



**Programa de las
Naciones Unidas
Para el Medio Ambiente**

Distr.: General
21 de noviembre de 2006

Español
Original: Inglés



Convenio de Estocolmo sobre contaminantes orgánicos persistentes
Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes
Segunda reunión
Ginebra, 6 a 10 de noviembre de 2006

**Informe del Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos
Persistentes sobre la labor realizada en su segunda reunión**

Adición

Perfil de riesgos del éter de pentabromodifenilo

En su segunda reunión, el Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes aprobó el perfil de riesgos del producto comercial éter de pentabromodifenilo sobre la base del proyecto que figuraba en el documento UNEP/POPS/POPRC.2/7. El texto del perfil de riesgos, en su forma enmendada, figura en el presente documento. La versión en inglés no ha sido oficialmente corregida por los servicios de edición.

K0653882 240107 200207

ÉTER DE PENTABROMODIFENILO

PERFIL DE RIESGOS

Aprobado por el Comité de Examen de Contaminantes Orgánicos
Persistentes en su segunda reunión

Noviembre de 2006

Índice

Sinopsis	3
1. Introducción	6
1.1 Identidad química de la sustancia propuesta	6
1.2 Conclusión del Comité de Examen acerca de la información del anexo D	6
1.3 Fuentes de información	6
1.4 Situación del producto químico según otros convenios internacionales	7
1.4.1 El Convenio OSPAR	7
1.4.2 El Convenio (de la CEPE) sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a gran distancia	7
1.4.3. El Convenio de Rotterdam	7
1.4.4 Otros foros internacionales importantes	7
2. Resumen de la información que atañe al perfil de riesgos	8
2.1 Fuentes	8
2.1.1. Producción y uso	8
2.1.2 Demanda mundial futura de piroretardantes bromados	11
2.1.3 Emisiones al medio ambiente durante la producción	12
2.1.4 Emisiones al medio ambiente durante el uso del producto	13
2.1.5 Emisiones dimanantes de desechos que contienen C-PentaBDE	14
2.2 Destino ambiental	16
2.2.1 Persistencia	16
2.2.2 Bioacumulación	17
2.2.3 Transporte a gran distancia en el medio ambiente	21
2.3 Exposición	25
2.3.1 Niveles	25
2.3.2 Tendencias	27
2.3.3. Biodisponibilidad	29
2.3.4 Exposición humana	30
2.3.5 Desbromación	33
2.4 Evaluación de los riesgos para las variables en estudio	33
2.4.1 Ecotoxicidad	33
2.4.2 Efectos en los mamíferos	35
2.4.3 Toxicidad para los seres humanos	37
3. Síntesis de la información	38
3.1 Resumen	38
4. Conclusión	38
Referencias:	40

Sinopsis

En el presente perfil de riesgos se cita una gran diversidad de estudios sobre el éter de pentabromodifenilo, cuyos resultados se resumieron. Los resultados más recientes que se exponen en el presente documento respaldan la conclusión a la que llegó el Comité de Examen de Contaminantes Orgánicos Persistentes en 2005 de que las propiedades del pentaBDE cumplen los criterios de selección estipulados en el anexo D del Convenio de Estocolmo

El producto comercial éter de pentabromodifenilo (C-PentaBDE) se refiere a mezclas de congéneres de éter de bromodifenilo cuyos principales componentes son 2,2', 4,4'- éter de tetrabromodifenilo (BDE-47 CAS No. 40088-47-9) y 2,2',4,4',5-éter de pentabromodifenilo (BDE-99 CAS No. 32534-81-9), que presentan las concentraciones más altas por peso respecto de los demás componentes de la mezcla.

Las mezclas de éter de pentabromodifenilo de uso comercial (C-PentaBDE) se utilizan en pirorretardantes como aditivos en productos para el consumo. Las mezclas comerciales contienen congéneres de éter de difenilo bromado con tres a siete bromos en la molécula, aunque predominan las moléculas con cuatro y cinco bromos. La proporción de los diferentes congéneres del éter de polibromodifenilo (PBDE) en el C-PentaBDE varía en las diferentes regiones del mundo.

El pentaBDE se emite durante la fabricación del producto comercial, en la fabricación de productos que lo contengan, durante su utilización y después que se le descarta como desecho. Pese a que en todo el mundo la producción comercial de pentaBDE se ha eliminado o se está eliminando gradualmente, diferentes productos que todavía estarán en uso durante algunos años más lo contiene y ello produce constantes emisiones al medio ambiente. Los productos al final de su vida útil se convertirán en desechos que podrían dar lugar a otras emisiones.

La fuente principal en América del Norte y Europa occidental ha sido el C-PentaBDE incorporado en la espuma de poliuretano utilizada en el mobiliario utilizado en hogares y lugares públicos. Actualmente, este uso se ha eliminado prácticamente. Es muy limitada la información con que se cuenta por lo que no se pueden sacar conclusiones de la importancia de otros usos, como textiles, productos eléctricos y electrónicos, materiales de construcción, vehículos, trenes y aviones, embalajes, lodo de perforación a base de petróleo y productos de caucho. Aunque se ofrecen algunos ejemplos representativos, carecemos de información pormenorizada sobre su uso en muchas regiones del mundo.

Las principales emisiones a la atmósfera provienen de productos en uso por medio de la volatilización del pentaBDE y su transporte en el polvo. Las emisiones de pentaBDE también se pueden producir durante las actividades de reciclado y desmantelamiento de vehículos, edificios y obras construidas. Las emisiones pueden provenir de las plantas de reciclado y de plantas trituradoras de desechos electrónicos. Durante la incineración de artículos que contengan pentaBDE comercial se pueden generar productos tóxicos como dibenzoparadioxinas bromadas y furanos.

El pentaBDE se puede liberar en la atmósfera, el agua y los suelos, pero la parte principal va a parar al suelo. La distribución entre los compartimentos ambientales es: suelo>>>agua>aire. Varios estudios en que se utilizaron muestras de sedimentos profundos demuestran que el pentaBDE es muy persistente en los sedimentos marinos, y se detectan al cabo de 30 años. En lo fundamental, el pentaBDE en el medio ambiente se adhiere a partículas; sólo una pequeña cantidad se transporta en su fase gaseosa o se diluye en agua, pero ese transporte durante largos períodos puede ser eficaz en la distribución del pentaBDE en todo el medio ambiente, sobre todo a las regiones árticas. En varios estudios del aire y la biota del Ártico se ha demostrado su presencia.

Debido a su gran persistencia en el aire, la principal ruta de transporte a gran distancia del pentaBDE – al igual que ocurre con tantas otras sustancias que son suficientemente volátiles, persistentes y bioacumulativas – es a través de la atmósfera. La elaboración de modelos y los estudios ambientales indican que el transporte hacia los polos se produce mediante una serie de saltos de deposición / volatilización, aunque se conoce también la importancia del transporte de partículas. Es probable también que se transporte a gran distancia por medio del agua y de animales migratorios.

En varios estudios ha quedado demostrada la biodisponibilidad del pentaBDE en el suelo y los sedimentos, que entra en la cadena alimentaria y que se bioacumula y biomagnifica en las redes alimentarias para terminar a altos niveles en los principales depredadores. El pentaBDE se ha propagado por todo el medio ambiente del planeta. Se ha hallado en seres humanos de todas las regiones de las Naciones Unidas niveles de componentes de C-PentaBDE. La mayoría de los análisis de las tendencias demuestran un rápido incremento de las concentraciones de pentaBDE en el medio ambiente y en los seres humanos desde principios de los años setenta hasta mediados o finales de los noventa, en que alcanzó una meseta en algunas regiones, aunque siguió aumentando en otras. En América del Norte y el Ártico siguen aumentando los niveles. Se han visto afectados ecosistemas y especies vulnerables, entre ellas algunas especies en peligro de extinción. Algunos especímenes de especies amenazadas muestran niveles suficientemente altos para causar preocupación. Los estudios toxicológicos han demostrado la toxicidad para la reproducción, el desarrollo neurológico y sus efectos en la tiroides de organismos acuáticos y mamíferos. Son evidentes sus posibles efectos tóxicos en la flora y fauna silvestres, incluidos los mamíferos.

La posible exposición de los seres humanos se produce por medio de los alimentos y mediante el uso de productos y el contacto con el aire exterior y el polvo. El pentaBDE pasa de la madre al feto y a los lactantes. Una evaluación de los cocientes de riesgo llevada a cabo en el Canadá revela que los riesgos más serios afectan a las especies que figuran en los niveles más altos de la cadena alimentaria. No hay información suficiente acerca de los efectos de la exposición por períodos breves y prolongados en los seres humanos, aunque cabe prever que los grupos vulnerables sean las embarazadas, los fetos y los recién nacidos. En los seres humanos de América del Norte en general se detectan niveles considerablemente más altos. Se ha determinado que cerca del 5% de las poblaciones generales están sumamente expuestas. Esta circunstancia y las estimaciones de la prolongada vida media de los congéneres del pentaBDE en los seres humanos causan preocupación por los efectos a largo plazo para la salud humana.

La información que figura en el presente perfil de riesgos permite afirmar que el pentaBDE, debido a las características de sus componentes y como resultado de su transporte a gran distancia en el medio ambiente y a su toxicidad demostrada en diversas especies no humanas, probablemente cause efectos adversos en la salud humana y el medio ambiente de importancia tal que se justifica la adopción de medidas a nivel mundial.

