1 kg | 196 | GEMIS |
| Aluminio, secundario | 1 kg | 25,8 | GEMIS |
| Cobre | 1 kg | 53 | GEMIS |
| Zinc | 1 kg | 70,6 | GEMIS |
| Cemento | 1 kg | 4,29 | FFE |
| Hormigón | 1 kg | 0,66 | FFE |
| Plásticos | | | |
| Polietileno de alta densidad (HDPE) | 1 kg | 65,3 | APME |
| Polipropileno | 1 kg | 71,6 | APME |
| PVC | 1 kg | 54 | APME |
| PET | 1 kg | 71,7 | APME |
| Servicios | | | |
| Transporte en camión (carga completa) | 1t/km | 0,81 | TREMOD |
| Transporte en tráiler (carga completa) | 1t/km | 1,44 | TREMOD |
| Incineración de residuos peligrosos (bajo valor calorífico) | 1 kg | 5 | ifeu |
| Vertido de residuos peligrosos en vertederos | 1 kg | 0,22 | ifeu |
| Vertido de residuos inertes en vertederos | 1 kg | 0,056 | ifeu |

Anexo 14. Tabla 16.

[34, Fehrenbach H, 2002]

Nota: La DEA es el resultado de la suma de los consumos de energía de un proceso, entre ellos la energía consumida directamente por el proceso (consumo de energía primaria) y la energía consumida para producir las materias primas necesarias. Puede emplearse para indicar los efectos ambientales del proceso que son relevantes de cara al calentamiento global y la acidificación. La DEA hace las veces de sustituto de la carga ambiental de un producto. Según la definición propuesta en el documento de la Verein Deutscher Ingenieure 4600 «Cumulative Energy Demand – terms, definitions, methods of calculation [16, VDI, 1997]», «*la demanda de energía acumulada (DEA) indica el total agregado de energía primaria utilizada en la producción, ya sea directa o causativa, al utilizar y eliminar un elemento económico (bienes y servicios)*».

Fuentes

APME – Asociación de fabricantes de plástico de Europa: Perfiles ecológicos de varios materiales plásticos: http://www.apme.org/media/public_documents/20011009_164930/lca_summary.htm

ECOINVENT – Centro suizo dedicado al inventario de ciclos de vida, iniciativa conjunta de la ETH y las oficinas federales suizas: <http://www.ecoinvent.ch/en/>

FFE – Forschungsstelle für Energiewirtschaft: <http://www.ffe.de/index3.htm>

GEMIS – Gesamtemissionsmodell integrierter Systeme: <http://www.oeko.de/service/gemis/>
ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung, Heidelberg: Inventario actualizable y genérico de sistemas energéticos creado a partir de datos originales específicos y publicaciones especializadas (ECOINVENT, GEMIS, TREMOD, APME)

Patyk et ál.: Düngemittel - Energie- und Stoffstrombilanzen; Vieweg-Verlag Umweltwissenschaften; Braunschweig 1997

TREMOD - Transport Emission Estimation Model (modelo de estimación de emisiones del transporte); programa informático elaborado por el IFEU-Institute para la Agencia Federal de Medio Ambiente de Alemania, varios ministerios nacionales, la Asociación Alemana de Industrias de la Automoción y la Asociación Alemana del Petróleo.

Oekopol 2000 – Fragmento de la base de datos por sectores de Oekopol.

Potencial de agotamiento abiótico

La tabla y el texto que se incluyen a continuación se han obtenido por completo del documento «Part 2b of the guide on environmental life cycle assessment» de la universidad de Leiden [15, Guinée, 2001] (página 51).

<http://www.leidenuniv.nl/cml/lca2/index.html>

Factores de PAA de distintos recursos abióticos basados en los índices de extracción y los últimos datos de las reservas.

| Recurso natural | Número CAS | PAA (en kg equivalentes a antimonio/kg) |
|-----------------|------------|---|
| actinio (Ac) | 7440-34-8 | 6,33E+13 |
| aluminio (Al) | 7429-90-0 | 1,00E-08 |
| antimonio (Sb) | 7440-36-0 | 1 |
| argón (Ar) | 7440-37-1 | 4,71E-07 |
| arsénico (As) | 7440-38-2 | 0,00917 |
| azufre (S) | 7704-34-9 | 0,000358 |
| bario (Ba) | 7440-39-3 | 1,06E-10 |
| berilio (Be) | 7440-41-7 | 3,19E-05 |
| bismuto (Bi) | 7440-69-9 | 0,0731 |
| boro (B) | 7440-42-8 | 0,00467 |
| bromo (Br) | 7726-95-6 | 0,00667 |
| cadmio (Cd) | 7440-43-9 | 0,33 |
| calcio (Ca) | 7440-70-2 | 7,08E-10 |
| cerio (Ce) | 7440-45-1 | 5,32E-09 |
| cesio (Cs) | 7440-46-2 | 1,91E-05 |
| cloro (Cl) | 7782-50-5 | 4,86E-08 |
| cobalto (Co) | 7440-48-4 | 2,62E-05 |
| cobre (Cu) | 7440-50-8 | 0,00194 |
| cromo (Cr) | 7440-47-0 | 0,000858 |
| disprosio (Dy) | 7429-91-6 | 2,13E-06 |
| erbio (Er) | 7440-52-0 | 2,44E-06 |
| estaño (Sn) | 7440-31-5 | 0,033 |
| estroncio (Sr) | 7440-24-6 | 1,12E-06 |
| europio (Eu) | 7440-53-1 | 1,33E-05 |
| flúor (F) | 7782-41-4 | 2,96E-06 |
| fósforo (P) | 7723-14-0 | 8,44E-05 |
| gadolino (Gd) | 7440-54-2 | 6,57E-07 |
| galio (Ga) | 7440-55-3 | 1,03E-07 |
| germanio (Ge) | 7440-56-4 | 1,47E-06 |
| hafnio (Hf) | 7440-58-0 | 8,67E-07 |
| helio (He) | 7440-59-7 | 148 |
| hierro (Fe) | 7439-89-0 | 8,43E-08 |
| holmio (Ho) | 7440-60-0 | 1,33E-05 |
| indio (in) | 7440-74-6 | 0,00903 |
| iridio (Ir) | 7439-88-5 | 32,3 |
| iterbio (Yb) | 7440-64-4 | 2,13E-06 |
| itrio (Y) | 7440-65-5 | 3,34E-07 |
| criptón (Kr) | 7439-90-9 | 20,9 |
| lantano (La) | 7439-91-0 | 2,13E-08 |
| litio (Li) | 7439-93-2 | 9,23E-06 |
| lutecio (Lu) | 7439-94-3 | 7,66E-05 |
| magnesio (Mg) | 7439-95-4 | 3,73E-09 |
| manganeso (Mn) | 7439-96-5 | 1,38E-05 |
| mercurio (Hg) | 7439-97-0 | 0,495 |
| molibdeno (Mo) | 7439-98-7 | 0,0317 |
| neodimio (Nd) | 7440-00-0 | 1,94E-17 |

