

El Medio ambiente en Europa:
segunda evaluación

Capítulo 6. Productos químicos

European Environment Agency



6. Productos químicos

Resultados principales

Desde la evaluación *Dobris*, la industria química de Europa occidental ha seguido creciendo, con una producción que, desde 1993, aumenta a un ritmo superior al del PIB. En los Países de Europa central y oriental y en los Nuevos Estados Independientes (NEI), la producción ha registrado un notable descenso desde 1989, paralelo al del PIB, si bien en algunos de ellos la producción acusa una recuperación parcial desde 1993. El resultado neto es que se ha incrementado el flujo de productos químicos en las economías de toda Europa.

Son escasos los datos relativos a las emisiones, pero los productos químicos se dispersan en todos los medios, incluidos los tejidos humanos y animales. En el inventario de las Sustancias químicas existentes en Europa se enumeran más de 100.000 compuestos. El grado de amenaza de estos productos químicos sigue siendo incierto, debido a la falta de conocimientos acerca de sus concentraciones y acerca de sus vías de penetración y acumulación en el medio ambiente, y su posterior efecto en los seres humanos y en otras formas de vida.

Se dispone, no obstante, de algunos datos, por ejemplo en relación con los metales pesados y los contaminantes orgánicos persistentes (COP). Aunque las emisiones de determinadas sustancias están disminuyendo, sus concentraciones en el medio ambiente siguen siendo motivo de preocupación, en especial en algunas zonas con un alto grado de contaminación y en sumideros naturales como el mar Báltico y el Ártico. Se está procediendo a la eliminación progresiva de algunos de los COP más conocidos, pero se producen todavía grandes cantidades de otras muchas sustancias con propiedades similares.

Recientemente se ha suscitado la alarma en relación con lo que han dado en llamarse “sustancias que alteran las funciones endocrinas”: los COP y algunos compuestos organometálicos, por ser una posible causa de alteración de las funciones reproductoras en los seres humanos y en animales y plantas. Mientras que los ejemplos de estas alteraciones son incuestionables en animales marinos, no hay pruebas suficientes para establecer vínculos causales entre dichos productos químicos y determinados síntomas de disfunciones reproductoras en el ser humano, cuyas causas siguen siendo en gran medida desconocidas y podrían imputarse tanto a los cambios del estilo de vida y los hábitos en el vestir, como a la presencia en el medio ambiente de determinadas sustancias químicas.

Debido a las dificultades y al elevado coste de evaluar la toxicidad de un gran número de productos químicos, cuyo uso entraña riesgos, sobre todo por sus posibles efectos neurotoxicológicos y en las funciones reproductoras, algunas de las estrategias de control que se aplican en la actualidad persiguen la reducción de la “carga” de productos químicos en el medio ambiente mediante la eliminación y disminución de su uso y de sus emisiones. Un ejemplo de estas medidas son las estrategias elegidas en el Convenio de OSPAR para la protección del mar del Norte. Está previsto que la CEPE (NU) concluya en 1998 dos nuevos protocolos sobre las emisiones atmosféricas de tres metales pesados y dieciséis COP incluidos en el Convenio sobre contaminación transfronteriza a larga distancia.

Desde la evaluación *Dobris*, se han emprendido nuevas iniciativas a escala nacional e internacional para reducir el posible impacto de los productos químicos en el medio ambiente, entre las que se cuentan los programas voluntarios de reducción, la imposición de medidas fiscales sobre determinados productos y el acceso al público de datos similares a los que se encuentran disponibles en el Inventario de sustancias tóxicas de Estados Unidos, como se especifica, por ejemplo, en la Directiva sobre prevención y control integrados de la contaminación. Queda todavía mucho por hacer en toda Europa para extender la aplicación de instrumentos de características similares.

6.1. Introducción

Desde el comienzo de la revolución industrial, la industria química ha venido sintetizando en el laboratorio y fabricando, a veces en grandes cantidades, innumerables compuestos químicos nuevos. Muchos de ellos se emplean para producir una amplia gama de bienes manufacturados y otros productos.

Se desconoce el número de sustancias químicas en uso, pero en 1981 se invitó a las industrias de la UE a que señalaran las sustancias entonces comercializadas. El resultado fue el Inventario europeo de sustancias químicas comerciales existentes (EINECS), que contiene 100.116 compuestos químicos. Se calcula que el número real de productos actualmente comercializados varía entre 20.000 y 70.000 (Teknologi-Radet, 1996).

Cada año se lanzan al mercado varios centenares de sustancias nuevas.

Un número considerable de productos químicos en uso terminan llegando a millones de consumidores y a los procesos de fabricación de otros productos y, por último, al medio ambiente. Muchos son peligrosos, o podrían serlo, para el entorno o para la salud humana.

Son bien conocidos (capítulo 13) algunos de los riesgos más palpables asociados a la fabricación y al uso de productos químicos, como los de explosión, incendio y envenenamiento agudo, lo mismo que algunos problemas relacionados con sus emisiones a las aguas (capítulos 9 y 10), al aire (capítulos 2, 3, 4, 5 y 12), y al suelo, (capítulo 11), amén de otros que atañen a su eliminación (capítulo 7). Sólo para un número escaso de productos químicos se dispone de un nivel razonable de conocimientos acerca de los efectos desfavorables de carácter crónico (a largo plazo), que inciden sobre la salud de las personas empleadas en las instalaciones de fabricación y en otras ocupaciones. No obstante, siguen siendo escasos los conocimientos que atañen a las posibles repercusiones humanas y ecológicas de la difusión de la mayoría de los productos químicos en el medio ambiente general.

Desde el decenio de 1970, cuando el público empezó a alarmarse por el impacto medioambiental de los productos químicos, se han producido diversos cambios tanto en los temas que son objeto de estudio por la comunidad científica, como en la manera en la que los responsables de la toma de decisiones perciben los aspectos críticos de la cuestión. Algunos de estos cambios se exponen en la tabla 6.1. Una de las diferencias principales respecto del decenio de 1970 es la mayor importancia que se da a los productos de consumo, incluida la alimentación, que constituyen la principal fuente de exposición a sustancias peligrosas para la mayoría de la población.

En este capítulo se tratan los principales temas de preocupación del decenio de 1990, en un intento de dar respuesta a las cuatro preguntas generales y más importantes de este informe:

1. ¿Qué tendencias sigue la producción de sustancias químicas en Europa?
2. ¿Cómo circulan por el medio ambiente y se acumulan en él?
3. ¿Cuáles son sus repercusiones humanas y ecológicas?
4. ¿Qué respuestas oficiales se dan a dichas repercusiones?

Este capítulo abarca un horizonte muy amplio, ya que cubre ambas fuentes de productos químicos, tanto las fabriles como las que emanan del usuario. Se han elegido dos grupos de sustancias peligrosas, los metales pesados y los contaminantes orgánicos persistentes, para ofrecer ejemplos de problemas y del modo en que se ha enfocado su resolución.

Tabla 6.1 Temas investigados y percepción de los problemas de contaminación química: decenios 1970-1990

decenio 1970	decenio 1990
medio único (principalmente aire y aguas superficiales)	varios medios (ente ellos, suelo, sedimentos y aguas subterráneas)

fuentes puntuales de contaminación, p.ej. agricultura, chimeneas	fuentes difusas, p.ej., productos, bienes
concentraciones ambientales	exposición total vía alimentos, aire, agua, suelo, productos
sanidad ocupacional	salud del consumidor, salud de los ecosistemas
enfoque local y regional	enfoque internacional y mundial
daños económicos limitados y sin cuantificar	daños económicos grandes y cuantificables
enfoque a un único efecto, p.ej. leucemia	efectos múltiples, p.ej., sobre la reproducción
enfoque a una sola sustancia	contaminantes múltiples, mezclas
enfoque al "final del proceso" contaminación,	producción limpia y control integral de la ACV
etiquetado e instrucciones de uso	información pública sobre emisiones y traslados
procesos productivos	procesos y productos a la vez
venta de "productos" químicos del tipo "vende y olvídate" "servicios"	producto más asesoramiento; químicos
reglamentos específicos	reglamentos "marco", impuestos, acuerdos voluntarios, "asistencia responsable", etcétera.

Fuente: ampliación de la AEMA de la tabla 3, pág. 248 en Van Leeuwen y cols. (1996).

6.2. Tendencias de la producción

A partir del año 1945, el crecimiento de la producción química mundial ha sido altísimo, llegando a superar la cifra de 400 millones de toneladas en 1995. Se calcula que el valor de la producción mundial en 1994 ascendió a 1,54 billones de dólares, correspondiendo a EE.UU., Japón y Alemania un 50 por ciento del total. Europa es la zona de mayor producción química de todo el mundo, ya que suministra el 38 por ciento de la producción mundial (Europa occidental contribuye con el 33 por ciento), seguida de cerca por la región Asia-Pacífico, incluido Japón, que suministra el 31 por ciento (CEPE, 1997).

En 1996, Europa exportó productos químicos por valor de 54.300 millones de ecus: 19.500 millones a Asia, 5,7 millones a Japón, 14.300 millones a los EE.UU., 5.900 millones a Latinoamérica y 8.900 millones a Europa oriental. El valor de los productos químicos importados en 1996 fue de 22.000 millones de ecus (CEFIC, 1997). Históricamente, el desarrollo de la industria ha ido a la par con el crecimiento del PIB, pero desde 1993 la industria química ha crecido más deprisa que este último indicador (figura 6.1)

Los PECO no han sido partícipes de este crecimiento, pues, junto al notable descenso del PIB que han experimentado (un 35% desde 1989 hasta 1995), sufrieron grandes descensos en su producción química. Sin embargo, desde 1993, varios de estos países, como Bulgaria, Croacia, la República Checa, Estonia, Hungría, Polonia y Eslovenia, han asistido a una recuperación del sector químico.