1. Introducción

El Convenio de Estocolmo es un tratado internacional que se propone proteger la salud humana y el medio ambiente de los contaminantes orgánicos persistentes (COP), de los cuales el Convenio cita actualmente doce. Los contaminantes orgánicos persistentes son productos químicos que permanecen intactos en el medio ambiente por períodos prolongados, se distribuyen en un amplio radio geográfico, se acumulan en los organismos vivos, y pueden ocasionar daños a seres humanos y al medio ambiente. Noruega, integra el Convenio de Estocolmo, presentó en enero de 2005 la propuesta de incluir el éter de pentabromodifenilo en el Anexo A del Convenio; el POPRC estuvo de acuerdo en que el producto comercial “éter de pentabromodifenilo” (“PentaBDE”): en realidad una mezcla, tal como se describe a continuación, cumple los criterios de selección del Anexo D del Convenio.

1.1 Identidad química de la sustancia propuesta

El producto comercial éter de pentabromodifenilo (C-PentaBDE) se refiere a mezclas de congéneres de éter de bromodifenilo, cuyos principales componentes son 2,2', 4,4'- éter de tetrabromodifenilo (BDE-47 CAS No. 40088-47-9) y 2,2',4,4',5-éter de pentabromodifenilo (BDE-99 CAS No. 32534-81-9), que presentan las concentraciones más altas por peso respecto de los demás componentes de la mezcla.

El sistema de numeración de los PBDE es el mismo que se utiliza para los policlorobifenilos (PCB) (Ballschmiter y otros. 1993).

La sigla PBDE se utiliza en lugar del término genérico éter de polibromodifenilo, que abarca a todos los congéneres de la familia de éteres de difenilo bromado. A veces se abrevia a BDE.

1.2 Conclusión del Comité de Examen acerca de la información del anexo D

En su primera reunión, celebrada en Ginebra en noviembre de 2005, el Comité evaluó la información del anexo D (UNEP/POPS/POPRC.1/10), y llegó a la conclusión de que el producto comercial pentaBDE cumplía los criterios de selección (decisión POPRC-1/3).

1.3 Fuentes de información

El presente perfil de riesgos se ha elaborado a partir de la información enviada por países y organizaciones no gubernamentales, los informes nacionales extraídos de sitios en Internet de organismos de protección ambiental de distintos países, contactos y comunicaciones recibidas de institutos de investigación noruegos, la industria del bromo, el Programa de Evaluación y Seguimiento Europeo y el Programa de Vigilancia y Evaluación del Ártico.

Once países enviaron información (Australia, Brasil, Canadá, España, Estados Unidos de América, Japón, Noruega, México, Polonia, República del Líbano y Suiza). Siete países enviaron información acerca de la producción y el uso. Sólo un país envió información sobre las emisiones; otro informó que carecía de datos sobre las emisiones. Todos excepto uno de los países enviaron datos sobre vigilancia. Los países que enviaron información no presentaron datos sobre existencias; y muy pocos presentaron información sobre comercio. Dos observadores enviaron información: el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF) y la Red Internacional para la Eliminación de los Contaminantes Orgánicos Persistentes (IPEN).

1.4 Situación del producto químico según otros convenios internacionales

1.4.1 El Convenio OSPAR

El Convenio sobre la protección del medio marino del nordeste Atlántico (Convenio OSPAR) es una guía para la cooperación internacional para la protección del medio marino del nordeste del Atlántico. El Convenio OSPAR se firmó en París en 1992, y entró en vigor el 25 de marzo de 1998. La Comisión OSPAR está integrada por representantes de los gobiernos de 17 Partes Contratantes y la Comisión Europea, en representación de la Comunidad Europea. En 1998, la Comisión OSPAR incluyó los PBDE en su “Lista de sustancias prioritarias”. En 2001, Suecia examinó un documento de antecedentes de la Comisión OSPAR sobre los PBDE. No se prevé realizar un nuevo examen completo de este documento antes de 2008. En la IV Conferencia del Mar del Norte, se decidió eliminar gradualmente el uso del piroretardante bromado a más tardar en 2020.

1.4.2 El Convenio (de la CEPE) sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a gran distancia

La Comisión Económica para Europa (CEPE) de las Naciones Unidas desarrolla tareas en favor del crecimiento económico sostenible en los 55 países que la integran. El Convenio sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a gran distancia de la CEPE fue firmado por 34 gobiernos y la Comunidad Europea en Ginebra, en 1979. En virtud de este Convenio, las Partes se esforzarán por limitar y, en la medida de lo posible, reducir gradualmente e impedir la contaminación atmosférica, incluida la contaminación atmosférica transfronteriza a gran distancia. El Convenio entró en vigor en 1983, y se ha ampliado mediante ocho protocolos específicos. En la actualidad, 50 países son partes en el Convenio. El Protocolo relativo a los contaminantes orgánicos persistentes (COP) se aprobó en Aarhus (Dinamarca) el 24 de junio de 1998. Se ocupa fundamentalmente de una lista de 16 sustancias que han sido identificadas conforme a criterios de riesgo acordados, para su prohibición total o su eliminación en una etapa posterior o para un uso restringido. Noruega propuso la inclusión en el Convenio del producto comercial pentaBDE como nuevo contaminante orgánico persistente. En diciembre de 2005, el Órgano Ejecutivo del Convenio consideró que cumplía los criterios de selección establecidos para los COP en la decisión 1998/2 del Órgano Ejecutivo, en la que se pidió que el Grupo de tareas sobre COP de la CEPA prosiguiera su examen y siguiera analizando posibles estrategias de gestión.

1.4.3 El Convenio de Rotterdam

El Convenio de Rotterdam es un acuerdo multilateral relativo al medio ambiente cuya finalidad es promover la responsabilidad compartida y los esfuerzos de cooperación entre las Partes que participan en el comercio internacional de ciertos productos químicos peligrosos. Es un instrumento que otorga facultades a las Partes importadoras para adoptar decisiones fundamentadas respecto de los productos químicos que desean recibir y excluir los que no puedan manipular en forma segura.

El texto del Convenio de Rotterdam sobre el procedimiento de consentimiento fundamentado previo aplicable a ciertos plaguicidas y productos químicos peligrosos objeto de comercio internacional fue aprobado en la Conferencia Diplomática celebrada en Rotterdam el 10 de septiembre de 1998. El Convenio entró en vigor el 24 de febrero de 2004, y es jurídicamente vinculante para las Partes. En la actualidad, 102 Estados son Partes en el Convenio. La UE propuso la inclusión del pentaBDE en el Convenio de Rotterdam en 2003. En virtud del Convenio, para formular esa propuesta es indispensable que dos de las Partes notifiquen sus prohibiciones de la sustancia.

1.4.4 Otros foros internacionales importantes

El Consejo del Ártico es un foro intergubernamental de alto nivel que constituye un mecanismo para abordar las preocupaciones y los desafíos que comparten los gobiernos y la población del Ártico. Sus

Estados miembros son Canadá, Dinamarca (incluidas Groenlandia y las Islas Faroe), Finlandia, Islandia, Noruega, Rusia, Suecia y los Estados Unidos de América. Seis organizaciones internacionales, que representan a numerosas comunidades indígenas del Ártico, tienen la condición de Participantes Permanentes en el Consejo del Ártico.

Bajo los auspicios del Consejo del Ártico (Programa de Vigilancia y Evaluación del Ártico (AMAP)), se llevan a cabo importantes actividades de vigilancia y evaluación de la contaminación en el Ártico. Esta labor es importante para determinar los riesgos de contaminación y sus repercusiones en los ecosistemas árticos, así como para evaluar la eficacia de los acuerdos internacionales sobre control de la contaminación, tales como el Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes. El AMAP ha demostrado la importancia del pentaBDE entre los contaminantes del Ártico.

En el otoño de 2004, el Consejo del Ártico aprobó un nuevo proyecto para el Ártico relativo a la reducción de los pirorretardantes bromados. Noruega administrará el proyecto.

2. Resumen de la información que atañe al perfil de riesgos

2.1 Fuentes

2.1.1 Producción y uso

Las informaciones más recientes sobre la demanda total de pentaBDE comercial en el mercado, presentadas en el Foro Científico y Ambiental del Bromo (BSEF) permiten afirmar que desde 1970 se ha utilizado un total acumulado estimado de 100.000 toneladas métricas de pentaBDE. La demanda total del mercado disminuyó en los últimos años de este período, por ejemplo, de 8.500 toneladas en 1999 a 7.500 toneladas en 2001 (BSEF, 2001).

Cuadro 2.1 Estimaciones del volumen de pentaBDE: demanda total del mercado por región, en toneladas métricas (BSEF, 2001).

	América	Europa	Asia	Resto del mundo	Total
1999	8.290	210	-	-	8.500
2001	7.100	150	150	100	7.500

Estas cifras sobre consumo deben considerarse en el contexto de la demanda global de pirorretardantes polibromados de todo tipo, que supera ampliamente la demanda comercial de pentaBDE. Por eso, los totales mundiales de PBDE fueron, en toneladas métricas, 204.325 (1999), 203.740 (2001), 237.727 (2002) y 223.482 (2003) (BSEF 2006).