| Recurso natural | Número CAS | PAA (en kg equivalentes a antimonio/kg) |
|--|------------|---|
| neón (Ne) | 7440-01-9 | 0,325 |
| níquel (Ni) | 7440-02-0 | 0,000108 |
| niobio (Nb) | 7440-03-1 | 2,31E-05 |
| oro (Au) | 7440-57-5 | 89,5 |
| osmio (Os) | 7440-04-2 | 14,4 |
| paladio (Pd) | 7440-05-3 | 0,323 |
| plata (Ag) | 7440-22-4 | 1,84 |
| platino (Pt) | 7440-06-4 | 1,29 |
| plomo (Pb) | 7439-92-1 | 0,0135 |
| polonio (Po) | 7440-08-6 | 4,79E+14 |
| potasio (K) | 7440-09-7 | 3,13E-08 |
| praseodinio (Pr) | 7440-10-0 | 2,85E-07 |
| protactinio (Pa) | - | 9,77E+06 |
| radio(Ra) | 7440-14-4 | 2,36E+07 |
| radón (Rn) | - | 1,20E+20 |
| renio (Re) | 7440-15-5 | 0,766 |
| rodio (Rh) | 7440-16-6 | 32,3 |
| rubidio (Rb) | 7440-17-7 | 2,36E-09 |
| rutenio (Ru) | 7440-18-8 | 32,3 |
| samario (Sm) | 7440-19-9 | 5,32E-07 |
| scandio (Sc) | 7440-20-2 | 3,96E-08 |
| selenio (Se) | 7782-49-2 | 0,475 |
| silicio (Si) | 7440-21-3 | 2,99E-11 |
| sodio (Na) | 7440-23-5 | 8,24E-11 |
| talio (Tl) | 7440-28-0 | 5,05E-05 |
| tantalio (Ta) | 7440-25-7 | 6,77E-05 |
| teluro (Te) | 13494-80-9 | 52,8 |
| terbio (Tb) | 7440-27-9 | 2,36E-05 |
| titanio (Ti) | 7440-32-8 | 4,40E-08 |
| torio (Th) | 7440-29-1 | 2,08E-07 |
| tulio (Tm) | 7440-30-4 | 8,31E-05 |
| tungsteno (W) | 7440-33-7 | 0,0117 |
| uranio (U) | 7440-61-1 | 0,00287 |
| vanadio (V) | 7440-62-2 | 1,16E-06 |
| xenón (Xe) | 7440-63-3 | 17500 |
| yodo (1) | 7553-56-2 | 0,0427 |
| zinc (Zn) | 7440-66-6 | 0,000992 |
| zirconio (Zr) | 7440-07-7 | 1,86E-05 |
| petróleo crudo | 8012-95-1 | 0,0201 |
| Gas natural ^a | nvt | 0,0187 |
| antracita | nvt | 0,0134 |
| hulla bituminosa | nvt | 0,00671 |
| energía de combustibles fósiles ^b | nvt | 4,81E-04 |

^a Gas natural en kg antimonio/m³^b energía de combustibles fósiles en kg antimonio/MJ**Anexo 14. Tabla 17**

[15, Guinée, 2001]

ANEXO 15 - EJEMPLO DE REDUCCIÓN DE NO_X EN UNA INCINERADORA MUNICIPAL DE RESIDUOS

Introducción

El segundo ejemplo elegido para ilustrar las metodologías descritas en este documento es el de las opciones alternativas para el control de las emisiones de óxidos de nitrógeno (NO_X) en una incineradora municipal de residuos de lecho fluidizado [56, Dutton, 2003]. El ejemplo se basa en una instalación nueva, pero podría referirse igualmente a modificaciones en los procesos existentes. Para garantizar la simplicidad y accesibilidad de los datos, este ejemplo trata sobre una única planta, lo que no implica necesariamente que las metodologías funcionen mejor en un ámbito local. En el ámbito sectorial (BREF), resulta complicado definir un caso base representativo.

Los datos corresponden a una situación real; todas las presuposiciones al respecto se indican en el texto que sigue. Algunos de los datos se han simplificado con el fin de clarificar los procedimientos. Conviene tener presente que el objetivo del ejemplo es ilustrar la metodología económica y de efectos cruzados, no determinar qué técnica de incineración/reducción representa la MTD.

Aplicación de la directriz 1 - Búsqueda e identificación de opciones alternativas

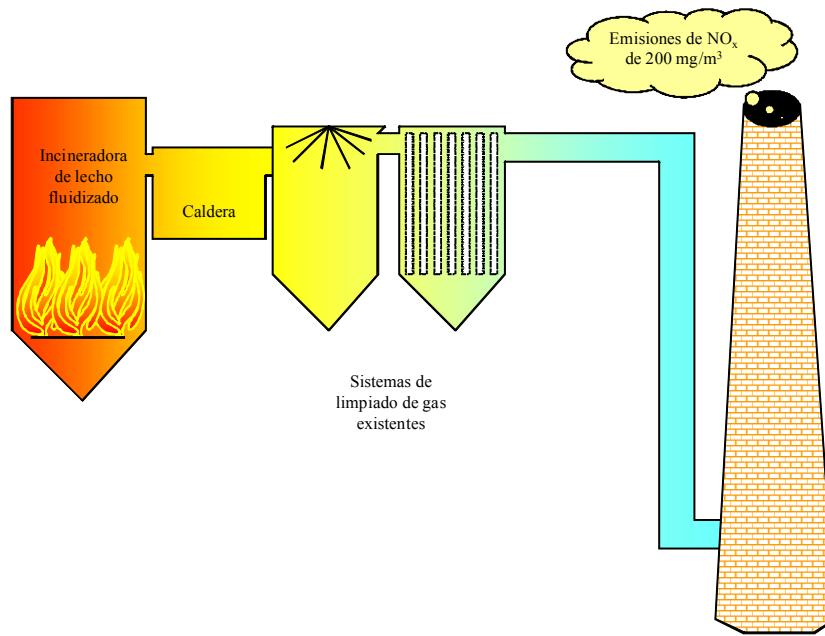
En las instalaciones también se llevan a cabo actividades (aparte de la reducción de NO_X, como el tratamiento de residuos o la utilización de hornos de tratamiento previo, de otros equipos de reducción o de sistemas de tratamiento de la ceniza) que dan como resultado el mismo impacto ambiental en las tres opciones y que se han excluido del objetivo de la evaluación con el fin de simplificarla. Se presupone que las características de la ceniza de la incineradora no se ven afectadas por las distintas técnicas de reducción. Sólo se analizan las emisiones que difieren de una alternativa a otra. Los únicos consumos adicionales son los de amoniaco y energía. La eficiencia en el uso del amoniaco se representa mediante el grado de escape; es decir, la proporción de amoniaco liberada sin reaccionar, que es la que se ha considerado como emisión atmosférica. Sin embargo, los efectos de la producción del amoniaco no entran dentro de los límites del sistema y no se consideran esenciales para el desarrollo de la evaluación.