Los principales destinatarios de los productos químicos son la propia industria química, otras industrias fabriles (especialmente las de caucho y plásticos), el sector de servicios, y la fabricación de productos destinados al consumidor final (figura 6.2).

Los "incentivos" principales que han motivado este crecimiento de la industria química son dos: la satisfacción de la demanda de un número creciente de nuevos productos de consumo, lo que puede fomentar la fabricación de productos químicos innovadores, y la necesidad de encontrar usos y mercados para los productos y subproductos de la industria petrolera, la cual se ve a su vez estimulada por una demanda de combustibles cada día mayor. Por ejemplo, una refinería de petróleo típica, que procese alrededor de 2,5 millones de toneladas anuales de petróleo, producirá miles de kg al año de subproductos tales como benceno, etileno y propileno, que se utilizan como materias primas en la industria química (Friedlander, 1994). De forma análoga, el cloro que se obtiene como subproducto de la fabricación de hidróxido sódico, y el cadmio que aparece como subproducto en el refinado del cinc, son materiales químicos importantes para el sector secundario de la producción industrial.

El hecho de que gran parte de la producción química tenga carácter de subproducto significa que los problemas medioambientales achacables a ella sólo podrán resolverse satisfactoriamente mediante una evaluación integral de los efectos y las soluciones. Por ejemplo, la reducción del uso de un material tóxico, como es el cadmio de las pilas, puede significar que el cadmio, obtenido en su mayor parte como subproducto del refinado del cinc, tendría que encontrar otros mercados, o bien convertirse en un residuo. Ambas alternativas podrían tener efectos medioambientales superiores al de las pilas de cadmio (Stigliani y Anderberg, 1994).

6.3. Metales pesados

Los metales pesados más preocupantes en lo que atañe a sus efectos sobre la salud son el cadmio, el mercurio y el plomo. El cadmio se utiliza en pinturas y plásticos, así como

Figura 6.1 Producción química y PIB en Europa occidental

Índice

PIB de la UE (índice 1991=100)

producción química (índice 1990=100)

Fuente: CEFIC, 1996

Figura 6.2 Clientes de productos químicos, 1991

consumo final

servicios

agricultura

textil y confección

metales, ingeniería mecánica y eléctrica

construcción

automoción

papel

otros

Fuente: CEFIC, 1996

en la fabricación de pilas. El mercurio se emplea en odontología y también en las pilas. Desde el punto de vista medioambiental, el uso más importante del plomo es como aditivo antidetonante para la gasolina. Los tres son tóxicos para el ser humano y, concentrados en la atmósfera, pueden producir efectos nocivos. Su potencial dañino puede aumentar como consecuencia de su bioacumulación..

Emisiones y concentraciones

La figura 6.3 recoge las estimaciones, relativas a 32 países europeos, de las emisiones al aire de algunos metales pesados, tanto las del pasado como las que se consideran probables en el futuro. Los escenarios de las emisiones futuras se basan en la hipótesis de una implementación paulatina de las mejores tecnologías disponibles, y de la eliminación progresiva del plomo de la gasolina. Las emisiones actuales de cadmio y plomo son ya del orden de un 65 por ciento más bajas que los niveles máximos de 1965.

Las emisiones de mercurio a la atmósfera provienen principalmente de la combustión del carbón, de los procesos de fabricación de las industrias de metales no ferrosos y de cemento, y de la incineración de basuras. Los productos con mayor contenido de mercurio que se tiran a la basura son las pilas, las lámparas fluorescentes, los termómetros de mercurio y los residuos de amalgama de las clínicas dentales (Umweltbundesamt y TNO, 1997). La emisión total de mercurio al aire (procedente del área EMEP que aparece en el mapa 6.1) se calculó en 1990 en 462 toneladas, de las cuales la mitad procedía de la generación de energía y el 38 por ciento de fuentes industriales. Las fuentes de Europa occidental generaron algo más de la mitad del total, correspondiendo aproximadamente una cuarta parte a los PECO y la otra cuarta parte a los NEI. Las pautas de emisión coinciden aproximadamente con la de densidad de población.

En la figura 6.4 se aprecia la reducción de las emisiones de plomo, como consecuencia del creciente uso de gasolinas sin plomo (véase el apartado 4.6.2, mapa 4.7).

Los metales pesados pueden atravesar las fronteras nacionales, antes de terminar su viaje en el suelo, en los sedimentos marinos o en la biota. En el mapa 6.2 se representa la pauta que adoptan los depósitos de cadmio en el norte de Europa, tal como se deduce de la observación biológica de los musgos. El cadmio procede principalmente de fuentes difusas y está muy disperso. Por lo general, las fuentes puntuales tienen menos importancia en el caso del cadmio que en el de los demás metales pesados. Las concentraciones siguen una tendencia decreciente de sur a norte, salvo excepciones localizadas en las zonas industriales (Rühling, 1994).

En la mayor parte de los ríos europeos se observan altas concentraciones de metales pesados. La concentración media de cadmio en el período 1991 a 1993 fue unas 50 veces mayor en los ríos contaminados que en los limpios, 9 veces mayor en el caso del plomo, 11 veces mayor en el del cromo y 4 veces mayor en el del cobre (tabla 6.2). En general, estas concentraciones han descendido desde 1985. La menor presencia del cadmio en determinados ríos se ha logrado gracias a la aplicación de normas más exigentes; en bastantes ríos, la baja concentración de otros metales ha sido consecuencia del empleo de métodos más eficaces de tratamiento de las aguas residuales. Incluso en aquellos

Figura 6.3 Estimación de las emisiones al aire de algunos metales pesados en Europa, 1955-2010

Kilotoneladas
plomo
cinc
Kilotoneladas
arsénico
calcio

Fuente: Pacyna, 1996

Figura 6.4 Reducción de las emisiones de plomo de las gasolinas, 1990-96

Noruega
Bielorrusia
Suecia
Finlandia
Dinamarca
Alemania
Países Bajos
Eslovenia
Ucrania
Estonia
Suiza
Georgia
Reino Unido
Lituania
Croacia
Bulgaria

Nota: * los datos se refieren a los cambios ocurridos entre 1990 y 1995.

En Turquía, las emisiones de plomo de los vehículos se han duplicado en el período 1990-96.

Fuente: EPA danesa, 1998

ríos cuya situación ha mejorado, las concentraciones siguen siendo unas cinco veces mayores que en los ríos limpios. No está claro si las mejoras conseguidas son suficientes para permitir que se recuperen los ecosistemas afectados, porque es difícil definir el nivel por debajo del cual no se producirían efectos dañinos (OCDE, 1996).

Efectos

Algunas minas, fábricas metalúrgicas y plantas industriales han dado origen a graves casos de contaminación local por metales pesados. Por ejemplo, las fábricas metalúrgicas construidas hace más o menos 50 años en la antigua Unión Soviética han creado desiertos industriales, habiéndose destruido total o parcialmente la vegetación en un radio de 15 km. Se han encontrado niveles elevados de níquel, cobre y plomo en musgos situados a 200 km de dichas fuentes. La concentración de cobre y níquel en aguas superficiales situadas en un círculo de 30 km de radio, alrededor de las grandes fábricas metalúrgicas de la región de Murmansk, tal vez sean muy superiores al nivel que se considera tóxico para los seres humanos; los ecosistemas de al menos cinco masas de agua de dicha zona están completamente destruidos.

Alrededor de las fábricas metalúrgicas, convertidas en depósitos de residuos mineros y de otros tipos de tierras contaminadas, se observan con frecuencia repercusiones sobre los ecosistemas, debidas a los metales pesados. Sin embargo, a veces resulta difícil determinar si se deben a los depósitos de metales pesados o a la acidificación.

No se dispone de pruebas fehacientes de que los metales pesados hayan producido efectos importantes sobre los ecosistemas forestales

Mapa 6.1 Emisiones atmosféricas de mercurio, 1990

Emisión atmosférica de mercurio

Emisiones en toneladas, en la cuadrícula-50 del EMEP

Fuente: Umweltbundesamt y TNO, 1997

Sin embargo, la concentración de plomo, cadmio y mercurio en la capa de humus que recubre los suelos forestales del 50% de Suecia se ha multiplicado por un factor que oscila entre tres y diez desde la era preindustrial; las concentraciones son más bajas conforme se pasa del sur al norte (EPA sueca, 1993).

Son pocas las observaciones de efectos de gran envergadura, ejercidos sobre el ecosistema por los metales pesados en aguas dulces y del litoral. Existe, sin embargo, una interacción de los problemas de acidificación y eutrofización con la descarga de metales pesados en las aguas continentales y en las áreas costeras

Mapa 6.2 Cadmio en el musgo, primeros años del decenio de 1990

Cadmio en el musgo

Cd en $\mu\text{g/g}$

más de 0,8

menos de 0,2

indefinido

Fuente: Rühling, 1994

Productos químicos 115

Si el pH desciende de 7 a 4, la lixiviación de manganeso, cadmio y cinc se multiplica aproximadamente por diez (EPA sueca, 1993a). La bio-disponibilidad y la sedimentación de dichos metales en la masa acuática dependen del grado de eutrofización.

Las concentraciones elevadas de metales pesados pueden aumentar las tensiones sobre la biota, lo que podría hacerla más vulnerable a toda clase de infecciones.

Sobre todo en Escandinavia, las concentraciones de mercurio en peces son mayores que las que serían tolerables desde el punto de vista sanitario. Se supone que alrededor de 40.000 lagos suecos albergan lucios cuya concentración de mercurio supera el valor fijado como objetivo para la salud del consumidor, que es de 0,5 mg/kg. Pese al espectacular descenso de las emisiones interiores observado en Suecia, los niveles de mercurio en peces no disminuyen, probablemente como consecuencia del transporte de mercurio desde otras partes y de la lixiviación local (EPA sueca, 1993a).