El pentaBDE ha sido producido en Israel, el Japón, los Estados Unidos y la Unión Europea (Peltola y otros 2001 y van der Goon y otros 2005). Desde el año 2001, se han adoptado medidas en varios países para regular o eliminar voluntariamente el pentaBDE en forma gradual.

La producción en los países de la antigua UE (15) cesó en 1997 (UE 2000). Su uso en la UE (15) disminuyó durante la segunda mitad de los años noventa, y se calculó en 2000 en 300 toneladas métricas (sólo para la producción de poliuretano) (UE 2000). El uso de pentaBDE en la UE (25) se prohibió en el año 2004. Desde el 1º de julio de 2006 se dejó de usar en aparatos electrodomésticos y electrónicos.

Si bien el uso se ha prohibido en la UE, no sucedió lo mismo en los Estados Unidos, aunque se lo prohibirá en el estado de California a partir de 2008. El único fabricante en los Estados Unidos cesó voluntariamente la producción, pero el uso podrá continuar, y cesará únicamente cuando se agoten por

completo las existencias. Aunque en China, en fecha reciente –1999–, se patentó la producción de una mezcla de pentaBDE que difiere de la tradicional, la sustancia se está eliminando gradualmente en ese país. Se estima que la producción remanente en China equivale a menos de 100 TM/año, y que cesará en 2007, cuando la sustancia se prohíba en ese país.

En los Estados Unidos de América, en junio de 2006, el Organismo de Protección Ambiental de los EE.UU. (EPA) publicó un importante nuevo reglamento sobre el uso del tetra-octaBDE y de cualesquiera combinaciones de estos productos químicos resultante de una reacción química, según el cual toda persona tendrá que notificar al EPA cualquier tipo de uso antes de comenzar a producirlo o importarlo. El estado de California prohibirá el pentaBDE comercial a partir de 2008. El único fabricante del país dejó de producirlo voluntariamente, pero probablemente se seguirá usando hasta que se agoten todas las existencias. Aunque en China se obtuvo una patente de producción comercial de pentaBDE en fecha tan reciente como 1999 para una mezcla de PBDE muy distinta de la mezcla tradicional, la sustancia se está eliminando en ese país. La producción restante en China se calcula en menos de 100 tm/año y cesará en 2007 cuando la sustancia quede prohibida en ese país.

El principal productor de bromo de Israel, Israel Chemicals and Industrial Products (antes The Dead Sea Bromine Group), declara públicamente en su sitio en Internet, que sus productos no contienen pentaBDE. De esta forma, el productor queda alineado con la prohibición en la UE, un mercado importante para los pirorretardantes de la empresa.

Actualmente, no se produce en el Japón. En 1990 se discontinuó voluntariamente el uso de pentaBDE en el mercado japonés (Kajiwara y otros 2004). Algunos países en desarrollo situados en torno al Mar de China oriental son lugares críticos de posibles emisiones de pentaBDE en el medio marino (Ueno y otros 2004). Numerosos fabricantes industriales de computadoras, televisores y otros equipos electrodomésticos han instalado sus fábricas en zonas costeras de los países asiáticos en desarrollo (Ueno y otros 2004). Existen indicadores de una eliminación gradual del pentaBDE en la fabricación de nuevos productos eléctricos y electrónicos en la región asiática, aunque estos usos siempre fueron secundarios respecto de su principal uso en espumas de poliuretano, aunque se desconoce hasta qué punto. Se han exportado productos eléctricos de desecho, utilizados en países desarrollados, a países asiáticos en desarrollo, como China, la India y el Pakistán. Este material de desecho ha sido reciclado para recuperar metales valiosos (Ueno y otros 2004); si continúa este comercio se mantendría una fuente de emisiones de pentaBDE. Hasta el presente, no se han impuesto restricciones en los países en desarrollo de Asia y el Pacífico y el hemisferio sur.

La liberación de pentaBDE “almacenado” durante el reciclado de productos de espuma tiene su paralelo en la liberación de clorofluorocarbonos (CFC) y otras sustancias que agotan el ozono, las que, del mismo modo, permanecen en la espuma durante su vida útil.

Los resultados de un estudio de ciertas sustancias incluidas en la Lista nacional de sustancias, realizado en industrias canadienses, indicaron que no hubo fabricación de PBDE en Canadá; no obstante, se importaron aproximadamente 1300 toneladas métricas de pentaBDE comercial (para su incorporación en artículos terminados) (Environment Canada 2003). Las cantidades notificadas permiten afirmar que el pentaBDE fue el PBDE de mayor volumen de importación, seguido del producto comercial éter de decabromodifenilo. En 2000 se importó una cantidad muy pequeña de éter de octabromodifenilo. Los volúmenes declarados no incluyen las cantidades importadas en artículos terminados. En 2004, se propuso agregar el pentaBDE a la lista de eliminación virtual del Canadá.

En los Estados Unidos, en el año 2004, el único productor puso fin voluntariamente a su producción de pentaBDE. Sólo en 2001, se produjeron en el mundo unas 70.000 toneladas métricas de PBDE; casi la mitad se utilizó en productos vendidos en los Estados Unidos y el Canadá. Antes de su eliminación en los Estados Unidos, la mayor parte de las formulaciones de pentaBDE producidas en el mundo se

utilizaban en América del Norte (>97 %). A fines de 2004, en los Estados Unidos, aproximadamente el 7,5% de los más de 2100 millones de libras de espuma de poliuretano flexible producidos cada año en los Estados Unidos contenía la formulación comercial pentaBDE (Estado de Washington 2005).

En Australia, en 2004, el Programa Nacional de Evaluación y Notificación de Productos Químicos informó que todos los importadores estaban eliminando gradualmente las importaciones de pentaBDE, proceso que finalizaría a fines de 2005; esta información fue reconfirmada por los principales importadores a mediados de 2005.

El pentaBDE se utiliza o ha sido utilizado en los siguientes sectores (Alaee y otros 2003, Organismo Danés de Protección Ambiental 1999, UE 2000, Prevedouros y otros 2004b, Organismo Suizo de Medio Ambiente 2002, Birnbaum y Staskel, 2004):

- Artefactos eléctricos y electrónicos: computadoras, artículos electrónicos hogareños, equipos de oficina, electrodomésticos y otros artículos con circuitos impresos con laminado, gabinetes exteriores plásticos y partes internas de plástico, como componentes fabricados en pequeñas cantidades, con estuches de instrumentos de elastómeros de poliuretano rígido.
- Tránsito y transporte: automóviles, trenes, aviones y barcos con interiores de productos textiles y plástico, y componentes eléctricos.
- Materiales para la construcción: rellenos de espuma, placas aislantes, espuma aislante, tuberías, paneles para paredes y pisos, películas plásticas, resinas, etc.
- Muebles: muebles tapizados, cubiertas para muebles, colchones, componentes de espuma flexible.
- Productos textiles: cortinas, alfombras, láminas de espuma para debajo de alfombras, carpas, lonas impermeables, ropa de trabajo y vestimenta de protección.
- Embalaje: material de empaque fabricado con espuma de poliuretano.

El uso más común, que representa 95 a 98% del pentaBDE desde 1999, ha sido en espuma de poliuretano (Hale y otros 2002). Esta espuma puede contener entre 10 y 18% de la formulación comercial de pentaBDE. La espuma de poliuretano se utiliza principalmente para muebles y tapicería en las industrias de muebles para el hogar, automotriz y aviación. Se usa también en elastómeros de poliuretano rígidos en estuches para instrumentos, en resinas epóxicas y fenólicas utilizadas en aparatos eléctricos y electrónicos y materiales de construcción. Desde hace algunos años, en estas aplicaciones, se ha preferido el decaBDE, que contiene más bromo. El pentaBDE también se ha incorporado en menos cantidad en productos textiles, pinturas, lacas, artículos de caucho (cintas transportadoras, revestimientos y paneles para pisos) y en lodos para la perforación petrolera. Los niveles varían entre el 5 y el 30% según el peso. Hasta principios de los años noventa, el pentaBDE se utilizaba en circuitos impresos, habitualmente en laminados FR2 (resinas fenólicas) en Asia. Estos laminados FR2 se utilizan en artículos electrodomésticos (televisor, radio, vídeo), artículos electrónicos para vehículos, y artículos de línea blanca (lavarropas y electrodomésticos de cocina, por ejemplo). A principios de los años noventa, el 60 % del pentaBDE se utilizaba en el tratamiento de productos textiles en la UE; aunque actualmente está prohibida esta aplicación.

El pentaBDE comercial se clasifica como pirorretardante en productos textiles, en análisis nacionales de flujos de sustancias llevados a cabo en la región de la CEPE (Organismo Danés de Protección Ambiental 1999). En un análisis de flujo efectuado en Noruega en 2003, los fabricantes de productos textiles para muebles declararon que el producto contenía un 0,45% de pentaBDE. Se aplican normas estrictas con respecto a la inflamabilidad de los productos textiles utilizados en el sector público, el sector de transporte y el sector comercial; sin embargo, las normas referidas al uso doméstico son menos coherentes.

Según información obtenida de la industria del bromo, el pentaBDE dejó de utilizarse como fluido hidráulico (como componente de una mezcla) en perforaciones de petróleo y minería hace unos 10 ó 20 años.