Un horno de lecho fluidizado normalmente presenta unos niveles de emisión de NO_X de aproximadamente 200 mg/Nm³; con todo, es posible controlar adicionalmente las emisiones de NO_X mediante el acoplamiento de medidas de reducción. Cabe destacar que la incineradora está sujeta a las exigencias de la Directiva sobre incineración de residuos (DIR), que establece como valor límite de las emisiones (VLE) de NO_X permitido para este tipo de instalaciones el valor de 200 mg/Nm³. En el ejemplo que sigue se analizan distintas opciones de reducción de NO_X y se comparan con el caso base.

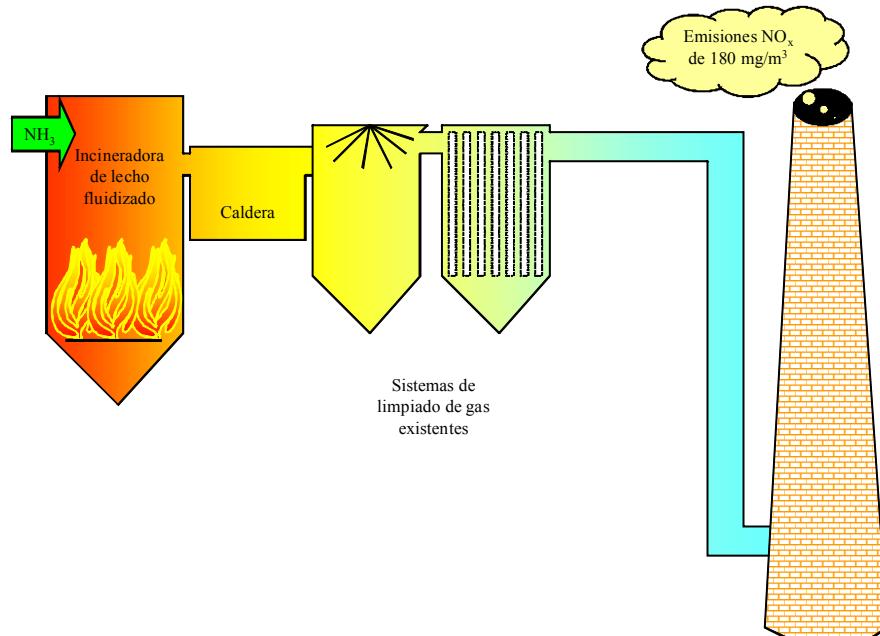
La incineradora procesa 100.000 toneladas de residuos municipales al año y ya dispone de un equipo de reducción de gas ácido semiseco. A continuación se describen tres opciones y se explican las técnicas empleadas, con los mismos límites de sistema.

Opción 1 - Caso base

Consiste en la incineradora de lecho fluidizado, sin equipos adicionales de reducción de NO_x.

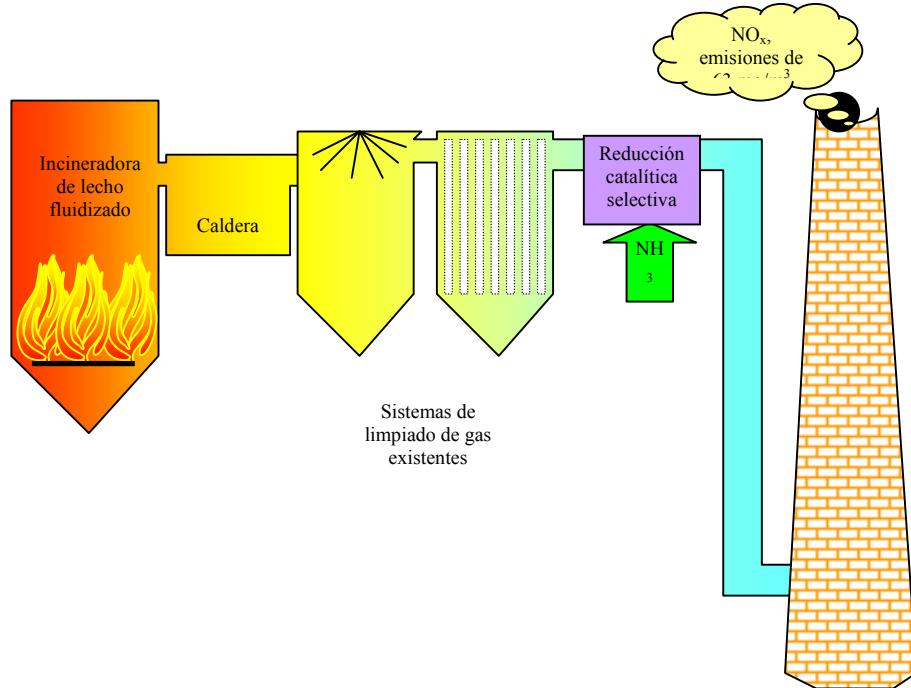
**Opción 1 – Caso base****Opción 2 - Reducción no catalítica selectiva (inyección de amoniaco)**

Se puede realizar una reducción adicional mediante la inyección de amoniaco en el horno. Comparada con el caso base, esta opción suele reducir la concentración de NO_x en las emisiones del orden del 10%.

**Opción 2 – Reducción no catalítica selectiva (inyección de amoniaco)**

Opción 3 - Reducción catalítica selectiva (con inyección de amoniaco)

Esta técnica consiste en una reducción catalítica selectiva posterior a los sistemas de limpiado de gas existentes. También implica la inyección de amoniaco, pero en la fase de reducción catalítica selectiva en vez de en el horno. La capa de catalizador convierte el NO_x en nitrógeno (N₂). Esta opción proporciona una reducción de NO_x del 68,5% en comparación con el caso base (del 58,5% respecto a la opción 2).



Opción 3 - Reducción catalítica selectiva (con inyección de amoniaco)

A partir de esta información básica puede concluirse que la opción 2 y la opción 3 son más costosas que el caso base y también que requieren más energía y materias primas adicionales (amoniaco).