Un ejemplo bien documentado acerca del impacto tóxico de un producto químico sobre los ecosistemas marinos es el que ejerce el tributil estaño (TBT) sobre las ostras y los buccinos. En el decenio de 1980, se descubrió que, en varios lugares, las ostras mostraban anomalías de crecimiento, entre ellas un engrosamiento de la concha, y que muchos gasterópodos padecían imposex (formación de órganos sexuales masculinos en las hembras). Se encontraron ostras y gasterópodos con dichos signos, que vivían en la vecindad de puertos y marinas de recreo, y contenían en sus tejidos mucho estaño. Este metal procedía de las pinturas antiincrustantes. En un estudio sobre la extensión y la gravedad del imposex causado por el TBT, se ha demostrado la gran difusión de este efecto a lo largo de las costas británicas (Agencia Medioambiental del Reino Unido, 1996).

Conclusiones

Las emisiones de metales pesados disminuyen como consecuencia de la eliminación del plomo de las gasolinas, del perfeccionamiento de las depuradoras de aguas residuales y de los incineradores, de la adopción de tecnologías limpias por la industria metálica y de las reducciones en el uso de cadmio y mercurio en fuentes estáticas. Las emisiones difusas de cadmio y mercurio son, en cambio, más difíciles de controlar, por lo que siguen siendo problemáticas. Podrían conseguirse mejoras importantes si se aplicasen en todos los países las técnicas actualmente disponibles. Los efectos sobre los ecosistemas marinos, la posibilidad de que se produzcan fenómenos de bioconcentración y las altas concentraciones encontradas en algunas zonas aconsejan que se preste una atención continua a los posibles efectos de los metales pesados en la salud humana.

Tabla 6.2 Valores medios, en µg/l, de algunos metales en las aguas fluviales en 1995

	<u>Cadmio</u>	<u>Plomo</u>	<u>Cromo</u>	<u>Cobre</u>
Ríos relativamente limpios				
Finlandia	0,03	0,1	0,5	0,7
Luxemburgo	0,1	5,8	1,0	2,5
Suecia	0,01 - 0,02		0,3	- 1,5-1,9

Suiza	0,02 ¹	1,3 ³	0,5 ¹	1,3 ³
Ríos relativamente contaminados				
Portugal	5,0 ²	30 ²	10 ²	5,0 ²
España	1,3	14 ¹	5,0 ¹	5-10 ¹
Polonia	0,2	3-9	7,8 ¹	4

¹ Datos de 1993.

² Datos de 1992.

³ Datos de 1994.

Fuente: OCDE, actualización de 1997

6.4. Contaminantes orgánicos persistentes

Los contaminantes orgánicos persistentes (COP, véase la tabla 6.3) se encuentran repartidos por todo el mundo y pueden acumularse en los tejidos, tanto de los seres humanos como de los animales, como consecuencia de la amplia difusión de su uso, de su dispersión por las corrientes eólicas y oceánicas, y a través de la biota. Algunos COP se forman como subproductos indeseables y pueden ser difíciles de detectar y controlar. Otros se producen deliberadamente para su uso como pesticidas o como productos químicos industriales. En algunos países en desarrollo, siguen fabricándose sustancias que han sido progresivamente eliminadas en Europa occidental y que suponen una amenaza para la biosfera de esos países, y también para la de Europa y el Ártico, que podrían verse expuestas a ellas por la vía de los intercambios comerciales y de su dispersión mundial.

Para comprender los movimientos transfronterizos de gran alcance de los COP y su consiguiente acumulación en el medio ambiente, es preciso conocer las diferencias climáticas regionales y globales que contribuyen a la “destilación global”. Por ejemplo, las concentraciones atmosféricas de DDT y DDE, lindano y otros pesticidas son en ocasiones mayores en las áreas donde se los utiliza poco o nada, que en los países tropicales donde se usan de forma generalizada para controlar las plagas (Wania y McKay, 1996). Algunas áreas pueden funcionar, alternativamente, como sumideros o como fuentes de COP. Por ejemplo, según el curso de las estaciones, los COP se depositan y se vuelven a emitir en los Grandes Lagos de Norteamérica (CCEC, 1997) y posiblemente también en el mar Báltico.

Los COP en el medio ambiente marino

Existen muchos ejemplos, en todo el mundo, de la presencia de altas concentraciones de COP en el medio ambiente marino.

Tabla 6.3 Algunos contaminantes orgánicos persistentes

Acrónimo	Compuesto	Aplicaciones
HAP	Hidrocarburos aromáticos policíclicos	Residuos oleosos de combustión y creosota, alquitrán conservante de maderas
PAC	Compuestos aromáticos policíclicos	Compuestos aromáticos heterocíclicos, derivados nitro-, cloro- y bromo-HAP
HAC	Compuestos alifáticos halogenados	Disolventes halogenados volátiles, p.ej. tri- y tetracloroetileno, y alquitrán EDC
CP	Parafinas cloradas	Alcanos C10 C30 con 30-70% de cloro
PCB diferentes	Bifenilos policlorados	Más de 200 líquidos aislantes de sustancias en condensadores y transformadores, cables, plastificantes, aditivos para petróleo, aditivos para pinturas, papel autocopiativo, líquidos hidráulicos
PBB	Bifenilos polibromados Bifeniléteres	Productos intermedios para la industria química. Retardantes de llama bromados
PCN	Policloro-naftalinas	Condensadores aislantes, retardantes de llama, aditivos para petróleo, conservantes para maderas, pesticidas, productos de combustión no deseados
PCDE	Difeniléteres Policlorados	Subproductos del PCP, sustitutos de los PCB, aditivos para pesticidas
PCS	Policloro-estirenos	Subproductos de procesos químicos
PCT	Policloro-terfenilos	Sustitutos de los PCB

ACB	Alquil-clorobifenilos	Sustitutos de los PCB
PCP	Pentaclorofenol	Fungicidas, bactericidas, conservantes para madera
	Clorogüayacoles	Subproducto del blanqueo de la pasta
PCDD/F pasta	Policloro-dibenzo-p-dioxinas/ dibenzofuranos	Más de 200 sustancias. Subproductos no deliberados de varios procesos químicos, impurezas en el aceite PCB, y en productos de clorofenol (herbicidas fenoxi), productos de la combustión (incineradores), blanqueo de la de papel
PAE	Ésteres del ácido ftálico (ftalatos)	Plastificantes de polímeros (PVC), aditivos para pinturas, barnices, cosméticos, lubricantes
	Compuestos organometálicos semillas,	Principalmente mercurio, plomo y estaño, mercurio para pinturas, desinfectantes de agentes antitruturantes, plomo de las gasolinas, estaño de los antivegetativos (fondos de buques)
DDT	4,4'-dicloro-difenil-tricloroetano	Insecticida todavía utilizado en los países tropicales en desarrollo
DDE	4,4' Diclorodifenil dicloroetano	Producto de degradación del DDT
HCH	Hexaclorociclo-lindano	Insecticida. Varios isómeros persistentes, entre 1% y 90% en hexano (isómero gamma).
Ciclodienos	aldrín, endrín, dieldrín, endosulfán, clordane, heptaclor	Pesticidas
PCC	Canfenos Policlorados	Pesticidas, p.ej.: toxafeno, canfeclor

NPN

Nonilfenol

Intermedio estable de la degradación del
nonilfenoletoxilato (NPEO) en detergentes

Notas: Los pesticidas DDT y su producto de degradación DDE, lindano, aldrín, dieldrín y endrín están prohibidos o sometidos a restricciones de uso. También se ha limitado el uso de PCB, PBB (hexabromobifenil- PCT), PCP, PCCD/F y PCC. Los productos aldrín, clordane, DDT, dieldrín, endrín, mirex, pentaclorofenol (PCP), toxafeno, dioxinas, furanos, hexabromobifenil, HCB, HAP y PCB, así como las parafinas cloradas de cadena corta están incluidos en el convenio de la CEPE que aprobó el Protocolo de contaminación atmosférica transfronteriza de gran alcance de los COP.

Fuente: EPA sueca, 1993b

Productos químicos 117

Por ejemplo, en el mar del Norte (Greenpeace, 1993):

- En el hígado de peces de la parte meridional del mar del Norte, se han encontrado altas concentraciones de pesticidas orgánicos clorados y de PCB, pero dichas concentraciones parecen disminuir. La concentración de PCB-153 en el hígado del bacalao ha descendido desde 1,100 mg/kg en 1987 hasta 0,470 mg/kg en 1991.
- Las concentraciones de PCB en las anguilas del Rin y del Mosela superaban el nivel de tolerancia para el consumo. Pese al cese en la producción de PCB, no ha podido observarse aún con claridad ningún descenso de la concentración.
- Las concentraciones de lindano alcanzan el valor máximo en el cinturón costero que se extiende desde el sur de Inglaterra hasta Noruega y pueden detectarse en todo el mar del Norte. Se ha registrado la presencia de lindano en sedimentos, especialmente en Skagerrak, donde alcanza altas concentraciones.

La comparación de las concentraciones de contaminantes en el tejido adiposo de tres especies de focas procedentes del mar Báltico, Skagerrak, Cattegat y el mar del Norte puso de manifiesto que las concentraciones de PCB en las focas de los muelles del mar Báltico son el doble de las encontradas en las mismas especies de Skagerrak, mientras que la concentración de DDT y sus homólogos (suma de DDT, DDE y DDD) en las focas del mar Báltico resultó ser unas cuatro veces superior a la de las focas de Skagerrak. Las focas anilladas del Báltico muestran concentraciones de PCB iguales a las de las focas de los muelles de Skagerrak, pero las concentraciones de DDT son tres veces mayores. Las focas grises del Báltico muestran las concentraciones más altas, tanto de PCB como de DDT (figura 6.5). Comparando estos resultados con los de estudios anteriores, aparece que se ha producido un descenso considerable de las concentraciones de DDT desde los primeros años del decenio de 1970. En las focas anilladas, las concentraciones de DDT y de PCB han descendido. Por el contrario, los niveles observados en Escocia nororiental son 10 veces mayores que los del mar Báltico (Blomkvist y cols., 1992).