Australia ha declarado usos en la fabricación de espumas de poliuretano para refrigeradores y embalaje, así como en formulaciones de resinas epóxicas para el mercado aeroespacial, y para su uso como agentes de encapsulado, en sistemas de laminado y en sistemas adhesivos. Los Estados Unidos han declarado el uso del pentaBDE en la industria aérea. El pentaBDE no se utiliza en aeronaves más modernas, y por lo tanto el público no está expuesto, pero el pentaBDE sí se utiliza todavía en la aviación militar.

2.1.2 Demanda mundial futura de pirorretardantes bromados

Según una empresa consultora analista de mercados, cabe prever un crecimiento de 4,4% anual en la demanda mundial de pirorretardantes que llegará a 2,1 millones de toneladas métricas en 2009, por un valor de 4.300 millones de dólares. El crecimiento recibirá el impulso fundamental de las ganancias que obtengan los países en desarrollo de Asia (China, en particular), América Latina y Europa oriental. Se pronostican grandes incrementos para la mayoría de los pirorretardantes. A nivel mundial, será mayor la demanda de compuestos de bromo, fundamentalmente por el constante crecimiento de China. Los usos eléctricos y electrónicos crecerán con más rapidez. Los productos de alto valor seguirán avanzando como sustitutos de compuestos menos beneficiosos para el medio ambiente, especialmente en Europa occidental, y los compuestos de cloro empezarán a ser sustituido en China por pirorretardantes de bromo, basados en fosfatos y de otra índole (Fredonia Group 2005).

Tras la pronunciada caída de la demanda registrada en 2001, las aplicaciones eléctricas y electrónicas seguirán recuperándose. El crecimiento de la demanda de pirorretardantes será mayor en esas aplicaciones. A medida que se reduce el tamaño de los circuitos electrónicos, y los artículos electrónicos más compactos son sometidos a temperaturas cada vez más elevadas, se incrementará la necesidad de pirorretardantes. En el ámbito mundial, los mercados de la construcción ocuparán el segundo lugar por la rapidez de su crecimiento; sin embargo, en China, el segundo lugar lo ocuparán los vehículos de motor, seguidos por los productos textiles: ambas industrias crecen con rapidez en ese país. Los plásticos continuarán reemplazando a otros materiales, como metales y vidrio, en una amplia gama de productos con el fin de reducir tanto costos como peso, y facilitar un mejor diseño y una producción más flexible. El uso del plástico ya está muy difundido y continúa creciendo en sectores como el transporte, los productos para la construcción y la electrónica. En el caso de muchas aplicaciones, los plásticos deben contener pirorretardantes; por tal motivo, alrededor del 75% de los pirorretardantes se utilizan en plásticos (Fredonia Group 2005).

Las restricciones ambientales varían según la región. En Europa occidental, el Japón y en menor medida en América del Norte, esas restricciones limitarán especialmente el crecimiento de los compuestos clorados. No cabe esperar que la prohibición impuesta a algunos pirorretardantes bromados en Europa occidental se aplique en otras regiones en lo fundamental, aunque impulsará el desarrollo de alternativas en equipos eléctricos y electrónicos para la venta en el mercado mundial. Decenas de empresas asiáticas, europeas y estadounidenses anunciaron en 2005 que habían desarrollado o estaban desarrollando equipo electrónico que no contiene pentaBDE. En Asia, 51% de los fabricantes de artículos electrónicos ya fabrican productos que cumplen la prohibición de utilizar pentaBDE vigente en la UE y se esperaba que 42% ofrecieran productos que la cumplieran para el 1º de julio de 2006. Funcionarios de empresas de la industria electrónica y consultores de la industria prevén que la dificultad de mantener corrientes separadas de productos garantizará que la mayor parte de los equipos electrónicos que se vendan en el mercado mundial para el año 2005 respeten la prohibición (International Environment Reporter 2006).

2.1.3 Emisiones al medio ambiente durante la producción

El pentaBDE se libera al medio ambiente durante el proceso de fabricación, en la manufactura de productos, durante su uso y después que se le descarta como desecho. Además de procurar un proceso de fabricación que no cause emisiones, también es importante considerar las contribuciones de las emisiones dimanantes de productos durante su uso, así como después de ser desechados. La mayor parte del pentaBDE se libera en la forma de contaminación difusa durante la vida útil de artículos que incorporan el producto comercial y como contaminación de pequeña escala en la fuente dimanante de la cadena de manejo de los desechos de productos finales.

El pentaBDE es una síntesis del éter difenilo mediante su bromación con bromo elemental en presencia de un catalizador Friedel-Craft de hierro en polvo. Los productores de pentaBDE han informado de que las principales rutas del pentaBDE dimanante de este proceso hacia el medio ambiente son los desechos del filtro y el material rechazado que van a parar ambos a vertederos. También se puede liberar pentaBDE en las aguas residuales a partir de soluciones detergentes utilizadas (Peltola y *otros* 2001).

Según la evaluación del riesgo del pentaBDE realizada por la UE, se supone que ocurran emisiones en la producción de poliuretano antes del proceso de espumación, cuando se manipulan los aditivos (descargas en el agua) y durante la curación (emisiones a la atmósfera). La liberación al aire puede tener lugar durante la fase de curado en la producción de espuma; durante esta fase, la espuma permanece a temperaturas elevadas durante muchas horas, según el tamaño del bloque fabricado. Se estima que la emisión al aire en esta etapa es de 1 kg/tonelada de pentaBDE, pero se supone que una parte del pentaBDE volatilizado se condensa en la sala de producción y va a parar al agua residual. En la evaluación de riesgo llevada a cabo por la UE, se llega a la conclusión de que de este modo se liberan 0,6 kg de pentaBDE, y 0,5 kg al aire, por cada tonelada métrica de pentaBDE utilizada en la producción comercial de espuma de poliuretano.

Cuadro 2.2 Producción comercial y uso de pentaBDE en la producción de espuma de poliuretano en todo el mundo y cálculo de las emisiones conexas en 2000 (espuma con un contenido de 10 a 18% de pentaBDE).

Producción de espuma de poliuretano	Cantidad de pentaBDE	Liberación de pentaBDE en aguas residuales	Emisiones de pentaBDE a la atmósfera durante la producción
150.000 toneladas métricas/año	15.000 a 27.000 toneladas métricas/año	9.000 a 16.200 kg/año	7.500 a 13.500 kg/año

Se ha asociado una importante fuente de liberación al uso de aditivos pirorretardantes líquidos como el pentaBDE en la producción de espumas de polímeros. Se calcula que aproximadamente el 0,01% (es decir, 100 g/tonelada métrica) de la materia prima manipulada durante el mezclado se libera a las aguas residuales. También es posible que haya emisiones debido a la volatilización durante la fase de curado, como se explicó antes, pues la espuma alcanza temperaturas de 160°C durante varias horas. Wong y *otros* (2001) examinaron las características de la partición en la atmósfera de los BDE 47, 99 y 153, y predijeron que los congéneres tetrabromo y pentabromo pasarían a estado gaseoso a temperaturas del aire más altas. Por lo tanto, aunque los valores bajos de presión de vapor medidos para los PBDE indican que a temperaturas normales del aire la volatilización es mínima, es muy posible su liberación al aire a las temperaturas elevadas que se alcanzan durante la curación (Comunidades Europeas 2001). En el estudio de las Comunidades Europeas (2001) se estima que la liberación mundial de pentaBDE es aproximadamente del 0,11%, y que cerca de la mitad va a parar a la atmósfera y la otra mitad, a las aguas residuales.

2.1.4 Emisiones al medio ambiente durante el uso del producto

El pentaBDE comercial se utiliza exclusivamente como aditivo en una mezcla física con el polímero anfitrión, y puede, por lo tanto, migrar dentro de la matriz sólida y volatilizarse desde la superficie de los productos durante su ciclo de vida (UE 2000). En la evaluación de riesgo de la UE, se estimó que cada año se liberaba aproximadamente 3,9 % del pentaBDE presente en los productos mediante volatilización durante la vida útil hipotética de 10 años; no obstante, cada congénere tendrá sus propios coeficientes de migración y volatilidad característicos. Las cantidades indicadas en el cuadro 2.2, y la tasa de pérdida del 3,9%, permiten calcular que, cada año, entre 585 y 1053 toneladas métricas de pentaBDE ingresan al medio ambiente de esta forma.

Wilford y otros (2003) condujeron experimentos en cámara controlada en los que se hacía pasar aire a través de muestras de productos de espuma tratados con pentaBDE con un contenido del 12% de PBDE p/p. En ellos, observaron que los PBDE se volatilizaban de la espuma de poliuretano en niveles mensurables. En la cámara se liberaron niveles promedio de PBDE totales de 500 ng/m³/g de espuma. Para el BDE-47, el BDE-99 y el BDE-100 (4,5 y 5 iones de bromuro, respectivamente), las tasas de pérdida fueron de 360, 85 y 30 ng/m³/g de espuma, respectivamente. Las temperaturas durante el muestreo promediaron 30 a 34°C.