Aplicación de la directriz 2 – Inventario de emisiones y energía utilizada

| Emisiones | Opción 1 | | | Opción 2 | | | Opción 3 | | |
|------------------|-------------------|-----|-------|-------------------|-----|-------|-------------------|-----|-------|
| | mg/m ³ | g/s | t/año | mg/m ³ | g/s | t/año | mg/m ³ | g/s | t/año |
| NO ₂ | 200 | 19 | 591 | 180 | 17 | 532 | 63 | 6 | 186 |
| N ₂ O | 5 | 0,5 | 1,4 | 10 | 0,9 | 2,7 | 10 | 0,9 | 2,7 |
| NH ₃ | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,2 | 0,56 | 3 | 0,3 | 0,84 |

| Energía utilizada | Opción 1 | | | Opción 2 | | | Opción 3 | | |
|-------------------|----------|--------|--------|----------|--------|--------|----------|--------|--------|
| | MWh/año | GJ/año | TJ/año | MWh/año | GJ/año | TJ/año | MWh/año | GJ/año | TJ/año |
| Calor y energía | 0 | 0 | 0 | 40 | 144 | 0,14 | 4.600 | 16.560 | 16,56 |

Anexo 15, Tabla 1

Los datos de energía del ejemplo se encontraban en MWh/año, pero pueden convertirse a GJ/año a través de un factor de conversión de 3,6 (1 TJ = 1.000 GJ).

Conclusión - La opción 3 muestra una reducción de NO_x (NO₂ + N₂O) claramente superior. Sin embargo, la evaluación proseguirá porque (a) se da un aumento en las emisiones de amoniaco y (b) el coste excesivo de la opción 3 sigue siendo problemático, por lo que en esta fase aún no está claro cuál de las opciones es la mejor.

Aplicación de la directriz 3 – Cálculo de efectos cruzados

Simplificación - Para simplificar el ejemplo se ha realizado una valoración rápida de cuáles serían las áreas ambientales que se verían afectadas por las emisiones de NO₂ y NH₃. Las áreas ambientales no afectadas (no importantes) pueden dejarse al margen sin problema en la evaluación.

| Área ambiental | Importancia | Contaminantes |
|--------------------------------------|-------------|--|
| Toxicidad en humanos | Sí | NO ₂ , NH ₃ |
| Calentamiento global | Sí | N ₂ O |
| Toxicidad acuática | No | Sin emisiones acuáticas |
| Acidificación | Sí | NO ₂ , NH ₃ |
| Eutrofización | Sí | NO ₂ , NH ₃ |
| Reducción de la capa de ozono | No | Sin emisión de sustancias reductoras de la capa de ozono |
| Creación de ozono fotoquímico | Sí | NO ₂ |

Anexo 15, Tabla 2

Aunque en este documento los factores de multiplicación normalmente se expresan en kg, en el análisis se utilizarán las toneladas para simplificar los cálculos (para convertir las toneladas a kilogramos basta con multiplicarlas por 10³). La toxicidad en humanos es una excepción en este sentido, ya que es necesario expresar las emisiones en kg para que sean compatibles con la fórmula empleada para calcular el umbral de toxicidad.

Toxicidad en humanos

Los potenciales de toxicidad en humanos se han calculado del modo siguiente (m³ de aire teóricamente contaminados hasta el umbral de toxicidad):

| | Umbral de toxicidad (μg/m ³) | Opción 1 | | Opción 2 | | Opción 3 | |
|--|--|--|---|--|---|--|---|
| | | Masa de contaminante liberada (1.000 kg) | Potencial de toxicidad en humanos (m ³) | Masa de contaminante liberada (1.000 kg) | Potencial de toxicidad en humanos (m ³) | Masa de contaminante liberada (1.000 kg) | Potencial de toxicidad en humanos (m ³) |
| NO ₂ | 40 | 591 | 1,48 x 10 ¹³ | 532 | 1,33 x 10 ¹³ | 186 | 0,46 x 10 ¹³ |
| NH ₃ | 180 | 0 | 0 | 0,56 | 3,11 x 10 ⁹ | 0,84 | 4,67 x 10 ⁹ |
| Potencial de toxicidad en humanos total (m³) | | 1,48 x 10¹³ | | | 1,33 x 10¹³ | | 0,46 x 10¹³ |
| Nota: La masa de contaminante liberada se ha convertido a kg antes de calcular el potencial de toxicidad en humanos. Según los resultados, la opción 3 sería la preferible al presentar el menor potencial de toxicidad en humanos. | | | | | | | |

Anexo 15, Tabla 3

Calentamiento global

Los potenciales de calentamiento global, en toneladas equivalentes a CO₂ anuales, se han calculado del modo siguiente:

| | Potencial de calentamiento global (kg CO ₂) | Opción 1 | Opción 2 | Opción 3 |
|---|--|---|--|--------------|
| | | Masa de contaminante liberada (1.000 kg) | Potencial de calentamiento global (1.000 kg CO ₂) | |
| N ₂ O | 296 | 1,4 | 414,4 | 2,7 |
| PCG total (1.000 kg de CO₂) | | 414,4 | | 799,2 |
| A partir de estos resultados, la opción 1 sería la preferible al mostrar el menor potencial de calentamiento global (PCG). | | | | |

Anexo 15, Tabla 4**Toxicidad acuática**

No existen diferencias entre las tres opciones analizadas en el ejemplo por lo que respecta a los residuos acuáticos, por lo que no es necesario evaluar la toxicidad acuática.

Acidificación

Los potenciales de acidificación se han calculado como toneladas anuales equivalentes a dióxido de azufre anuales:

| | Potencial de acidificación (kg equivalentes a SO ₂) | Opción 1 | Opción 2 | Opción 3 |
|---|--|---|---|--------------|
| | | Masa de contaminante liberada (1.000 kg) | Potencial de acidificación (1.000 kg SO ₂) | |
| NH ₃ | 1,6 | 0 | 0 | 0,56 |
| NO ₂ | 0,5 | 591 | 295,5 | 532 |
| Potencial de acidificación total | | | | |
| | | 295,5 | | 266,9 |
| Según los anteriores resultados, la mejor opción sería la que presenta el menor efecto de acidificación. | | | | |

Anexo 15, Tabla 5

Eutrofización

El potencial de eutrofización se expresa en forma equivalente a las emisiones de ion fosfato, en toneladas anuales. Se ha calculado del modo siguiente:

| | Potencial de eutrofización (en kg equivalentes a ion fosfato) | Opción 1 | | Opción 2 | | Opción 3 | |
|--|--|---|--|---|--|---|--|
| | | Masa de contaminante liberada (1.000 kg) | Potencial de eutrofización (equivalentes a 1000 kg de ion fosfato) | Masa de contaminante liberada (1.000 kg) | Potencial de eutrofización (equivalentes a 1000 kg de ion fosfato) | Masa de contaminante liberada (1.000 kg) | Potencial de eutrofización (equivalentes a 1000 kg de ion fosfato) |
| NH ₃ | 0,35 | 0 | 0 | 0,56 | 0,2 | 0,84 | 0,29 |
| NO ₂ | 0,13 | 591 | 76,83 | 532 | 69,16 | 186 | 24,18 |
| Potenciales de eutrofización total equivalentes a 1.000 kg de PO₄³⁻ | | 76,83 | | 69,36 | | | 24,47 |
| La opción preferible sobre la base de los resultados anteriores sería la 3. | | | | | | | |

Anexo 15, Tabla 6

Potencial de reducción de la capa de ozono

En el ejemplo no se dan emisiones relevantes de sustancias reductoras de la capa de ozono.