Las concentraciones de los COP en el medio ambiente marino europeo se tratan en el capítulo 10, apartado 10.3.2. Desde 1967, se vienen observando las concentraciones de COP en más de 40 lugares diferentes del área del Báltico. Desde entonces, a un período de uso extenso de dichos compuestos siguió otro en el que la legislación internacional impuso medidas protectoras del medio ambiente, con la consiguiente recuperación (Bignert, 1997). Dichas observaciones muestran que las concentraciones de DDT y productos homólogos en las especies marinas descendieron alrededor de un 11 por ciento anual entre 1968 y 1996. La concentración de PCB disminuyó más despacio, lo que cabe atribuir a fugas del producto. La figura 6.6 muestra el descenso de las concentraciones en los huevos de arao común. La población de varias especies amenazadas, por ejemplo las nutrias de Escandinavia y del Ártico, se ha recuperado de forma correlativa al descenso de los niveles de COP en sus tejidos adiposos (AMAP, 1997).

La tasa de acumulación de los COP en diferente especies está regida en parte por el proceso de "biomagnificación", que depende de los hábitos dietéticos y alimentarios. La biomagnificación los PCB, los DDT y otros COP en las cadenas alimenticias han sido objeto de investigación en muchas partes del mundo: el área de los Grandes Lagos de Norteamérica (decenio de 1960) y el mar Báltico (decenio de 1970). Se ha demostrado también la biomagnificación de los PCB y del DDT en mamíferos del Ártico europeo. Se encuentran altos niveles de PCB y DDT en el principal predador, el oso polar (AEMA, 1996).

El río Danubio y su vasto delta constituyen una de las mejores áreas de nidificación del mundo para una gran

Figura 6.5 Contaminantes orgánicos en el tejido adiposo de la foca, últimos años del decenio de 1980

Mar Báltico

Foca gris

Kalmarsuno (mar Báltico)

Foca de muelle

Mar Báltico

Foca anillada

Cattegat

Foca de muelle

Skagerrak

Foca de muelle

Aguas escocesas NO

Foca gris

Fuente: Blomkvist y cols. 1992

Figura 6.6 DDT y PCB en huevos de arao común, 1969-95

peso de lípidos en $\mu\text{g/g}$

Fuente: Bignert y cols., actualización de 1997

Tabla 6.4 Hidrocarburos clorados en huevos de aves acuáticas recogidos en el delta del Danubio

Tipo de alimentación	Especie	HCB	Lindano	SDDTt	PCB
g/g de peso seco					
Consumidor primario	Lavanco	0,18	0,27	1,27	0,98
Consumidor secundario (invertebrados)	Ibis irisado	0,16	0,28	4,00	2,40
Consumidores secundarios (invertebrados + peces)	Garza gris	0,17	0,65	7,35	2,04
	Garza nocturna	0,19	0,52	6,25	2,33
Consumidores terciarios (peces)	en delta Cormorán pigmeo	0,47	0,46	19,31	14,95
	en superficie Pelícano blanco	0,32	1,15	18,75	5,38
	Cormorán común	Cormorán común	1,30	2,01	59,9

Fuente: Walker y Livingstone, 1992

variedad de especies de aves acuáticas. Un estudio incluido en el programa PNUD/PNUMA , realizado en dicha zona, pone de relieve este proceso de biomagnificación, al mostrar el sucesivo incremento de las concentraciones, desde los consumidores primarios, p.ej. los lavancos, a los consumidores secundarios que comen peces, como las garzas, hasta llegar a los consumidores terciarios que se alimentan exclusivamente de peces, caso de los cormoranes y pelícanos (Walker y Livingstone, 1992) (véase la tabla 6.4).

Impactos ecológicos de los COP

Existe un gran acopio de datos y conocimientos acerca de los efectos ecotoxicológicos de los COP. La tabla 6.5 ofrece una visión de conjunto de dichos efectos, observados primordialmente en el área de capturas del mar Báltico.

De todos los impactos documentados de los COP, el más importante parece ser su efecto sobre la reproducción. En el informe de la EPA sueca se resumen los trastornos reproductivos de varias especies de peces que viven en el área del mar Báltico. Se sospecha también que existe una correlación entre los COP y los trastornos reproductivos observados en aves y en mamíferos marinos como las focas y los delfines, últimos eslabones de la cadena alimentaria marina. Tenemos un ejemplo de ello en el estrangulamiento uterino de las focas, atribuido a un efecto tóxico, que se observó crecer notablemente entre 1965 y 1979, con una recuperación parcial ulterior (fig. 6.7). También se ha

observado un efecto similar en las poblaciones de focas grises que viven en áreas contaminadas del mar de Irlanda (Baker, 1989) y del mar de Wadden holandés (Reijnders, 1986).

Durante los años 1990 y 1991, se observó una mortandad generalizada entre la población mediterránea de delfines rayados. Los animales morían por una infección vírica, pero existía también correlación entre el índice de mortalidad y las concentraciones sumamente altas de varios PCB en el tejido adiposo y en el hígado. Es probable que los PCB hicieran a los animales menos resistentes a la infección vírica y a los ectoparásitos (Aguilar y Borrell 1994, Borrell *et al.* 1996).

La observación de los embriones de peces que viven en el mar del Norte ha revelado la existencia de tasas de malformación del 30 por ciento en la parte interior de la Ensenada Germana, tasa que se reduce hasta el 9 por ciento en la costa, pero que vuelve a ascender hasta el 31 por ciento en la lejana zona del Banco de los Dogger, que evidentemente actúa como sumidero de sustancias antropogénicas (Stebbing *et al.* 1992).

Figura 6.7 Estrangulamiento uterino en las focas del Báltico, 1965-95

porcentaje de hembras de todos los grupos de edad

Edad de focas hembras

5-10 años

11-20 años

más de 20 años

Fuente: Helle, 1997

Tabla 6.5 Impactos ecológicos y posibles sustancias causantes

La relación entre asociación y causalidad se evalúa según la siguiente escala : 1 = no se observa asociación, 2 = se sospecha la existencia de asociación, 3 = asociación débil, 4 = asociación clara, 5 = asociación significativa.

Observación/impacto	Especie sensible	Sustancia	Asociación/ causalidad
Gran escala			
Adelgazamiento cáscara huevo	arao común, águila, pigargo, halcón peregrino	DDT	5
Reproducción	foca, nutria	PCB	4
Malformación ósea	foca gris	DDT, PCB	2
Cambios patológicos	foca	metabolitos de PCB y DDT	3
Reproducción	visón	PCB	5
Trastornos reproductivos	pigargo	DDT, PCB	4-5
Trastornos reproductivos	águila	DDT, PCB	2-3
Reproducción (M74)	salmón	sustancias cloradas	2
Industria de papel y pasta a gran escala			
Inducción de enzimas metabolizantes perca		mezcla orgánica/ clorados no clorados/ PCCD/F	3

Industria de papel y pasta
local y regional

Inducción de enzimas metabolizantes perca		mezcla orgánica/ clorados no clorados/ PCCD/F	3-4
---	--	--	-----

Malformaciones de columna	pez escorpión de cuatro cuernos	mezcla orgánica/ clorados no clorados/	3-4
---------------------------	------------------------------------	--	-----

Industria forestal local

Inducción de enzimas metabolizantes perca		mezcla orgánica/ clorados no clorados/ PCCD/F	4-5
---	--	--	-----

Malformaciones de columna	pez escorpión de cuatro cuernos	mezcla orgánica/ clorados/ no clorados no clorados/	4-5
---------------------------	------------------------------------	--	-----

Daños a las larvas	mejillón	mezcla orgánica/ clorados/ no clorados	3
--------------------	----------	--	---

Fuente: EPA sueca, 1996

Los COP en la leche humana

Algunos COP como el PCB, el DDT y las dioxinas se acumulan en el tejido adiposo humano y se eliminan principalmente con la leche mamaria. Por consiguiente, sustancias tales como las policloro-dibenzo-p-dioxinas (PCDD) y los dibenzofuranos (PCOF), que son sumamente tóxicas para los mamíferos, pueden constituir serias amenazas para los niños lactantes. En un estudio de la OMS se demostró que, por lo general, los niveles de PCDD y PCOF en la leche humana no están en aumento. En algunos países, dichos niveles han disminuido, de forma espectacular en ciertos casos, en los que han llegado a ser hasta un 50 por ciento menores que los de 1988 (figura 6.8).

Las concentraciones de los contaminantes varían entre los diferentes países y con el tiempo. Algunas de las variaciones registradas se deben a diferencias en las técnicas analíticas o de muestreo. También influyen otros factores entre ellos el contenido graso de la leche,

la edad de la madre, los hábitos alimenticios y la ocupación. La leche humana contiene una concentración de COP diez veces superior a la de vaca o a la de los sustitutivos de la leche. En la figura 6.9 se representa la media de DDT+DDE en la grasa de leche humana de los países europeos. Las muestras procedentes de países en que se utilizan o se han utilizado recientemente pesticidas persistentes tienen como característica común su mayor concentración de DDT (Jensen, 1996).

Las dioxinas pertenecen a un grupo de sustancias que pueden asociarse a diversos impactos. En determinados segmentos de la población, puede ocurrir que el nivel mínimo detectable de efectos nocivos para el desarrollo, el comportamiento neurológico y la reproducción esté dentro de los límites de variación de las cargas biológicas actualmente acumuladas. Sin embargo, teniendo en cuenta los resultados del estudio de la OMS, debe fomentarse en general la lactancia materna, por los beneficios globales que ofrece para la salud y el desarrollo del lactante.