Dado el uso de pentaBDE en artículos de uso doméstico, tales como muebles, alfombras y electrodomésticos, diversos estudios han examinado la exposición al polvo del aire con contenido de pentaBDE en interiores (Shoeib y otros 2004, Wilford y otros 2005). Investigadores de los Estados Unidos (Stapleton y otros 2005) han dado a conocer los resultados de un estudio llevado a cabo en el año 2004 en el área metropolitana de Washington, D.C., y en un hogar en Charleston, Carolina del Sur. Las concentraciones de PBDE en el polvo de dieciséis hogares variaron de 780 ng/g de masa seca hasta 30.100 ng/g de masa seca. Predominaban los congéneres del pentaBDE y el decaBDE comerciales. Se estimó que los niños pequeños (entre 1 y 4 años) ingerirían 120-6000 ng/día de PBDE. En cinco de los hogares se analizó también la pelusa de las secadoras, donde se encontraron concentraciones de PBDE de 480-3080 ng/g de masa seca. La exposición es mayor que la registrada en Europa; los investigadores atribuyen este hecho a que la mayoría de los mercados de PBDE están en los Estados Unidos.

En la información del párrafo anterior se destaca el hecho de que, si bien el pentaBDE puede volatilizarse a partir de los productos en los que se halla incorporado, así como durante el ciclo de vida completo de estos productos, y durante su reciclado o después de su eliminación, existe una ruta de suma importancia para la diseminación de este producto en el medio ambiente: en forma de partículas en las cuales se absorbe o se adsorbe. Cuando se emiten desde productos, es probable que los pirorretardantes se adsorban a las partículas; éstas, a su vez, pueden adherirse a las superficies interiores de los electrodomésticos o a otras superficies en interiores, o bien pueden dispersarse hacia el medio ambiente exterior, cuando se airean las habitaciones. En entorno en las plantas industriales donde se desmantelan puede estar mucho más expuesto (Organismo Danés de Protección Ambiental 1999). También hay emisiones producto de la erosión, el desgaste, la lixiviación y la volatilización al final de la vida útil de los productos, durante las operaciones de eliminación o reciclado (desmantelamiento, trituración u otro tipo de manipulación de desechos, transporte y almacenamiento, por ejemplo). Se calcula que las emisiones anuales en la región de la UE durante el ciclo de vida de los productos de poliuretano se distribuyen entre los distintos compartimientos del siguiente modo: 75% al suelo, 0,1% al aire y 24,9% a aguas superficiales (UE 2000).

La inclusión de pentaBDE comercial en materiales utilizados para el tratamiento anticorrosivo de automóviles, material para techos, revestimiento de bobinas, protección de productos textiles, cables, alambres y perfiles, y suelas de zapatos puede dar lugar a emisiones lentas al medio ambiente. En la

evaluación de riesgo de la UE, se calcularon los factores de emisión de tales emisiones en el 2 a 10% durante la vida útil del producto; los factores más altos corresponden a los usos con altas tasas de desgaste, por ejemplo, el tratamiento anticorrosivo de automóviles y las suelas de los zapatos. Se supuso un 2% más de emisiones durante las operaciones de eliminación. Teniendo en cuenta estas cifras, se ha estimado que las pérdidas en la región de la UE serían de 15,86 toneladas métricas/año al suelo, 5,26 toneladas métricas/año a las aguas superficiales y 0,021 toneladas métricas/año al aire. En la bibliografía no se han hallado mediciones reales que pudieran compararse con estas estimaciones.

Hale y otros (2002) demostraron que la espuma de poliuretano tratada con pirorretardantes, expuesta a la luz solar directa y a las condiciones climáticas habituales del verano en Virginia, con temperaturas entre 30 y 35°C y una humedad del 80% o más, se tornaba quebradiza y mostraba indicios de desintegrarse en un plazo de cuatro semanas. Los autores plantean que las pequeñas partículas de espuma de baja densidad resultantes podrían ser fácilmente transportable por la evacuación del agua de lluvia o las corrientes de aire. Esos procesos de degradación pueden constituir una ruta de exposición a los organismos mediante inhalación o ingestión de las partículas de espuma y del pentaBDE que contienen.

2.1.5 Emisiones dimanantes de desechos que contienen C-PentaBDE

Los desechos pueden generarse a partir de la producción de pentaBDE, de procesos de fabricación de materiales que lo contienen y del tratamiento de los productos que lo contienen al fin de su vida útil.

En la producción, según afirmaciones de los productores, la principal fuente de emisiones eran los desechos retenidos en los filtros y el material rechazado; sin embargo, las cantidades son demasiado pequeñas o insignificantes. En general, los desechos se eliminan en vertederos (UE 2000), aunque se señala que los desechos que contienen más del 0,25% de pentaBDE se clasifican como "desechos peligrosos".

Tras la curación y el enfriamiento, casi siempre hay que cortar los bloques de espuma de poliuretano al tamaño requerido, aunque para algunas aplicaciones la espuma se produce en un molde de la forma deseada, por lo que no hace falta cortarla. Parte del pirorretardante se pierde en los recortes de espuma de desecho que quedan tras el proceso de cortado. Estos recortes de espuma de desecho a menudo se reciclan para producir refuerzo (reborde) para alfombras, en particular en los Estados Unidos. Resulta interesante observar que la UE exporta unas 40.000 toneladas métricas/año de recortes de espuma de desecho a los Estados Unidos para este uso (UE 2000). En otros usos, los recortes de espuma de desecho se trituran y se utilizan como relleno en diversas aplicaciones, como asientos de automóvil, o bien se agrega al polialcohol virgen en la producción de espuma en placas. Es posible también que parte de los recortes de espuma de desecho se eliminen en vertederos o incluso se incineren.

Durante la producción de circuitos impresos, una gran parte del laminado se corta y se convierte en desecho sólido. No obstante, en muchos países, el pentaBDE comercial ha dejado de utilizarse en esta aplicación. Es limitada la información que existe acerca de los desechos generados en otras aplicaciones del pentaBDE, por ejemplo, en su uso en aparatos eléctricos y electrónicos. Aunque algunos de estos aparatos son objeto de reciclado por su contenido de metal, muchos desaparecen en los incineradores municipales, que suele ser el destino de las partes no metálicas de esta corriente de desechos. En la UE, desde diciembre de 2006, los plásticos con material pirorretardante bromado deben separarse de tales desechos antes de la recuperación y el reciclado.

Los vehículos usados, que a menudo contienen componentes sólidos o espumas con pentaBDE, se almacenan en exteriores y luego se desmantelan en plantas trituradoras. En algunos países, las restricciones exigen que los componentes que contengan sustancias como el pentaBDE se traten como desechos peligrosos. Los desechos generados a partir de la producción de materiales para la

construcción, productos textiles y muebles se eliminan en vertederos o se incineran. Esto resulta fácil para componentes pequeños, fáciles de dismantelar; sin embargo, la mayor parte de los materiales que contienen pirorretardantes son más difíciles de separar y por eso pasan a formar parte de los desechos eliminados por las plantas trituradoras, que suelen ir a parar a los vertederos.

El movimiento de las partículas de espuma de polímeros con contenido de pentaBDE en el vertedero podría ser un mecanismo de transporte del material bromado al lixiviado o a las aguas subterráneas. En la actualidad, no es posible evaluar la importancia de estos procesos. No obstante, dadas las propiedades físico-químicas de la sustancia, se considera improbable se lixivien cantidades significativas de pentaBDE de los vertederos, por su poca solubilidad en el agua, su elevado coeficiente de partición octanol-agua y porque se adsorbe fuertemente a los suelos (UE 2000). En estudios de detección llevados a cabo en Noruega se hallaron niveles alarmantes de pentaBDE en lixiviados de vertederos (Fjeld y otros 2003, Fjeld y otros 2004, Fjeld y otros 2005). La cantidad de pentaBDE que se elimina anualmente en la UE, y que se destina a vertederos o a incineración, se calcula en aproximadamente 1.036 toneladas métricas (UE 2000).

En un proyecto holandés, se estimaron las emisiones de pentaBDE en la región del Programa de cooperación para la vigilancia y la evaluación del transporte de los contaminantes atmosféricos a larga distancia en Europa (EMEP), y la distribución entre las fuentes fue la siguiente: 0,33 toneladas métricas/año provenientes de procesos industriales y de la combustión de las industrias, 9,45 toneladas métricas/año por uso de productos y solventes, y 0,05 toneladas /año causadas por la incineración de desechos (van der Gon y otros 2005).

A las temperaturas que funcionan los incineradores municipales, casi todos los pirorretardantes se destruirían; pero la experiencia ganada con otros compuestos orgánicos indica que algunas trazas podrían estar pasando por la cámara de combustión (Organismo Danés de Protección Ambiental 1999). En estudios de receptores de incineradores de desechos municipales sólidos, se han detectado niveles de pentaBDE superiores a los niveles básicos, tanto en fracciones gaseosas como en partículas, en el aire de las zonas cercanas a las instalaciones (Agrell y otros 2004, Law 2005, ter Schure y otros 2004b). Durante la incineración de materiales que contienen pentaBDE, pueden liberarse al medio ambiente productos potencialmente tóxicos, como dibenzoparadioxinas y dibenzofuranos bromados (Organismo Danés de Protección Ambiental 1999, Ebert y Bahadir 2003, Weber y Kuch 2003, Birnbaum y Staskel 2004).