Potencial de creación de ozono fotoquímico

Los potenciales de creación de ozono fotoquímico se expresan como equivalentes a toneladas de etileno anuales y se han calculado como se muestra a continuación:

| | Potencial de creación de ozono fotoquímico (PCOF) (kg equivalentes a etileno) | Opción 1 | | Opción 2 | | Opción 3 | |
|--|---|---|--|---|--|---|--|
| | | Masa de contaminante liberada (1.000 kg) | Potencial de creación de ozono fotoquímico (1.000 kg equivalentes a etileno) | Masa de contaminante liberada (1.000 kg) | Potencial de creación de ozono fotoquímico (1.000 kg equivalentes a etileno) | Masa de contaminante liberada (1.000 kg) | Potencial de creación de ozono fotoquímico (1.000 kg equivalentes a etileno) |
| NO ₂ | 0,028 | 591 | 16,55 | 532 | 14,9 | 186 | 5,21 |
| PCOF total (equivalentes a 1.000 kg de etileno) | | 16,55 | | 14,9 | | | 5,21 |
| La opción preferida según los resultados de la tabla es la 3. | | | | | | | |

Anexo 15, Tabla 7

Aplicación de la directriz 4 – Interpretación de conflictos de efectos cruzados

Comparación simple de las áreas ambientales

A partir de la información recopilada en el ejemplo se pueden realizar las siguientes comparaciones simples.

| Efecto ambiental | Opción 1 | Opción 2 | Opción 3 |
|-------------------------------|--------------|--------------|--------------|
| Energía | 1 | 2 | 3 |
| Residuos | No evaluados | No evaluados | No evaluados |
| Toxicidad en humanos | 3 | 2 | 1 |
| Calentamiento global | 1 | 2 | 2 |
| Toxicidad acuática | No evaluada | No evaluada | No evaluada |
| Acidificación | 3 | 2 | 1 |
| Eutrofización | 3 | 2 | 1 |
| Reducción de la capa de ozono | No evaluada | No evaluada | No evaluada |
| Creación de ozono fotoquímico | 3 | 2 | 1 |

| Leyenda |
|----------------------|
| 1: Opción preferida |
| 2: Rendimiento medio |
| 3: Peor rendimiento |

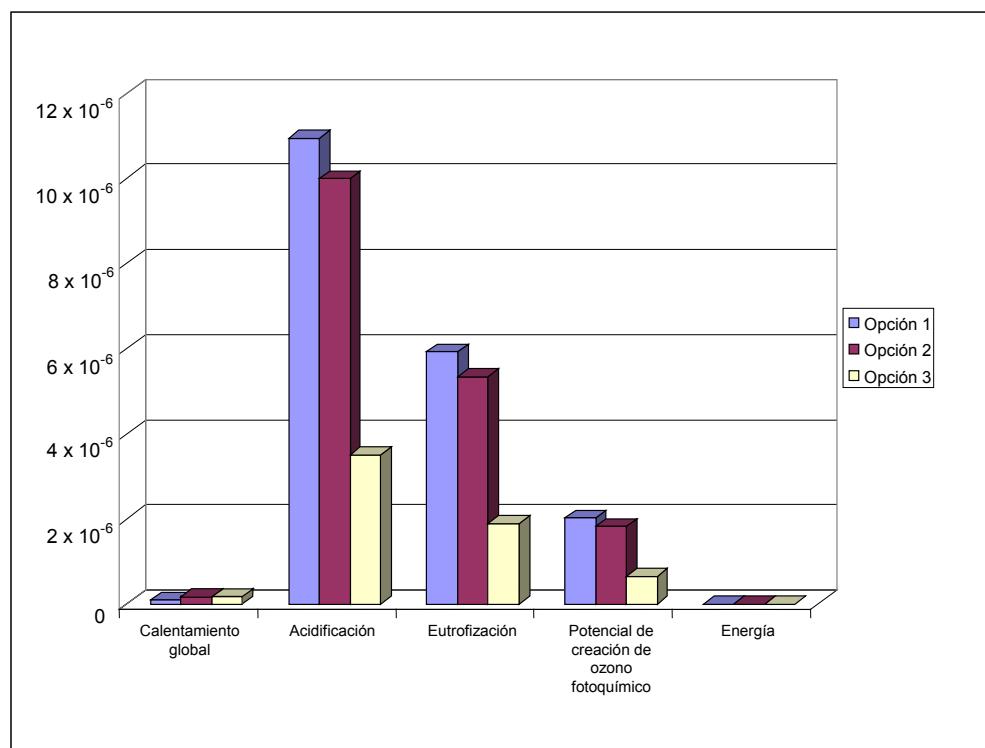
La opción 3 es la preferible en la mayoría de áreas ambientales, pero es la que muestra peor rendimiento en el consumo de energía.

Normalización respecto a los totales europeos

A partir de los datos calculados para el ejemplo puede realizarse una comparación de las emisiones respecto al total de emisiones en el ámbito europeo. (Importante: todas las emisiones se han convertido de toneladas a kg en esta fase de la evaluación.) La siguiente figura muestra los resultados de forma gráfica; en ellos se aprecia que la opción 3 es la que parece mostrar el menor impacto ambiental general tras analizar las cinco áreas ambientales (hay que tener en cuenta que los residuos, la toxicidad acuática y el potencial de reducción de la capa de ozono no se han incluido en la figura).