Conclusión

Existen muchos indicios de que las emisiones de varios COP han disminuido a la par con el descenso general de su producción y empleo, pero los datos que pudieran confirmar dicha correlación no abarcan toda Europa. Acaba de completarse un inventario de las emisiones atmosféricas de PCB en 1990, que ha servido de base para confeccionar el mapa 6.1. Del total de emisiones de PCB (en el área EMEP representada en el mapa), que asciende a 119 toneladas, el 80 por ciento se originó en Europa occidental, y un 94 por ciento del total procedía de fuentes asociadas a equipos eléctricos. No se dispone de datos sobre emisiones al medio acuático.

En la mayor parte del Ártico, del Báltico y de otras regiones, quedan todavía residuos de los tiempos en que se utilizaban los COP de forma generalizada. Entre 1948 y 1993 se emplearon 2,6 millones de toneladas de DDT. Se hizo un amplio uso de los PCB en transformadores y condensadores de las estaciones militares de radar y en centrales eléctricas provisionales en tiempo de guerra, cuyos líquidos a base de PCB se descargaban al medio ambiente. Cabe recordar otras fuentes, entre las que se cuentan las fugas de transformadores, los líquidos hidráulicos y de perforación de minas y plataformas petrolíferas, así como los vertederos en los que se descargaron residuos que contenían PCB (AMAP, 1997). La persistencia de los COP en el medio ambiente es otra razón más que justifica la necesidad de seguir prestando atención a este problema (véase el apartado 6.5).

6.5. Repercusiones de los productos químicos sobre la salud humana

Repartidos por todo el medio ambiente, existen muchas clases de productos químicos artificiales en concentraciones bajas, pero resulta muy difícil demostrar

Figura 6.8 Concentraciones de dioxina en la leche humana, 1988/93

Bélgica - Lieja
 Bélgica - Bruselas
 Países Bajos - Muestras de 17 indiv.
 Finlandia - Helsinki
 Bélgica - Brabante
 UK - Birmingham
 Alemania - Berlín
 UK - Glasgow
 Dinamarca - 7 ciudades diferentes
 Croacia - Zagreb
 Noruega - Skien/Porsgrunn
 Finlandia - Kuopio
 Austria - Tulln

Austria - Viena
Noruega - Troms[†]
Noruega - Hamar
Hungría - Budapest
Croacia - Krk
Hungría - Szentes

pg TEQ/ g grasa

Fuente: OMS, 1996

Figura 6.9 Media de DDT+DDE en la grasa de leche humana de países europeos

Turquía 1987
Italia 1984
Francia 1980
Checoslovaquia 1989
Polonia 1986
Croacia 1991
Alemania 1986
Noruega 1988
Países Bajos 1988
Finlandia 1988
Dinamarca 1987
España 1991
Suecia 1988

ppm

Nota: El número de individuos de los que se tomaron muestras aparece entre paréntesis.

Fuente: Jensen, 1996

Mapa 6.3 Emisiones atmosféricas de PCB, 1990

Emisión atmosférica de PCB

Emisión en toneladas, cuadrícula-50 del EMEP

o,01-0,05

0,001-0.01

< 0,001

Fuente: Umweltbundesamt y TNO, 1997

sus repercusiones sobre la salud humana, excepto en algunos casos de exposición laboral y de derrames o vertidos accidentales. Esto se debe en gran parte a que la población está expuesta a muchas sustancias diferentes y a sus productos de descomposición, que proceden de varios medios (aire, agua, alimentos, otros productos de consumo, etcétera). También puede afectar a la salud la exposición a sustancias naturales presentes en el medio ambiente. No hay que olvidar tampoco la existencia de grandes lagunas, tanto cronológicas como de conocimientos, que atañen por una parte a la exposición a productos químicos, y por otra a la observación de sus posibles efectos nocivos, lo que impide establecer los correspondientes vínculos de asociación y causalidad (recuadro 6.1).

Aunque el organismo humano ofrece muchas vías metabólicas a los contaminantes, son pocos los órganos importantes que puedan considerarse receptores de la “carga” química.:

- el *hígado*, en donde unos complejos sistemas enzimáticos intentan purificar las sustancias que contienen elementos tóxicos, pero donde, por ejemplo, a partir de sustancias tales como los HAP, pueden crearse radicales libres muy reactivos que son potencialmente cancerígenos;
- las *membranas celulares*, en donde las sustancias lipofílicas (solubles en grasas) pueden concentrarse e inhibir las funciones celulares;
- el *sistema hormonal*, que activa muchos sistemas de regulación, mediante mecanismos endocrinos o de otro tipo, por ejemplo el sistema reproductor;

Recuadro 6.1: Asociación y causalidad

Algunas veces es bastante fácil poner de manifiesto que una medida del grado de salud o enfermedad, p.ej. el número diario de ingresos hospitalarios, está asociada con una posible causa, como puede ser la variación diaria de los niveles de contaminantes atmosféricos. Para demostrar que existe una relación causal, se dispone de una serie de pruebas y pautas, entre ellas la coherencia entre los resultados de diferentes estudios, la forma en que dichos resultados se ajustan unos con otros, si existe una "relación dosis-respuesta" entre el factor causal propuesto y el efecto, y si el orden de los acontecimientos tiene sentido, es decir, si la causa precede siempre al efecto.

A menudo resulta difícil demostrar la causalidad, pero mediante la aplicación de estos criterios u otros similares, es posible formarse una opinión experta respecto a la probabilidad de que una asociación sea causal. Cuando existe la posibilidad de que los efectos sean graves o irreversibles, bastará un nivel de prueba bajo, como en el "principio precautorio", para justificar actuaciones orientadas a eliminar o reducir las causas probables (OMS CESA y AEMA, 1996).

Recuadro 6.2: Impactos medioambientales sobre la salud humana

Esta visión de conjunto de los efectos sanitarios que pueden estar vinculados con productos químicos y con la contaminación se basa en investigaciones mecanístico-toxicológicas y de epidemiología medioambiental, a veces con grandes exposiciones. El nivel de confianza varía entre relaciones causales bien conocidas, como la que existe entre la radiación y el cáncer, hasta asociaciones en el área de sensibilidad química. La tabla ilustra también la necesidad de evaluar la contribución de cada producto químico a un efecto contra la salud, incluso a una enfermedad ; la de comparar dicha contribución con la de otros factores causales y estimar las contribuciones que llegan por las diferentes vías de exposición.

La mayor parte de los efectos dañinos nacen de varias causas que actúan juntas: factores genéticos, estilo de vida, radiaciones, la dieta, fármacos, productos químicos (naturales y artificiales), el hábito de fumar y la contaminación atmosférica, teniendo en cuenta tanto la exposición interior como la exterior, tal como sucede en el caso de los ancianos, los niños y los enfermos.

Efecto sanitario	Grupo sensible	Principales productos químicos y contaminantes
Cáncer	especialmente ancianos y niños (leucemia)	amianto PAH benceno algunos metales radón toxinas naturales
Enfermedades cardiovasculares	especialmente ancianos	disruptores endocrinos monóxido de carbono arsénico plomo cadmio cobalto
Enfermedades respiratorias	niños asmáticos	partículas inhalables dióxido de azufre dióxido de nitrógeno ozono hidrocarburos disolventes terpenos
Alergias e hipersensibilidad	niños	partículas ozono níquel cromo
Reproducción	feto, jóvenes	PCB DDT ftalatos plomo mercurio otros disruptores endocrinos
Trastornos del sistema nervioso	feto, jóvenes	metil mercurio plomo manganeso aluminio disolventes orgánicos
Osteoporosis	ancianos	plomo cadmio aluminio selenio
Sensibilidad química	30-40 años ?, mujeres ?	disolventes ?, pesticidas ?, medicación ?

Fuente: AEMA, basado en el informe de la EPA sueca : Medio ambiente y salud pública ; OMS, Temor al mañana; Declive intelectual propiciado por el medio ambiente, Cambridge University, 1996; y Las perspectivas sanitarias medioambientales aumentan la sensibilidad química, actualización de 1997

- el sistema inmunitario, que defiende el organismo contra invasiones externas, y puede contraatacar en exceso, produciendo reacciones alérgicas.

Son varios los efectos sobre la salud humana que pudieran tener su causa en la contaminación ambiental química o verse exacerbados por ella. Entre ellos se incluyen el cáncer, los trastornos cardiovasculares y respiratorios, alergias e hipersensibilidad, trastornos de la reproducción, osteoporosis, y enfermedades de los sistemas nerviosos central y periférico. En el recuadro 6.2 se expone de forma sucinta parte de los conocimientos actuales acerca de los grupos sensibles, factores causantes y medioambientales, junto con los contaminantes químicos que pueden intervenir en las repercusiones sobre la salud humana.

En Europa, las enfermedades respiratorias y las alergias han ido en aumento durante las últimas décadas, especialmente el asma, la bronquitis, el enfisema y la rinitis. En este incremento ha intervenido la contaminación química, especialmente la del aire (CCE, COM(97) 266 final).

En muchos países se ha observado un aumento de la incidencia del cáncer testicular y del cáncer de mama. En varios estudios realizados en países industrializados, se ha observado en los hombres una disminución de la calidad del semen. Las causas de ambas tendencias son en su mayor parte desconocidas, pero tal vez pudieran ser debidas a cambios en el medio ambiente y en el estilo de vida (UE, OMS-CESA y AEMA, 1996, el *Informe Weybridge*, véase recuadro 6.3). Entre los contaminantes capaces de afectar a la salud reproductora y a la prole, se cuentan los metales (plomo y metil mercurio), disolventes, pesticidas, así como PCB, DDT, y otras sustancias que pueden atravesar la placenta y depositarse en la leche materna. Estas sustancias pueden afectar al desarrollo físico y mental, y al crecimiento del feto y del lactante. Posiblemente exista una asociación entre la exposición temprana del feto a productos químicos capaces de alterar las funciones endocrinas y ciertos cambios en la salud reproductora de los varones adultos. En varios estudios sobre la fauna, se han observado efectos sobre la salud reproductora, que pueden estar vinculados a la exposición a sustancias capaces de alterar las funciones endocrinas: tal es el caso de algunos PCB.