Los análisis de circuitos impresos FR2 en desechos de productos eléctricos muestran que alrededor del 35% del PBDE utilizado era pentaBDE; por otra parte, a los fines del cálculo, se partió del supuesto de que el 25% de los laminados de FR2 de los artículos más viejos había sido tratado con pentaBDE comercial (Organismo Suizo de Medio Ambiente 2002). Prevedouros y otros (2004) estimaron la producción, el consumo y las emisiones atmosféricas de pentaBDE en Europa, entre 1970 y 2000, basándose en datos bibliográficos. Conforme a dicho estudio, el flujo de pentaBDE en utensilios eléctricos y electrónicos desechados en Europa, fluctuó entre 17 y 60 toneladas métricas por año en el período 2000-2005. Sin embargo, un estudio experimental de dicho flujo, efectuado en Suiza, en una planta de reciclado moderna, reveló valores más altos de lo esperado tras la lectura de las publicaciones. Esto podría significar que en esas publicaciones se subestimó el contenido de PBDE en dichos artículos; por otra parte, el estudio reconoce que las empresas rara vez proporcionan toda la información necesaria para realizar cálculos exactos (Organismo Suizo de Medio Ambiente 2002). Este mismo estudio dio a conocer un análisis de flujo del ciclo de vida del pentaBDE, el octaBDE y el decaBDE, así como del tetrabromobisfenol A (TBBPA). La mayor parte se encontraba en equipos eléctricos y electrónicos de desecho y superó la de los residuos de las plantas trituradoras de automóviles y los desechos de la construcción. Los plásticos de los vehículos producidos en 1980 contenían 0,089 g/kg de pentaBDE (si se excluye el contenido en componentes eléctricos y electrónicos); mientras que el plástico de los vehículos producidos en 1998 contenía 0,044 g/kg. Al inicio de este período, casi todas las resinas de

poliuretano no saturadas se trataban con piroretardantes bromados, principalmente decaBDE y TBBPA, pero también pentaBDE. Cantidades aún mayores, de hasta 50 g de pentaBDE/kg de resina, se utilizaron en 1980 en la producción de vagones de ferrocarril.

Se estima que la concentración media de pentaBDE en electrodomésticos es de 34 mg/kg, con la mayor concentración (125 mg/kg) en la fracción correspondiente al plástico (Morf y otros 2005). En plantas con filtrado de gases de salida, se halla una proporción importante del pentaBDE en la fracción recolectada (Morf y otros 2005). Por otra parte, en instalaciones donde no existe un dispositivo eficaz de control de la contaminación del aire, como el instalado en modernas plantas objeto de estudio, posiblemente se libere al medio ambiente un flujo significativo de pentaBDE a partículas de polvo. Un ejemplo de ellos figura en Wang y otros (2005), donde se detectaron niveles de pentaBDE en suelos y sedimentos recogidos en zonas cercanas a unas instalaciones públicas de eliminación y reciclado de desechos electrónicos ubicadas en Guiyu, Guandong (China).

El estudio suizo mostró que el 5% de las espumas de poliuretano producidas en 1990 se utilizó en la industria de la construcción, y que su contenido era hasta de 220 g/kg de pentaBDE comercial. Entre 10 y 20% del laminado termoplástico utilizado en la construcción se había tratado con piroretardantes bromados, con niveles de 1,3 a 5% por peso (Organismo Danés de Protección Ambiental), pero no había datos sobre su contenido de pentaBDE. También es probable que ciertos laminados de cloruro de polivinilo hayan sido tratados con pentaBDE, normalmente a 49 g/kg. Cabe suponer que el pentaBDE se emite durante las actividades de desmantelamiento, aunque no se dispone de información sobre el alcance de esas emisiones.

2.2 Destino ambiental

2.2.1 Persistencia

En la bibliografía escasean los valores estimados para la vida media del PDBE en los distintos compartimientos ambientales. En el cuadro 2.3, se resumen las estimaciones de la vida media que se han publicado.

Cuadro 2.3 Vida media del pentaBDE (BDE-99) en diferentes compartimientos ambientales, calculada mediante el programa EPIWIN de la Syracus Corporation.

Compartimiento ambiental	Período estimado de vida media d)	Referencias
Suelo	150	Palm 2001, Palm y otros 2002
Sedimentos aeróbicos	600	Palm 2001, Palm y otros 2002
Agua	150	Palm 2001, Palm y otros 2002
Aire	19	Palm y otros 2002
	11	Vulykh y otros 2004

Señalamos que se debe proceder con cautela al utilizar estimaciones de la vida media, obtenidas con este programa, denominado EPI Suite (<http://www.epa.gov/opptintr/exposure/docs/episuite.htm>). El programa EPI Suite está destinado únicamente a la detección de sustancias químicas, y posiblemente no convenga considerarlo para el control mundial de sustancias. Debido al interés en esta materia, es probable que se publiquen datos sobre la vida media en nuevos estudios; aunque tal vez no se modifique sustancialmente la idea que proporcionan los datos existentes. También es probable que, en el futuro, se dilucide la naturaleza de los productos de la degradación de los PBDE, lo que llevaría considerar su toxicidad.

Con respecto a la biodegradación, el programa BIOWIN predice que el tetraBDE, el pentaBDE y el hexaBDE son "recalcitrantes". Utilizando el programa EPIWIN, la vida media estimada del pentaBDE

es de 600 días en sedimentos aeróbicos, 150 días en suelos y 150 días en agua (Palm 2001). Este grado de persistencia se reafirma en el hecho de que en un ensayo de biodegradación OCDE 301B con pentaBDE no se comprobó degradación (como evolución de CO₂) en 29 días (Schaefer y Haberlein 1997).

Schaefer y Flaggs (2001) llevaron a cabo un estudio de degradación anaeróbica de 32 semanas de duración, utilizando una mezcla de BDE-47 (un tetraBDE) no marcado y marcado con ¹⁴C, incorporado a sedimentos. El estudio mostró que <1% de la radiactividad total se recuperó como ¹⁴CO₂ y ¹⁴CH₄; esto indica que, en esencia, no se había producido mineralización alguna. En general, en el estudio se determinó que los niveles de degradación no tenían importancia estadística; no obstante, el método analítico de HPLC con detección radiométrica indicó que algunos productos se habían formado en las muestras de 32 semanas. En 26 de las 42 muestras analizadas, se identificaron entre uno y tres de estos picos. Se está trabajando para identificar estos productos. Es probable que el BDE-47 tenga el potencial de degradarse con mucha lentitud en condiciones anaeróbicas.

Diversos estudios que utilizaron núcleos de sedimento muestran que los congéneres de pentaBDE depositados en sedimentos marinos europeos a principios de los años setenta aún se encuentran presentes en cantidades significativas; esto indica una elevada persistencia en sedimentos (Covaci y otros 2002a, Nylund y otros 1992, Zegers y otros 2000, Zegers y otros 2003). La producción industrial y el uso en Europa se iniciaron a principios de los setenta, con una reducción en años más recientes. Esto se refleja en los perfiles básicos de los sedimentos: no se había registrado presencia antes de esa fecha; en fechas posteriores se registra un incremento en los niveles y, en años más recientes, una nivelación paulatina. En los estudios más recientes (Zegers y otros 2003), se estudiaron núcleos de sedimentos de Noruega, Países Bajos y Alemania. Las concentraciones de PBDE, normalizadas con respecto al contenido de carbono orgánico total, fluctuaron entre 10 y 20 µg/g de carbono total.

2.2.2 Bioacumulación

2.2.2.1 Estudios sobre bioacumulación y biomagnificación en redes alimentarias locales

Diversos estudios se han centrado en el potencial de bioacumulación y biomagnificación del pentaBDE. Los estudios muestran un incremento de las concentraciones en la biota con niveles tróficos crecientes en las redes alimentarias pelágicas y del Ártico. Los factores calculados de bioconcentración, bioacumulación y biomagnificación indican el potencial de bioacumulación y biomagnificación del pentaBDE. En el Cuadro 2.4, se resumen los valores calculados en la bibliografía. El coeficiente de partición octanol/agua (log K_{ow}) del pentaBDE en dichos estudios es de 6,5 a 7,4. Los estudios más recientes se describen en el texto que sigue.

Cuadro 2.4 Factores calculados de bioconcentración (BCF), bioacumulación (BAF) y biomagnificación (BMF) de un pentaBDE (BDE-99) en la bibliografía de estudios ambientales de redes alimentarias pelágicas y del Ártico. Los datos se calculan utilizando las concentraciones medias de peso en lípidos, excepto en el caso del estudio efectuado por Sørmo y otros 2006; en este caso, los valores entre paréntesis son BMF calculados a partir de las concentraciones medias en todo el cuerpo.