| Efecto | Opción 1 | | Opción 2 | | Opción 3 | |
|--|-----------------------|------------------------|-----------------------|-------------------------|-----------------------|-------------------------|
| | Total | % del total europeo | Total | % del total europeo | Total | % del total europeo |
| Energía (TJ) | 0 | 0 | 0,144 | $0,023 \times 10^{-13}$ | 16,56 | $2,715 \times 10^{-13}$ |
| Residuos | No evaluados | No evaluados | No evaluados | No evaluados | No evaluados | No evaluados |
| Potencial de toxicidad en humanos (m^3 de aire) | $1,48 \times 10^{13}$ | ? | $1,33 \times 10^{13}$ | ? | $0,46 \times 10^{13}$ | ? |
| PCG (kg equiv. a CO_2) | $414,4 \times 10^3$ | $0,09 \times 10^{-6}$ | $799,2 \times 10^3$ | $0,17 \times 10^{-6}$ | $799,2 \times 10^3$ | $0,17 \times 10^{-6}$ |
| Potencial de toxicidad acuática (m^3 de agua) | No evaluada | No evaluada | No evaluada | No evaluada | No evaluada | No evaluada |
| Potencial de acidificación (kg equiv. a SO_2) | $295,5 \times 10^3$ | $10,94 \times 10^{-6}$ | $266,9 \times 10^3$ | $9,89 \times 10^{-6}$ | $94,34 \times 10^3$ | $3,49 \times 10^{-6}$ |
| Potencial de eutrofización (kg equiv. a PO_4^{3-}) | $76,83 \times 10^3$ | $5,91 \times 10^{-6}$ | $69,36 \times 10^3$ | $5,34 \times 10^{-6}$ | $24,47 \times 10^3$ | $1,88 \times 10^{-6}$ |
| Potencial de reducción de la capa de ozono (equiv. a CFC-11) | No evaluado | No evaluado | No evaluado | No evaluado | No evaluado | No evaluado |
| PCOF (kg equiv. a etileno) | $16,55 \times 10^3$ | $2,02 \times 10^{-6}$ | $14,9 \times 10^3$ | $1,82 \times 10^{-6}$ | $5,21 \times 10^3$ | $0,64 \times 10^{-6}$ |

Anexo 15, Tabla 8: Normalización de emisiones respecto a los totales europeos



Las tres opciones expresadas en forma de porcentaje de los totales europeos

Filtrado de efectos ambientales locales

Los datos de emisiones del ejemplo se han filtrado para detectar cuáles de ellas requerirían una valoración en mayor profundidad de la situación local. A partir de los factores de dilución anteriores (emisiones atmosféricas: 1:100.000) se han calculado las siguientes concentraciones dispersas de los tres ejemplos.

| | Opción 1 | | Opción 2 | | Opción 3 | |
|-----------------|------------------------------|---|------------------------------|---|------------------------------|---|
| | Emisión (mg/m ³) | Concentración dispersa (mg/m ³) | Emisión (mg/m ³) | Concentración dispersa (mg/m ³) | Emisión (mg/m ³) | Concentración dispersa (mg/m ³) |
| NO ₂ | 200 | 0,002 | 180 | 0,00180 | 63 | 0,00063 |
| NH ₃ | 0 | 0,000 | 2 | 0,00002 | 3 | 0,00003 |

Anexo 15, Tabla 9

Las normas de calidad ambiental (NCA) correspondientes a NO₂ y NH₃ se expresan en µg/m³, por lo que es necesario convertir las concentraciones dispersas antes de expresarlas como porcentaje de las NCA.

| Sustancia | NCA (µg/m ³) | Concentración dispersa (% de NCA) | | |
|-----------------|--------------------------|-----------------------------------|----------|----------|
| | | Opción 1 | Opción 2 | Opción 3 |
| NO ₂ | 40 | 5% | 4,500% | 1,500% |
| NH ₃ | 180 | - | 0,011% | 0,016% |

Anexo 15, Tabla 10

Sólo las emisiones de NO₂ son, en este sentido, significativas y, por tanto, posiblemente requieran un examen más detallado de la situación local.

Conclusión sobre efectos cruzados

Al evaluar los efectos ambientales de las tres opciones examinadas en el ejemplo, la opción 3 parece ser la preferible en cuestión de acidificación, eutrofización y potencial de creación de ozono fotoquímico. La opción 1 sería preferible por lo que respecta al potencial de calentamiento global y la energía. Si se comparan los valores con los totales europeos se observa que estas dos últimas áreas ambientales son, al parecer, menos significativas y, por tanto, podrían ponderar menos en una evaluación global. Estructurar la evaluación de esta manera facilita la tarea posterior de los expertos que deberán tomar una decisión equilibrada.

Metodología de cálculo de costes

A continuación se muestran los costes de capital y explotación del ejemplo. La opción 1 se considera el caso base, y los costes se expresan como importes añadidos al caso base. Se presupone que los costes de explotación se mantienen constantes con el paso de los años.

| Costes (miles de euros) | Opción 1 | Opción 2 | Opción 3 |
|---|----------|----------|----------|
| Coste de inversión total (miles de euros) | - | 185 | 1.475 |
| Coste de explotación total (miles de euros) | - | 188 | 670 |

Anexo 15, Tabla 11

Estos costes sirven para ilustrar las metodologías aquí descritas, aunque lo ideal hubiese sido disponer de más información para permitir contrastar y validar los datos.

La evaluación de los costes se apoya en algunas suposiciones previas. En primer lugar, el coste de la electricidad se basa en el precio de venta del suministro público (es decir, no en el precio de compra). Además, los costes incluyen la sustitución de equipos en un plazo de 25 años y, en el caso de la opción 3, el cambio del catalizador cada tres años.

Los costes se han dividido dependiendo de si son de inversión o de explotación.

Los costes de inversión pueden subdividirse en costes de instalación (planificación del proyecto, coste del solar, limpieza, preparación de la ubicación, edificios, ingeniería, honorarios de los contratistas, tareas de prueba/puesta en marcha), costes derivados de los equipos de control de la contaminación (equipo de control primario, equipo auxiliar, instrumentos, transporte hasta las instalaciones, modificaciones en equipos existentes) y otros costes (contingencia).

Los costes de explotación se subdividen en costes energéticos (electricidad, productos petrolíferos, gas natural, combustible sólido), costes de materiales y servicios (piezas de recambio, sustancias químicas, servicios ambientales), costes de mano de obra (plantilla, formación del personal), costes fijos (seguros, licencias, provisiones para emergencias y otros gastos generales), ahorro de costes o ingresos y costes subsiguientes.

La limitada información de que se dispone en este ejemplo sólo permite calcular los costes anuales totales. Los costes anuales se muestran como importes adicionales al caso base (opción 1). Las presuposiciones esta vez son una vida económica de las instalaciones de 25 años (basado en el período de sustitución del horno) y un tipo de descuento del 6% (al ser un sector de bajo riesgo con un coste de capital bajo). Los costes anuales equivalentes se calculan a partir de la siguiente ecuación:

$$\text{Costes anuales totales} = C_0 \left[\frac{r(1+r)^n}{(1+r)^n - 1} \right] + CE$$

Donde:

C₀ = coste de inversión correspondiente al año 0 (año base)

r = tipo de descuento para cada período (año)

n = vida económica estimada del equipo en años

CE = costes de explotación totales.

Por lo tanto,

$$\text{Costes anuales totales (opción 2)} = 185 \times \left[\frac{0,06 \times (1+0,06)^{25}}{(1+0,06)^{25} - 1} \right] + 188 = 202 \text{ (miles de euros)}$$

$$\text{Costes anuales totales (opción 3)} = 1475 \times \left[\frac{0,06 \times (1+0,06)^{25}}{(1+0,06)^{25} - 1} \right] + 670 = 785 \text{ (miles de euros)}$$

Los costes anuales totales, además de los costes anuales de la opción 1, son los siguientes:

Opción 2 = 202.000 euros

Opción 3 = 785.000 euros

En una situación ideal habría habido más información disponible para la evaluación y la validación de los costes, pero desgraciadamente no se dispone de más datos.