La preocupación por los efectos neurotoxicológicos crece día a día, pero el método actual de evaluación de riesgos no constituye un modelo adecuado de los riesgos derivados de la exposición a agentes neurotóxicos. (National Research Council, 1992). Existen pruebas (procedentes de Polonia, la República Checa y ciudades de la antigua Unión Soviética) de que hay más niños que precisan educación especial y con retraso mental en las zonas contaminadas que en las zonas rurales. (Programa global sobre cambios medioambientales, 1997)

Recuadro 6.3: El Informe Weybridge

La AEMA ha resumido como sigue las conclusiones del Informe del Seminario europeo sobre el *Impacto de los disruptores endocrinos sobre la salud humana y la vida silvestre (el Informe Weybridge)* :

Cada día es mayor la preocupación, y existen más pruebas que la justifican, acerca de las tendencias que empiezan a seguir los ciclos salud-enfermedad en la reproducción de los seres humanos y de la vida silvestre. Se ha involucrado en dicho ciclo a algunas sustancias, pero con escasa certeza en lo que atañe a sus causas.

Las conclusiones clave son:

- Hay bastantes indicios de que las tasas de cáncer testicular están en aumento.
- Es probable que el evidente descenso del recuento de espermatozoides en algunos países sea auténtico y no achacable a variaciones metodológicas.

- No existen pruebas suficientes para establecer con seguridad un vínculo causal entre los efectos sanitarios observados en el hombre y la exposición a productos químicos.
 - La principal vía de exposición a sustancias causantes de alteraciones endocrinas es la ingestión de alimentos y, en menor medida, de agua. Esta afirmación es válida para los animales terrestres, las aves y los mamíferos, incluido el hombre.
 - En comparación con lo que sucede en EE.UU., son pocos los casos observados en la UE de ciclos reproductorios salud-enfermedad de la vida silvestre, en los que haya podido establecerse con seguridad una asociación entre los efectos y sustancias causantes de alteraciones endocrinas.
 - No obstante, se conocen en la UE algunos casos de efectos endocrinos adversos o de toxicidad reproductora en aves y mamíferos, que coinciden con la presencia de altos niveles de sustancias antropogénicas, cuya capacidad de producir trastornos endocrinos han revelado algunos sistemas de ensayo.
 - Se podría remediar la actual escasez de datos y la considerable incertidumbre, recomendando que se investigue y vigile la relación entre exposición y efectos sobre la vida silvestre y humana.
 - Los actuales ensayos, estudios y métodos de evaluación de riesgos ecotoxicológicos no son adecuados para detectar acciones conducentes a alteraciones endocrinas.
 - Entretanto, debe prestarse la debida atención a reducir la exposición, tanto de los seres humanos como de la vida silvestre, a los disruptores endocrinos, en aplicación del “principio precautorio”.
- Fuente: Weybridge Report, 1996

Algunos estudios realizados en animales apuntan a que la exposición a agentes medioambientales en dosis bajas (es decir, a niveles que no afectan al animal adulto), durante el período de desarrollo rápido del cerebro del recién nacido, puede conducir a cambios irreversibles en la función cerebral del adulto, y a reforzar los efectos sobre la vida del adulto de agentes tóxicos administrados durante la vida neonatal (Eriksson, 1992). Lo mismo que sucede con otros muchos impactos sanitarios, existen claros vínculos entre varias posibles causas. Por ejemplo, las deficiencias dietéticas, como la de hierro, exaltan la neurotoxicidad de algunos agentes, entre otros el plomo (Williams, C. 1997).

6.6. Respuestas y oportunidades

El hecho de que los productos químicos se encuentren por todas partes, junto con los diversos impactos que ejercen sobre el hombre y sobre el medio ambiente, ha dado origen a muchos tipos de respuestas políticas. Al principio, las políticas sobre productos químicos se orientaban a los impactos de contaminaciones y explosiones puntuales y localizadas en sitios fijos. Más tarde, la atención derivó hacia la contaminación crónica y otros riesgos del mismo carácter, procedentes de fuentes difusas y del transporte. Esta nueva orientación determinó la promulgación de más de una docena de directivas clave de la UE sobre el control de los productos químicos: en la tabla 6.6 se recogen las más importantes. La legislación de cada uno de los Estados miembros ha complementado y puesto en vigor dichas directivas. Por ejemplo, una revisión de la legislación del Reino Unido sobre el control de los productos químicos (excepto productos farmacéuticos y venenos) abarca 25 proyectos de ley aprobados por el parlamento, en cuya supervisión intervinieron 7 ministerios que añadieron a ellos más de 50 reglamentos. Este modelo de respuesta política es análogo al que han aplicado muchos países de la UE (Haigh, IEEP, 1995).

El cumplimiento y la aplicación práctica de muchos de estos reglamentos son desiguales, en parte por lo difícil que resulta, en algunos casos, averiguar la forma de imponerlos. Sirva de ejemplo el caso de la industria de colorantes, que es muy competitiva y hace uso de un gran número de productos químicos nuevos y potencialmente peligrosos: un reciente estudio de la directiva Notificación de Nuevas Sustancias (el proyecto NONS, 1996) descubrió que muchas de las nuevas sustancias en uso no habían sido notificadas y ni siquiera identificadas. Su uso no estaba bien registrado, y en algunos casos la asignación de etiqueta era incorrecta. Alrededor de un 45 por ciento de las 96 empresas visitadas no cumplía la directiva.

Evaluación de riesgos y ensayos de la toxicidad

La actual política de la UE sobre la evaluación y el control de riesgos de los productos químicos se basa en el principio de que la reglamentación debe concentrarse en los productos químicos que amenazan de modo significativo al hombre y al medio ambiente, por lo que se precisa disponer de un mecanismo adecuado de cribaje de tales productos. La evaluación de riesgos es una tarea en la que participan la UE y los Estados Miembros. Para dicha evaluación se necesita disponer de un acopio completo de información y datos, lo que a veces no es posible. La tabla 6.7 recoge la disponibilidad de datos relativos a unos 2.500 productos químicos de gran volumen de producción (HPV) que están actualmente en curso de evaluación por la Oficina Europea de Productos Químicos.

Los progresos realizados en la evaluación de riesgos y en los ensayos de toxicidad han sido comprensiblemente lentos, teniendo en cuenta el volumen y la naturaleza de la tarea. En junio de 1995, se habían recopilado en la Oficina Europea de Productos Químicos (ECB) unos 10.750 disquetes de datos relativos a 2.500 sustancias HPV, y para el mes de junio de 1998 se esperaba recoger datos sobre otras 10.000 sustancias, producidas o importadas en la UE en cantidades mayores de 10 toneladas anuales. De todas formas, pasará mucho tiempo hasta que se puedan realizar todas las evaluaciones de riesgos y se logre establecer acuerdos internacionales sobre dichas sustancias. En el programa de evaluación de riesgos de sustancias existentes en la UE, se han completado las

evaluaciones de diez sustancias en sus aspectos técnicos, y en diciembre de 1997 quedaban pendientes de procesar otras 52.

En pesticidas, cosméticos, aditivos alimentarios y productos farmacéuticos (un grupo que consta de unos 20.000 productos químicos) se avanza algo más deprisa, pero desde 1993 en que entró en vigor la Directiva 91/414 sobre el uso, comercialización y registro de pesticidas, ningún nuevo componente activo ha logrado entrar en el listado del Anexo 1, o sea ser incluido en la lista positiva de la UE. Por otra parte, todavía no se ha terminado de revisar los 90 primeros componentes activos *existentes*, en aplicación del programa formal de revisión, actualmente en curso, cuya duración prevista es de 12 años.

La tarea de cubrir estas lagunas de datos tiene la máxima prioridad, pero es muy costosa. Los costes varían entre 100.000 ecus para una serie básica de datos, hasta una media de 5 millones de ecus para el ensayo completo de una sola sustancia, y pueden llegar hasta 15 millones de ecus para los casos excepcionales que requieran ensayos de campo y seguimiento de los resultados (Teknologiradet, 1997).

Además, la eficacia de los ensayos está sometida a un minucioso análisis; muchos de los efectos dañinos que constituyen el objetivo de los ensayos pueden no coincidir con los más preocupantes en la actualidad (Johnston y cols. 1996).

Iniciativas de reducción de impactos

Es posible reducir el impacto de los productos químicos actuando en diferentes puntos de su flujo a través del medio ambiente. La falta de conocimientos

Productos químicos 125

acerca de su toxicidad, y la lentitud con que avanzan las evaluaciones de riesgos (que normalmente han de completarse antes de que se aprueben de común acuerdo las medidas de reducción de riesgos) ha contribuido a fomentar la adopción de medidas orientadas a impedir en general el uso de productos químicos peligrosos y la exposición a ellos, y no a un control minucioso en los puntos de uso y de eliminación. Se tiende cada vez más a centrar la atención en las propiedades de determinados grupos de productos químicos, por ejemplo los que persisten y se acumulan en los organismos vivos, en lugar de hacerlo en la toxicidad específica de cada sustancia.

La Directiva sobre Prevención y control integrados de la contaminación (CE/96/61) recomienda este enfoque hacia la prevención "aguas arriba", y no el control "aguas abajo", como lo hacen la evaluación y el diseño del ciclo vital en el caso del medio ambiente.

En los convenios internacionales, se han utilizado también soluciones orientadas a reducir la exposición, basadas en contrastar la importancia del principio precautorio con los inconvenientes de duración, coste e incertidumbre inherentes a la evaluación de riesgos de cada sustancia. El principal objetivo de dichos convenios ha sido reducir las cargas químicas, dando prioridad a aquellas sustancias sobre cuya toxicidad existe ya un gran acopio de datos.