Variable	Organismo	Zona	Valor	Referencia
BAF	<i>Dreissena polymorpha</i>	Lago Mälaren, Suecia	1.8	Lithner y otros 2003
BMF	Huevas de arao/arenque	Mar Báltico	17	Sellström 1996
	Foca gris/arenque	Mar Báltico	4.3	Sellström 1996
	Salmón/espadín	Mar Báltico	10	Burreau y otros 1999
	Salmón/espadín	Mar Báltico	5.9	Burreau y otros 2000
	Salmón del Atlántico/ Arenque pequeño	Atlántico norte	3.8	Burreau y otros 2000
	Plancton neto /Organismos bénticos	Lago Ontario, Canadá	7.1	Alaee y otros 2002
	Organismos bénticos/peces que sirven de alimento a otros peces	Lago Ontario, Canadá	0.8	Alaee y otros 2002
	<i>T. libellula</i> /Copépodos	Svalbard, Ártico noruego	0.65 (1.3)	Sørmo y otros 2006
	<i>G.wilkitzkii</i> /Copépodos	Svalbard, Ártico noruego	47.6 (19.0)	Sørmo y otros 2006
	Bacalao polar/Copépodos	Svalbard, Ártico noruego	2.1 (1.6)	Sørmo y otros 2006
	Bacalao polar/ <i>T. inermis</i>	Svalbard, Ártico noruego	1.9 (1.2)	Sørmo y otros 2006
	Bacalao polar/ <i>T. libellula</i>	Svalbard, Ártico noruego	3.4 (1.3)	Sørmo y otros 2006
	Bacalao polar/ <i>G.wilkitzkii</i>	Svalbard, Ártico noruego	0.04 (0.1)	Sørmo y otros 2006
	Foca anillada/ <i>T. inermis</i>	Svalbard, Ártico noruego	26.8 (54.5)	Sørmo y otros 2006
	Foca anillada/ <i>T. libellula</i>	Svalbard, Ártico noruego	43.1 (60.0)	Sørmo y otros 2006
	Foca anillada/ <i>G.wilkitzkii</i>	Svalbard, Ártico noruego	0.6 (3.9)	Sørmo y otros 2006
	Foca anillada/Bacalao polar	Svalbard, Ártico noruego	13.7 (56.6)	Sørmo y otros 2006
	Oso polar/Foca anillada	Svalbard, Ártico noruego	0.3 (0.29)	Sørmo y otros 2006
	Oso polar/Foca anillada	Ártico canadiense	3.4	Muir y otros 2006
	Oso polar/Foca anillada	Ártico canadiense	11	Muir y otros 2006
	Oso polar/Foca anillada	Ártico canadiense	8.0	Muir y otros 2006
	Oso polar/Foca anillada	Groenlandia	1.0	Muir y otros 2006
	Oso polar/Foca anillada	Svalbard, Ártico noruego	5.9	Muir y otros 2006

Los análisis de PBDE de mejillones cebrados (*Dreissena polymorpha*) se incluyeron en un estudio más amplio realizado en Estocolmo (Suecia) y sus alrededores (Lithner y otros, 2003). Se recogieron mejillones de un sitio de referencia y se transportaron en canastas a otros sitios río abajo en el lago Mälaren, Saltsjön y varios lagos pequeños. El agua dulce fluye desde el Lago Mälaren, atraviesa el centro de Estocolmo, y desemboca en las aguas salobres del Mar Báltico por el Saltsjön. Se determinó la presencia de cinco congéneres de PBDE (BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-153 and BDE-154). Entre esos congéneres predominaron el BDE-47 y el BDE-99 (cuatro y cinco bromos respectivamente), situación parecida a la del C-PentaBDE. Los factores de bioacumulación (BAF) para los distintos compuestos estudiados se calcularon utilizando datos de las partículas en suspensión capturadas en

trampas de sedimentos en 1998 y 1999 en los mismos lugares de Riddarfjärden y Saltsjön (Broman y otros, 2001). Se supuso que las concentraciones de partículas en suspensión reflejaban las concentraciones en el agua. Los factores de bioacumulación se calcularon utilizando concentraciones de peso en lípidos en los mejillones y concentraciones basadas en el carbono orgánico en las partículas en suspensión.

Al compararlos con otros compuestos (PCB, DDT, HCB), los BDE tenían los factores de bioacumulación más elevados que fluctuaban entre 1 y 2. El factor de bioacumulación (= nivel en el mejillón/nivel en las partículas en suspensión) del pentaBDE era 1,8.

En las concentraciones de BDE-47 y BDE-99 en la red alimentaria pelágica del Lago Ontario se observa un aumento de las concentraciones según aumenta la posición trófica (Alaee y otros 2002). En este estudio, se determinaron las concentraciones de PBDE en muestras de archivo de plancton, *Mysis*, *Diporeia*, pinchagua, eperlano, escorpión y trucha lacustre recogidas en 1993. También se determinó que la trofodinámica de los PBDE en la red alimentaria pelágica del Lago Ontario consta de tres niveles tróficos. La trucha lacustre (*Salvelinus namaycush*) es una especie de los principales depredadores del Lago Ontario, que se alimenta de peces, entre ellos el pinchagua (*Alosa pseudoharengus*), el eperlano arcoiris (*Osmerus mordax*) y el escorpión de fondo (*Cottus cognatus*); a su vez, estos peces se alimentan de *Mysis* y *Diporeia*, que se alimentan del fitoplancton y el zooplancton que se recogieron como muestras de plancton en la red. Las concentraciones aumentaban a medida que se avanzaba hacia la cima de la cadena alimentaria. La excepción a esta tendencia fue la biomagnificación de BDE-99 de organismos bénticos a peces que alimentan a otros peces, cuyo factor de biomagnificación era de 0,8, lo que constituye un indicio de la descomposición del BDE-99. De hecho, el perfil del PBDE en el plancton, *Mysis* y *Diporeia* era similar a la formulación de pentaBDE comercial, lo que indica que el BDE-99 se bioacumula en los invertebrados y comienza a ser metabolizado por los peces que sirven de alimento a otros peces.

En la sección 2.3.5 se analizan otros estudios del metabolismo en que se observa una desbromación reductiva.

Whittle y otros (2004) llevaron a cabo estudios de los niveles de PBDE en las comunidades de peces del Lago Ontario y el Lago Michigan en 2001 y 2002, y evaluaron la biomagnificación en la red alimentaria pelágica local (plancton extraído en la red/*Mysis/Diporeia* → peces que sirven de alimento a otros peces (eperlano/escorpión/pinchagua) → trucha lacustre). Su análisis, que incluyó un total de cuarenta y un congéneres de PBDE, demostró que los BDE 47, 99 y 100 eran predominaban en cada nivel trófico. Los factores de biomagnificación (BMF), que representan el total de los PBDE desde los peces que sirven de alimento a otros peces hasta las truchas lacustres, fluctuaban entre 3,71 hasta 21,01 en el Lago Michigan, y entre 3,48 y 15,35 en el Lago Ontario. El BMF relativo al plancton hasta el pinchagua era de 22,34 en el Lago Ontario.

Un estudio reciente de la cadena alimentaria del Ártico (Sørmo y otros 2006) arrojó los mismos resultados que el estudio de Alaee. En una cadena alimentaria marina del Ártico se investigaron concentraciones de PBDE; la cadena estaba integrada por cuatro especies de invertebrados, bacalao polar (*Boreogadus saida*), focas anilladas (*Pusa hispida*) y osos polares (*Ursus maritimus*). Los PBDE más abundantes, BDE-47 y BDE-99, se hallaron en concentraciones detectables incluso en el zooplancton, el nivel trófico más bajo examinado en este estudio. La mayor parte de los PBDE investigados se biomagnificaban como función del nivel trófico en la cadena alimentaria. Una excepción notable se registró en el nivel trófico más alto, el oso polar, en el que se determinó que sólo el BDE-153 se incrementaba con respecto a su presa principal, la foca anillada, lo que indica que los osos polares parecen ser capaces de metabolizar y biodegradar gran parte de los PBDE. Los autores plantearon que esta discrepancia en el destino de los PBDE entre las diferentes especies puede relacionarse con la mayor inducción de actividades de desintoxicación por oxidación en el oso polar.

Las tasas de absorción y desbromación posiblemente sean más importantes para las tasas de bioacumulación de PBDE en el zooplancton, el bacalao polar y las focas anilladas. El BDE-99 no mostró biomagnificación del zooplancton pelágico al bacalao polar, probablemente como consecuencia del metabolismo intestinal o tisular del BDE-99 en los peces. Además, en el zooplancton pelágico, no hubo incremento en las concentraciones desde los copépodos calanoides a la *T. libellula*. Para evaluar los factores de biomagnificación se utilizaron las concentraciones de PBDE por peso en lípidos y en cuerpo completo. Las concentraciones en cuerpo completo arrojaron los factores de biomagnificación más realistas, dado que los derivados de las concentraciones de peso en lípidos parecen confundirse debido a la gran variabilidad del contenido de lípidos en los tejidos de las especies investigadas. Este estudio demuestra que los pentaBDE han alcanzado concentraciones mensurables aun en los niveles tróficos inferiores (invertebrados y peces) en el Ártico, y que se biomagnifican en la cadena alimentaria del oso polar.