En el ejemplo, todos los costes pueden atribuirse a la protección ambiental, ya que las técnicas tienen como único objetivo la reducción de las emisiones de NO_x.

Evaluación de las alternativas

En este caso sólo se ha tenido en cuenta el NO_x para simplificar la evaluación. Así pues, la rentabilidad puede valorarse sobre la base de los costes por tonelada de NO_x reducida. Si la comparamos con el caso base, la rentabilidad de la opción 2 y la opción 3 serían las siguientes.

| | Opción 2 | Opción 3 |
|---|--------------------------|-----------------------------|
| Costes adicionales anuales (miles de euros) según la metodología de cálculo de costes | 202 | 785 |
| Reducción de NO _x (en toneladas) según la metodología de efectos cruzados | 59 (10% de reducción) | 405 (68,5% de reducción) |
| Rentabilidad (costes por tonelada de NO_x reducida) | 3.424 | 1.938 |
| El resultado son unos costes de 3.424 euros/tonelada en el caso de la opción 2 y de 1.938 euros/tonelada en el de la opción 3. Por lo tanto, la opción 3 es la más rentable. | | |

Anexo 15, Tabla 12

El coste externo que indica ExternE para el NO_x oscila entre 1.500 y 7.100 euros. Tanto la opción 2 como la opción 3 entrarían dentro de este margen (3.424 euros y 1.938 euros respectivamente). Aunque se podría llevar a cabo un análisis de sensibilidad para interpretar de forma más objetiva estos resultados, en principio bastan para informar a los expertos sobre si la rentabilidad de la medida se ajusta a los criterios de las MTD.

Viabilidad económica en el sector

Descripción de la estructura de la industria

Tamaño y número de plantas

El tamaño de las instalaciones en el sector de la incineración tiende a venir dictado por la economía de escala así como por la estrategia de gestión de residuos dominante en los Estados miembros. Por ejemplo, en el Reino Unido la mayoría de instalaciones dan servicio a una población aproximada de 100.000 habitantes, con capacidades que varían entre 50 – 150 kt/año. Existen dudas sobre el coste de aplicación de esas técnicas de NO_x en plantas más pequeñas, pero también existen las suficientes instalaciones de una capacidad razonable, en general, para no limitar la adopción de cualquiera de las tecnologías por parte del sector. Es un hecho que las técnicas ya existen en muchas instalaciones de la UE, lo que viene a indicar que el tamaño de éstas difícilmente tendrá una influencia decisiva sobre la viabilidad.

Características técnicas de las instalaciones

El sector está muy regulado y ha sido objeto de una serie de directivas específicas, además de la Directiva IPPC (y, más recientemente, la Directiva sobre incineración de residuos), que han ido exigiendo cada vez mejores niveles de rendimiento ambiental. Además, la tecnología de incineración y las técnicas de control descritas en este documento suelen ser de probada eficacia en cuestión de disponibilidad técnica y rendimiento. Por otro lado, son técnicas que pueden adaptarse a posteriori a la mayoría de tipos de incineradores, nuevos y existentes, al tratarse de técnicas de reducción «al final de línea». En caso de que haya que adaptar a posteriori una técnica, será necesario disponer del espacio adecuado. El equipo necesario no es excesivamente grande y, además, muchas instalaciones suelen haber previsto espacio para sistemas de canalización y tratamiento de residuos generales, lo que aporta mayor flexibilidad para acomodar los nuevos equipos. De lo dicho anteriormente se desprende que las características técnicas no deberían ser un factor crucial que acabe determinando la viabilidad.

Vida del equipo

La vida útil de una planta incineradora es relativamente prolongada y segura (para conocer la estructura del mercado véase el apartado 5.3); 25 años sería una cifra razonable para la vida de unas instalaciones nuevas (basado en la sustitución de la caldera/horno principal). Este funcionamiento seguro a largo plazo aumenta la confianza en que los beneficios ambientales de las inversiones en medidas de protección ambiental se maximizarán a lo largo de la vital del equipo de reducción de la contaminación. Por lo tanto, es poco probable que la vida útil del equipo ejerza una influencia significativa sobre la viabilidad.

Barreras a la entrada o la salida

La capacidad de incineración de la UE es considerable actualmente, y la demanda crece a medida que se abandonan los vertederos. La tendencia prevista, al menos a corto plazo, es que se produzca un crecimiento de la capacidad incineradora, aunque la situación entre Estados miembros seguirá variando dependiendo de las estrategias nacionales de gestión de residuos.

Características de otros sectores

La estructura general de las empresas que explotan instalaciones de incineración de residuos varía según los Estado miembros. Varias empresas (al menos del Reino Unido) tienen intereses económicos en el sector de la gestión de residuos, aparte de operar instalaciones de incineración. Además, son varias las empresas que operan instalaciones en más de un Estado miembro.

Conclusión

La conclusión es que la seguridad del suministro, lo prolongado de la vida del equipo/planta y las tecnologías conocidas son factores positivos que no afectarán negativamente a la viabilidad.

Descripción de la estructura del mercado

La estructura del sector se ha analizado con el modelo de las cinco fuerzas de Porter.

Rivalidad entre competidores existentes

La competencia entre las instalaciones de incineración (de residuos municipales) es relativamente escasa a causa de determinados factores. La demanda de mayor capacidad de incineración sobrepasa la oferta en algunos Estados miembros (por ejemplo, el Reino Unido) principalmente como consecuencia de la considerable resistencia mostrada por los políticos locales, lo que aumenta la duración del proceso de planificación y, por tanto, frena la construcción de nuevas plantas. Además, los titulares de plantas de incineración tienden a firmar contratos seguros y a relativo largo plazo de instalaciones ubicadas en lugares concretos con las autoridades de recogida/eliminación de residuos. Por último, los costes de transporte de residuos provocan que el movimiento entre plantas incineradoras alternativas sea limitado.

Poder de negociación de los proveedores

No afecta a este sector.

Poder de negociación de los clientes

En este sector se considera que los clientes y los proveedores son los mismos, es decir, las autoridades de gestión de residuos. La escasa competencia mencionada antes implica que las autoridades de gestión de residuos no tienen una influencia sustancial sobre los precios que pagan por la eliminación de los mismos. Normalmente, la incineración es el único camino posible dadas las crecientes restricciones sobre los vertederos establecidas en la legislación o por el lento desarrollo del mercado del reciclaje. Esto implica que los titulares de las incineradoras tendrán la oportunidad de trasladar, de forma razonable, los costes de control de la contaminación a sus clientes del sector y que los clientes tendrán pocas alternativas, excepto la aceptación de los nuevos precios. A su vez, estos clientes (autoridades de recogida y eliminación de residuos) trasladarán los costes a los productores de residuos (el público general y la industria manufacturera). Los elevados costes de eliminación provocarían una mayor diversificación de canales alternativos de eliminación, reciclado y reducción en origen. Con todo, la capacidad actual para reducir el mercado de la incineración es limitada (al menos en el R.U.).