Por ejemplo, en 1990, una Declaración Ministerial impuso a los gobiernos la obligación de reducir la entrada al mar del Norte de un grupo de 36 productos químicos tóxicos procedentes de ríos y estuarios. En 1995, los niveles de estos productos deberían quedar reducidos a menos del 50 por ciento de los que tenían en 1985. Las entradas de dioxinas, mercurio y cadmio tenían que reducirse en un 70 por ciento. Más recientemente, la Cuarta Conferencia Ministerial para la Protección del mar del Norte, que tuvo lugar en Esbjerg en 1995, obligó a los estados firmantes a "... reducir las descargas, emisiones y pérdidas de sustancias peligrosas, persiguiendo como nuevo objetivo el de su cese en el plazo de una generación (25 años), con el propósito fundamental de alcanzar unas concentraciones en el medio ambiente cercanas a los valores de fondo para las sustancias que existen en la naturaleza, y próximas a cero para las sustancias sintéticas o artificiales". (EPA danesa, 1995)

La CEPE aprobó en 1979 un convenio sobre contaminación atmosférica transfronteriza de gran alcance (CLRTAP), que abarcaba Europa, EE.UU. y Canadá. En dicho convenio se establecen medidas para la eliminación, limitación del uso, reducción del consumo, emisión y contaminación involuntarias, eliminación de residuos y control de los productos químicos. De acuerdo con el convenio, se está redactando un protocolo que atañe a los contaminantes orgánicos persistentes, y abarca una lista provisional de 18 sustancias (entre ellas 11 pesticidas), seleccionadas entre 105 sustancias examinadas (véanse las notas al pie de la tabla 6.3).

Tabla 6.6 Directivas e instrumentos de la UE, de importancia para el control de los productos químicos

Directiva del Consejo 76/769 sobre Comercialización y uso

• Directiva del Consejo 67/548 sobre Clasificación y Etiquetado, etcétera. (enmendada según 79/831 y 92/32, enmiendas 6ª y 7ª)

• Decisión de la Comisión 81/437 sobre EINECS - Registro de productos químicos existentes

• UE/DG XI/IPS, Septiembre de 1992 sobre Fijación informal de prioridades

• Directiva del Consejo 76/464 relativa a la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas vertidas en el medio acuático de la Comunidad

• Reglamento del Consejo 793/93 y Reglamento de la Comisión 1488/94 sobre Evaluación de riesgos de los productos químicos existentes

• Directiva de la Comisión 91/414 sobre Pesticidas

• Directiva de la Comisión 93/67 sobre Evaluación de riesgos de los productos químicos nuevos

• Documentos de Orientación técnica, 16 de abril de 1996, sobre Evaluación de riesgos de los productos químicos nuevos y existentes

Tabla 6.7 Disponibilidad de datos sobre 2.472 productos químicos HPV sometidos a la ECB, 1996

Propiedades y toxicidad	Disponibilidad de datos
Propiedades fisicoquímicas	30-60%
Toxicidad oral aguda	70%
Toxicidad cutánea aguda	45%
Toxicidad aguda por inhalación	30%
Toxicidad crónica	55%
Carcinogenicidad	10%
Genotoxicidad/mutagenicidad	62%
Genotoxicidad in vivo	32%
Fecundidad	20%
Teratogenicidad	30%
Ecotoxicidad	
Aguda en peces o crustáceos	30-50%

Aguda en algas	25%
Aguda en terrestres	5%
Toxicidad acuática crónica	5-20%
Biodegradación	30%

Fuente: C. J. van Leeuwen y cols., 1996

Además, se encuentra en curso de negociación un protocolo sobre metales pesados, incluso mercurio, cadmio y plomo.

En la tabla 6.8, se da un resumen sobre las iniciativas nacionales e internacionales para la reducción de estos y otros productos químicos.

Programas voluntarios de reducción

También se están reduciendo los impactos gracias a una serie de iniciativas voluntarias emprendidas por las industrias químicas de muchos países. Por ejemplo, algunas empresas de los Países Bajos han iniciado programas voluntarios de reducción mediante acuerdos con las autoridades reguladoras; en 1989, se presentó al Parlamento de los Países Bajos una Estrategia de Control para reducir las emisiones de productos orgánicos volátiles (COV) procedentes de la industria, las empresas pequeñas y los hogares. El objetivo propuesto consiste en reducir las emisiones, desde 1981 hasta el año 2000 en un 63 por ciento. La AEMA ha revisado el acuerdo voluntario de la industria química holandesa, llegando a la conclusión de que dicho acuerdo ha sido eficaz en la defensa del medio ambiente. En consecuencia, la AEMA fomenta el desarrollo de sistemas de gestión medioambiental (AEMA, 1997).

Veintiún países europeos aprobaron un programa de "Cuidados responsables" que facilita la fecundación cruzada de ideas y buenas prácticas (Consejo Europeo de la Industria Química, CEFIC, 1996). El objetivo que persigue dicho programa, basado en una iniciativa estadounidense, es el de mejorar el comportamiento de la industria química en todo aquello que concierne a la salud, la seguridad, el medio ambiente y la calidad, así como fomentar la comunicación con el público en relación con los productos y las operaciones fabriles..

Cálculo de los costes externos

No todos los costes sociales y medioambientales de los productos químicos (lo que se ha dado en llamar las "externalidades" de su fabricación y uso) corren a cargo de las empresas químicas, ni están incluidos en sus precios de venta. A guisa de ejemplo, el recuadro 6.4 presenta la estimación de una parte de los costes externos de la creosota. En algunos países, tales costes externos se han incorporado a los precios a través de los impuestos. Otros ejemplos son los pesticidas, fertilizantes, sustancias que agotan la capa de ozono, dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno, disolventes clorados (p.ej. tetracloroetileno, tricloroetileno, y diclorometano en

Tabla 6.8 Algunas iniciativas actuales sobre reducción de los productos químicos

Instrumento/Propuesta/ Localidad	Año	Objetivos
Declaración de Esbjerg sobre	1995	Eliminar sustancias persistentes, bioacumulativas y tóxicas del mar del Norte en 25 años
Convención de Basilea sobre residuos peligrosos	1997	Un objetivo es reducir/minimizar residuos tóxicos en la fuente
Protocolo UNECE POP	1998	Reducir emisiones POP al aire
Protocolo UNECE sobre metales pesados	1998	Reducir emisiones de metales pesados al aire
Convención OSPAR	1998	Implementación del objetivo de Esbjerg
Convención UNEP "POPS"	1997-1998	Evaluar estrategias de respuesta para reducir/eliminar emisiones/pérdidas
Protocolo de Montreal	1987-2040	Eliminación progresiva de ciertas sustancias que agotan el ozono
Quinta actuación	1991-1994	Conseguir la "reducción significativa del Programa

medioambiental de la EU		Uso de pesticidas por unidad de terreno”
Informe del Ministro danés : Iniciativas sobre productos químicos futuros	1997	25 sustancias/grupos de sustancias identificadas para eliminación progresiva prioritaria, seleccionadas entre 100 sustancias indeseables
Informe del gobierno sueco sobre Política de productos químicos	1997-2007	eliminación progresiva en 10 años de todos los productos que contengan sustancias persistentes o bioacumulativas; que tengan efectos graves/irreversibles; o que contengan plomo, mercurio o cadmio
Objetivos noruegos para	1996-2010	Concedida prioridad a las descargas de productos químicos peligrosos ; para el año 2010, reducción sustancial de productos químicos (p.ej., plomo, cadmio, mercurio, dioxinas, PAH; o eliminación progresiva para el 2005 (p.ej. halones, PCB, PCP)
Ley lituana sobre gestión de residuos	1998	Ley de gestión de residuos incluso reducción de productos químicos

Fuente: Agencia Europea del Medio Ambiente

Dinamarca), y residuos tóxicos, así como las gasolinas con plomo y el carburante diesel "sucio".

Los impuestos medioambientales pueden ser eficaces siempre que estén bien planteados y formen parte de un paquete de medidas, entre otras emplear la recaudación tributaria en el fomento de actuaciones encaminadas a reducir el uso de una sustancia (AEMA, 1996). Actualmente se prevé la imposición de eco-tasas a determinados productos químicos, entre ellos los metales pesados, los productos clorados, los COP, los fertilizantes y los pesticidas.

Existen otras medidas políticas que pueden ser útiles para controlar los productos químicos: entre ellas se cuentan el Plan de Auditoría y Gestión Medioambiental (EMAS) de la UE, el eco-etiquetaje, las políticas sobre tierras contaminadas, y la legislación y acciones civiles sobre responsabilidades medioambientales.

La información como instrumento político

La información está adquiriendo cada vez más importancia en el control de la contaminación química, no sólo como complemento de las políticas de reglamentación, de impuestos y otras, sino también como instrumento político independiente. Por ejemplo, la directiva "Seveso" sobre Instalaciones peligrosas (apartado 13.3.1) obliga a los empleadores a facilitar información a la vecindad. También la Directiva de Clasificación y Etiquetado incluye la obligación de facilitar información sobre el producto. El propuesto Inventario Europeo de Emisiones Integradas, al que el público tendrá acceso en virtud de la Directiva Integrada de Prevención y Control de la Contaminación, publicará datos sobre escapes químicos de las fábricas. Algunos países europeos (el Reino Unido, los Países Bajos, Suecia, Dinamarca y Francia) tienen ya disposiciones que obligan a facilitar al público el acceso a los datos sobre productos químicos.

La OCDE (OCDE, 1996) fomenta iniciativas similares a la legislación estadounidense sobre el "Inventario de Escapes Tóxicos", que ha dado origen a muchas iniciativas voluntarias de reducción, así como a una disminución global del ritmo de producción de productos químicos tóxicos (Naimon, 1996).

A otro tipo de herramientas informativas pertenecen los registros de productos químicos que existen en Suecia, Noruega, Dinamarca, Finlandia y Francia. Estos registros pueden ser muy útiles para averiguar el contenido químico de los productos de consumo (KEMI, 1994).

Recuadro 6.4: Costes de la contaminación con creosota

Para la conservación de la madera, se utilizan normalmente productos a base de creosota o barnices de alquitrán de hulla que contienen alrededor de un 30 por ciento de PAH, o bien se realiza una impregnación con sales de metales pesados. Sea cual sea el tipo de producto empleado, la madera tratada emite contaminantes que van a parar al agua o al suelo o se sedimentan en forma de lodos. Pero, en general, no se hace uso de los impuestos para "internalizar" los costes de contaminación así originados. Sin embargo, dichos costes pueden ser considerables. En los Países Bajos, los costes totales adicionales de la eliminación de los lodos contaminados con PHA y metales pesados se estiman en unos 50 ecus por cada m³ de lodos dragados. La remoción de la cantidad acumulada costaría 1500 millones de ecus, además de los costes normales de mantenimiento. Teniendo en cuenta el límite máximo de 10 mg de PAH por kg de lodos, la contaminación con cada kg de PHA cuesta a la comunidad 5000 ecus. Si la eliminación de los lodos acumulados se extendiera a lo largo de un período de 20 años y se gravasen con impuestos los costes derivados de un uso anual de tan solo 10000 kg de creosota y barnices de alquitrán, el importe total ascendería a 7500 ecus por kg de dichos productos. La imposición de una tasa sobre la creosota, aunque fuera modesta, sería útil para recuperar en parte las "externalidades", y permitiría utilizar una parte de los ingresos fiscales para fomentar el desarrollo de soluciones alternativas. A pesar de todo, se ha desarrollado recientemente un

método diferente de conservación de la madera (el tratamiento con vapor de alta presión y a temperatura elevada) sin recurrir a ninguna ayuda (Zuylen, 1995).

Referencias bibliográficas

AEMA, Agencia Europea de Medio Ambiente (1996). Impuestos ambientales. Serie de cuestiones ambientales, N° 1. AEMA, Copenhague, ISBN 92-9167-000-6.

AEMA, Agencia Europea de Medio Ambiente (1996). The State of the European Arctic Environment. Environmental Monograph No 3. AEMA, Copenhague.

AEMA, Agencia Europea de Medio Ambiente (1997). Environmental Agreements, Environmental Effectiveness: Case Studies. Environmental Issues series No 3, Vol. 2, AEMA, Copenhague, ISBN 92-9167-055-3.

Aguilar, A., Borrell, A. (1994). Abnormally high PCB levels in striped dolphins affected by the 1990-1992 Mediterranean epizootic. En: The Science of the Total Environment, Vol. 154, págs. 237-247.

AMAP (1997). Persistent Organic Pollutants and Heavy Metals. Arctic Monitoring and Assessment Programme.

Baker, J.R (1989). Pollution - associated uterine lesions in grey seals from the Liverpool Bay area of the Irish Sea. En: Veterinary Record, Vol. 125, pág. 303.

Bignert, A., Litzen, K., Odsjo, T., Olsson, M., Persson, W. y Reutergardh, L. (1995). Time-related factors influence the concentrations of sDDT, PCBs and shell parameters in eggs of Baltic Guillemot. En: Environmental Pollution, Vol. 89, págs. 27-36.

Bignert, A (1997). Comments concerning the National Swedish Contaminant Monitoring Programme in marine biota. Contaminant research group at the Swedish Museum of Natural History.

Blomkvist, G. y cols, (1992). Concentrations of sDDT and PCB in Seals from Swedish and Scottish waters. En: AMBIO, Vol 21, No 8.

Borrell, A., Aguilar, A., Corsolini, S. y Focardi, S. (1996). Evaluation of toxicity and sex-related variation of PCB levels in Mediterranean striped dolphins affected by an epizootic. En: Chemosphere, Vol. 32, No 12 págs. 2359-2369.

CCEC, Continental Pollution Pathways (1997). An Agenda for Cooperation to address Long Range Transport of Air Pollution in North America. Council of the Commission for Environmental Cooperation, Montreal, Canadá.

CCE, Comisión de las Comunidades Europeas (1997). Comunicación de la Comisión relativa a un programa de actuación comunitaria sobre las enfermedades relacionadas con la contaminación en el marco de actuación de la sanidad pública. Posición común del Parlamento Europeo y del Consejo con vistas a la adopción de un programa de actuación comunitaria para 1999-2003, sobre las enfermedades relacionadas con la contaminación en el marco de actuación de la sanidad pública (presentada por la Comisión). COM(97) 226 final.

CEPE (1997). Annual Review - the Chemical Industry in 1995 Production and Trade Statistics 1992-1994.

CEFIC, The European Chemical Industry Council (1996b). The European chemical industry in a worldwide perspective. Bruselas.

CEFIC, The European Chemical Industry Council (1996c) Basic economic statistics of the European Chemical Industry 1994-1995. Bruselas.

CEFIC, The European Chemical Industry Council (1997). Facts & figures - the European Chemical Industry in a Worldwide Perspective. Bruselas.

EPA danesa (1998). Fourth Meeting of the Task Force on the Phase-out of Lead in Gasoline. Country Assessment Report. Final. Ministry of Environment and Energy. The Danish Environmental Protection Agency.

EPA danesa (1995). North Sea Conference, Esbjerg Declaration. 4th International Conference on the Protection of the North Sea. Esbjerg, Dinamarca, Junio de 1995.

EPA sueca (1993a). Environment and Public Health. Report 4182.

EPA sueca (1993b). Persistent organic pollutants and the environment. The environment in Sweden Status and trends. Solna, Suecia.

EPA sueca (1996). POP Stabila Organiska Miljögifter, Stort eller litet problem, Report 4563.

Environmental Health Perspectives Supplement Chemical Sensitivity, Vol 105, Supplement 2, 1997

Eriksson, Per (1992). Neuroreceptor and Behavioural effects of DDT and pyrethroids in immature and adult animals. In *The Vulnerable Brain and Environmental Risks*. Eds: R.L. Isaacson and K.F. Jensen. Plenum Press, Nueva York.

European Workshop on the Impact of Endocrine Disrupters on Human Health and Wildlife, Report of Proceedings. Weybridge, UK, 24 December 1996. EUR 17549, 1996.

Friedlander, S. (1994). The two faces of Technology: changing perspectives in design for the environment. In *The Greening of Industrial Ecosystems*. Eds: B.R. Allenby and D.J. Richards. National Academy Press, Washington.

Global Environmental Change Programme Briefings, The Environmental Threat to Human Intelligence, C. Williams, No 13, June 1997. University of Sussex, Brighton, Reino Unido.

Greenpeace (December 1993). The North Sea Invisible Decline _ environmental problems in the North Sea. Greenpeace International European Unit, Bruselas, Bélgica.

Haigh, N. (1994). Legislation for the control of chemicals. Institute for European Environment Policy, Londres, Reino Unido.

Helle, E. (1997). Numbers and reproduction of the ringed seal in the Bothnian Bay, Northern Baltic Sea. Baltic Seals 94 Conference, 1994. Updated information received by personal communication (1997).

Jensen, A.A. (1996). Environmental and occupational chemicals. Drugs and human lactation. Elsevier Science Publishers B.V.

Johnston, P.A., Stringer, R.L. y Santillo, D. (1996). Effluent Complexity and Ecotoxicology: Regulating the variable within varied systems. En: Toxicology and Ecotoxicology News, Vol. 3 (4), págs. 115-120.

KEMI (1994). Chemical Substances Lists. the Swedish National Chemicals Inspectorate, Sunset project, Report No 10.

Naimon, J.S. (en prensa). Toxic chemical information programs: Lessons from the USA Experience.

Productos químicos 129

OCDE (1996). Statistics Inland Water 1996.

OMS (1995a). Concern for Europe's tomorrow, health and the environment in the WHO European Region. World Health Organisation, European Centre for Environment and Health, Wiss. Verl.-Ges., Stuttgart, Alemania.

OMS (1996b). Levels of PCBs, PCDDs and PCDFs in human milk. Environmental Health in Europe, No 3,

OMS (1996). Environment and Health 1 Overview and Main European Issues. World Health Organisation, European Centre for Environment and Health and European Environment Agency, ISBN 92-890-1332-X.

Pacyna, J.M. (1996). Atmospheric emissions of heavy metals for Europe. International Institute for Applied Systems Analysis, Hagan, Noruega.

Reijnders, P.J.H. (1986). Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters. En: Nature, Vol. 324, pág. 457-457.

Rühling, Å. (ed) (1994). Atmospheric heavy metal deposition in Europe - estimations based on moss analysis. Nordic Council of Ministers. Nord 1994:9.

Stebbing, A.R.D. y cols. (1992). Overall summary and some conclusions from the Bremerhafen workshop. Marine Ecology Progress Series 91.

Stigliani & Anderberg (1994). Industrial Metabolism: Restructuring for Sustainable Development. Eds: Ayres & Simonis, UN University.

Teknologi-radet (1997). The non-assessed chemicals in EU. Presentations from the conference 30 October 1996. Report of the Danish Board of Technology 1997/1. ISBN 87-90221-19-2.

UK Environment Agency (1996). Viewpoints on the Environment. Developing a national environmental monitoring and assessment framework.

Umweltbundesamt and TNO Institute of Environmental Sciences, Energy Research and Process Innovation (1997). The European Emission Inventory of Heavy Metals and Persistent Organic Pollutants for 1990.

Van Leeuwen, J.C. y cols. (1996). Risk assessment and management of new and existing chemicals. En: Environmental Toxicology and Pharmacology 2.

Walker, C.H. y Livingstone, D.R. (1992). Persistent pollutants in marine ecosystems. A special publication of SETAC. Pergamon Press, Oxford.

Wania, F. y Mackay, D. (1996). Tracking the distribution of persistent organic pollutants. En: Environmental Science & Technology News, Vol. 30, No 9.

Williams, C. (1997). Terminus Brain: the environmental threats to human intelligence. Cassel, Londres, Reino Unido.