Amenaza de productos o servicios sustitutivos

Existe una creciente demanda de vías de eliminación alternativas a los vertederos fomentada por la Directiva sobre vertederos de la UE. Por otro lado, los Estados miembros también fomentan el desarrollo de mejores alternativas a la incineración como parte de sus estrategias globales de gestión de residuos como, por ejemplo, instalaciones de reutilización, reciclaje y recuperación. Estas opciones se ven influidas por el mercado y los precios de los materiales recuperados y son muchos los Estados miembros que han descubierto que es necesario intervenir económicamente para facilitar el cambio a otras opciones más deseables. El ritmo y el alcance de esa sustitución vienen determinados por las estrategias de eliminación de residuos aplicadas por los distintos países. A corto plazo, la rapidez de la sustitución estará contrarrestada por una falta de capacidad general de las alternativas a los vertederos y por el hecho de que la incineración suele ser todavía una opción menos costosa que las alternativas de tratamiento actuales. Puede que en algún momento se inicie el proceso de sustitución de la incineración, lo que podría afectar a la viabilidad de las técnicas de control, pero el horizonte aún es lejano.

Amenaza de nuevos competidores

Actualmente ya se da esa falta de capacidad para la instalación de incineradoras, como se ha señalado más arriba, lo que debería dar entrada a nuevos competidores. Es poco probable que éstos afectasen a la viabilidad de las empresas actuales de forma sustancial, ya que los contratos a largo plazo normalmente se circunscriben a instalaciones especializadas y localizadas.

Conclusión

El análisis general indica que sería posible trasladar los costes de los equipos de control de la contaminación a los clientes con relativa facilidad. En este caso corresponderá al gobierno de cada Estado miembro evaluar los efectos de la imposición de unos costes que se sabe que, en gran medida, serán transferidos a su economía en bloque. La demanda de mayor capacidad de incineración es bastante inelástica en lo referente al precio, aunque esta situación podría cambiar a medida que otras opciones de eliminación (por ejemplo, el reciclado) sean más competitivas. El impacto de este cambio sobre la elasticidad también podría depender del grado de control que ejercen los titulares de incineradoras sobre las alternativas disponibles al formar parte de su cartera de negocios.

El análisis anterior sugiere que la estructura actual del mercado apoya la posibilidad de que el sector asuma los costes de las técnicas de protección ambiental y que, por tanto, la implantación de las técnicas propuestas como MTD no afectaría a la viabilidad del sector de forma significativa. Ésta podría reducirse a largo plazo según accedan al mercado técnicas que sustituyan a la incineración.

Capacidad de recuperación

No se dispone de datos para valorar la capacidad de recuperación del sector, pero el margen de beneficios de los titulares de incineradoras se considera relativamente alto en comparación con otros sectores industriales como el manufacturero.

Conclusión

Del análisis general de la capacidad de recuperación (y de otros factores anteriormente descritos) se desprende que los costes de los equipos de control de la contaminación deberían poderse trasladar fácilmente a los clientes. La demanda de capacidad de incineración presenta precios bastante inelásticos, aunque la situación podría cambiar a medida que las opciones de eliminación alternativas (por ejemplo, el reciclado) resulten más competitivas. Esta elasticidad cruzada de los precios también puede depender del grado de control que ejercen los titulares de las incineradoras sobre técnicas alternativas que integren su cartera de negocios. Otro aspecto adicional que debería considerarse es la facilidad con la que los costes pueden trasladarse en el sector y el impacto económico que supondría a nivel nacional.

Rapidez de implantación

Este aspecto adquiere una importancia crucial si la implantación de las MTD requiere cambios fundamentales en la inversión de capital que afecten al sector en pleno o impliquen su reestructuración. Sin embargo, en el sector de la incineración, el índice de mejora del rendimiento sigue estando fuertemente influido por las Directivas sobre incineración de la UE, donde se contemplan esquemas de cumplimiento rígidos que podrían convertirse en el factor determinante de la futura implantación de las mejoras ambientales auspiciadas por la Directiva IPPC y que históricamente han dado lugar a grandes reestructuraciones y reconversiones del sector en algunos Estados miembros (por ejemplo, el Reino Unido en 1996). Las instalaciones de todo el sector necesitarían más inversión en técnicas para poder cumplir al menos el nivel de rendimiento en el control de NO_x requerido por la Directiva sobre incineración de residuos.

Otro factor que debería tenerse en cuenta es la capacidad de los titulares para compatibilizar la implantación con los ciclos de la empresa, por ejemplo, los paradas previstas o los ciclos de mantenimiento. No parece que sea ésta una cuestión vital en el anterior ejemplo, ya que la construcción podría llevarse a cabo sin influir en absoluto en el funcionamiento normal.

Conclusión

La rapidez de la implantación está determinada en gran medida por el calendario fijado en otras Directivas.

Conclusión sobre la viabilidad económica

La propia naturaleza de este sector hace que se tenga una buena oportunidad de trasladar los costes de los equipos de control ambiental a los clientes, por lo que las futuras inversiones no deberían afectar de forma importante a la viabilidad del sector. Por lo tanto, sería razonable esperar que el sector invirtiese en las tecnologías correspondientes a la opción 2 o la opción 3 (dejando, pues, del caso base). Como conclusión del análisis realizado en este documento, la opción 3 sería más cara que la opción 2, pero también más rentable (opción 3 = 1.938 euros por tonelada de NO_x reducida; opción 2 = 3.424 euros por tonelada de NO_x reducida, según cálculos del capítulo 4). Puesto que la opción 3 también podría implantarse a un coste razonable (comparado con el beneficio ambiental que posibilitará), se considera la opción preferida.

Estas conclusiones guardan una estrecha relación con la información analizada y, en el ejemplo, la eficiencia en la reducción de NO_x del 10% mediante reducción no catalítica selectiva (opción 2) podría no ser característica de esta técnica. En caso de poderse alcanzar una mayor reducción, del 30% o del 50%, aplicando la misma tecnología básica, las conclusiones serían bastante distintas. No obstante, como se dijo en la introducción al ejemplo, su objetivo es hacer una demostración de la aplicación de la metodología económica y de efectos cruzados descrita en el presente documento, por lo que las conclusiones del ejemplo no pueden emplearse para fundamentar que una tecnología concreta sea una MTD.



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE MEDIO AMBIENTE
Y MEDIO RURAL Y MARINO



9788483204122