Se hallaron éteres de difenilo polibromado (PBDE) en el tejido adiposo de osas polares adultas y subadultas examinadas entre 1999 y 2002 en subpoblaciones del Ártico canadiense, el este de Groenlandia y Svalbard, y en osos machos y hembras examinados entre 1994 y 2002 en el noroeste de Alaska (Muir y otros 2006). Sólo cuatro congéneres (BDE-47, BDE-99, BDE-100 y BDE-153) fueron detectados regularmente en todas las muestras. El BDE-47 fue el principal congener de PBDE: representó desde el 65% hasta el 82% de la Σ PBDE. La edad no fue una covariante significativa para los PBDE individuales o la Σ PBDE. En general, se hallaron proporciones más elevadas de BDE-99, BDE-100 y BDE-153 en muestras del Ártico canadiense que en las de Svalbard o el área de Alaska del Mar de Chukchi y de Behring. Se encontró que los cuatro grandes congéneres de PBDE se biomagnificaban de las focas anilladas a los osos polares. Los factores de biomagnificación oso polar-foca fueron relativamente constantes, pese a las grandes distancias entre los diversos sitios. Las excepciones fueron los factores de biomagnificación de BDE-99, BDE-100 y BDE-153 en el este de Groenlandia, donde se hallaron factores más bajos que en todos los demás sitios. Esto puede implicar diferencias en la transformación de los PBDE en la red alimentaria marina que llega a los osos polares, o puede deberse a diferencias en las redes alimentarias. Se han advertido diferencias entre especies en la bioacumulación y la biotransformación del PBDE en peces; esto podría dar lugar a diferencias en la frecuencia de congéneres en los mamíferos que se alimentan de peces y sus depredadores.

Se llevaron a cabo estudios de la biomagnificación de triBDE a decaBDE en tres cadenas alimentarias diferentes, dos en el Mar Báltico y una en el Océano Atlántico (Law 2005). Todos los congéneres de triBDE hasta heptaBDE se biomagnificaron, pero la biomagnificación máxima se registró para los pentaBDE.

Matscheko y otros (2002) investigaron la acumulación de siete PBDE, de ocho PCB y de dibenzoparadioxinas policloradas (PCDD) y dibenzofuranos policlorados (PCDF) en lombrices de tierra recogidas en suelos de Suecia en primavera y otoño del año 2000. Los lugares seleccionados para el muestreo fueron tierras agrícolas que recibían aplicaciones de fangos cloacales, y un campo inundado por un río conocido por contener las sustancias buscadas en sus sedimentos. Los sitios de referencia eran suelos rurales y urbanos sin fuentes conocidas de las sustancias buscadas, con excepción de los niveles de fondo. Se recogieron lombrices de tierra (principalmente *Lumbricus terrestris*, *Lumbricus spp*, *Aporrectodea caliginosa*, *A. rosea* y *Allolobophora chlorrotic*) de todos los sitios escogidos; se las privó de alimentos durante 24 horas para eliminar todo contenido en los intestinos, y luego se las analizó para detectar la presencia de las sustancias buscadas. Se calcularon los factores de acumulación biota-suelos (BSAF, por sus siglas en inglés) como el coeficiente de la concentración de la sustancia buscada en los lípidos de las lombrices, con respecto a la concentración en la materia orgánica de los suelos. Los BSAF de BDE-47, BDE-66, BDE-99 y BDE-100 abarcaron de 1 a 10. Fueron comparables con los determinados para los PCB, pero mayores que los de los PCDD/F. En un sitio agrícola se identificaron BSAF de más de 10, donde se calcularon factores de 11, 18 y 34 para BDE 99, 47 y 100

respectivamente. No se utilizaron los datos reunido en relación con BDE-153, BDE-154 y BDE-183, pues se consideró que los niveles en las lombrices de muestra eran inadmisiblemente altos.

2.2.2.2 Resultados de la vigilancia que indican la existencia de bioacumulación

En muy diversos estudios se han determinado concentraciones alarmantes en los principales depredadores. Los elevados niveles hallados en los principales depredadores suelen indicar el potencial de bioacumulación de un compuesto en su cadena alimentaria.

Diversos estudios (Jaspers y otros 2004, Herzke y otros 2005, Lindberg y otros 2004, D`Silva y otros 2004, Law y otros 2005, Sinkkonen y otros 2004, Sellström y otros 2003) indican que el pentaBDE tiene amplia presencia en las principales aves depredadoras de Europa, como el halcón peregrino (*Falco peregrine*), el halcón palomero (*Falco columbarius*), el azor (*Accipiter gentiles*), el águila real (*Aquila chrysaetos*) y el busardo ratonero (*Buteo buteo*). Se detectaron niveles elevados en huevos de principales depredadores: el pigargo coliblanco, el halcón peregrino, el águila pescadora y el águila real (Herzke y otros 2005, Lindberg y otros 2004). También se detectaron niveles elevados en marsopas comunes (*Phocoena phocoena*) europeas (Thron y otros 2004 y Covaci y otros 2002).

En el Ártico, el pentaBDE se detecta en niveles elevados en aves y mamíferos que son principales depredadores (Verrault y otros 2005, Verrault y otros 2004, Norström y otros 2002, Herzke y otros 2003, Vorkamp y otros 2004a y b, Wolkers y otros 2004, Thron y otros 2004, Thomas y otros 2005, Ikonou y otros 2002), por ejemplo, el gavión hiperbóreo (*Larus hyperboreus*), los osos polares (*Ursus maritimus*), las focas anilladas (*Phoca hispida*) y las ballenas blancas (*Delphinapterus leucas*).

2.2.3 Transporte a gran distancia en el medio ambiente

2.2.3.1 Estudios sobre el transporte y la distribución en el medio ambiente

Existen diversos factores que indican que el pentaBDE se transporta en el medio ambiente a gran distancia más allá de las fronteras. Persiste durante largo tiempo en el aire, con una vida media de entre 11 y 19 días (Palm y otros 2002, Vulykh y otros 2004). Los estudios basados en observaciones han detectado la presencia generalizada en la atmósfera europea (ter Shure y otros 2004, Lee y otros 2004, Jaward y otros 2004, Harrad y Hunter 2004, Harrad y otros 2004), y en el Ártico (AMAP 2002 y AMAP 2005, Peltola y otros 2001).

Entre 1997 y 1999, se realizaron muestreos del aire en la región de los Grandes Lagos de América del Norte, cuyos resultados fueron informados en Strandberg y otros (2001). En todas las muestras tomadas en cuatro lugares se detectó la presencia de compuestos del PBDE, principalmente de BDE-47 y BDE-99, con muy pocas variaciones a lo largo del período. Las concentraciones de PBDE abarcaron desde 5 pg/m³ cerca del Lago Superior a alrededor de 52 pg/m³ en Chicago. A la temperatura de recolección, 20±3oC, aproximadamente el 80% de los congéneres de tetrabromo estaban en fase gaseosa, pero el 70% de los congéneres de hexabromo estaban asociados con partículas.

Los resultados obtenidos en el extremo septentrional del Pacífico abarcaron partículas recogidas entre julio y septiembre de 2003 desde el Mar de Bohai hasta el Ártico superior, a 37° - 80° N (Xin-Ming Wang y otros 2005). Los congéneres dominantes eran BDE-47, BDE-99, BDE-100 (todos presentes en la mezcla de penta comercial) y BDE-209, con concentraciones decrecientes desde las latitudes medias a las altas, probablemente, según los autores, tras la dilución, deposición y descomposición de los PBDE durante el transporte a gran distancia. Se registraron concentraciones totales de PBDE entre 2,25 y 198,9pg/m³, con una media de 58,3 pg/m³. Se considera que esos PBDE proceden del continente norteamericano, desde donde se destilan hacia una "trampa de frío" en el Ártico.

Al evaluar la dispersión del pentaBDE en el medio ambiente, se debe centrar la atención en el transporte a gran distancia, especialmente hacia las regiones árticas. No obstante, cada vez se cuenta con más información acerca de la dispersión de la sustancia y sus congéneres relacionados dentro de las regiones. Los resultados de las muestras de aire tomadas en el sur de Ontario en la primavera del año 2000, antes del período de brotación, indicaron concentraciones de PBDE del orden de los 88 a 1250 pg/m³, en que predominan los congéneres más livianos (DBE-17, -28 y -47) (Gouin y otros 2002). Las concentraciones disminuyeron a entre 10 y 20 pg/m³, un cambio que los investigadores atribuyeron, en primer lugar, a la mejora de los niveles causada por la culminación de las nieves de invierno, seguido por la posible sorción del follaje emergente. Otros estudios realizados en Ontario (Harner y otros 2002) revelaron que los niveles de PBDE totales en el aire estaban en el orden de 3,4 a 46 pg/m³. En un estudio posterior, se examinaron películas orgánicas de interiores y exteriores de ventanas del sur de Ontario para evaluar el contenido de PBDE (Butt y otros, 2004). Aunque en el contenido de PBDE predominaba el BDE-209 de la mezcla decabromo, se hallaron cantidades importantes de congéneres que derivan del pentaBDE comercial. El cálculo inverso arrojó concentraciones totales de PBDE en el aire exterior de 4,8 pg/m³ y de 42,1 pg/m³ para el aire del interior.

Jaward y otros (2004a) estudiaron un total de 71 muestras pasivas de aire, utilizando dispositivos de membrana semipermeable, para detectar ocho congéneres de BDE (BDE-28, BDE-47, BDE-49, BDE-75, BDE-99, BDE-100, BDE-153 y BDE-154), durante un período de seis semanas en el año 2002, en lugares remotos, rurales y urbanos de 22 países de Europa. Se detectaron BDE en aproximadamente el 50% de las muestras, y las concentraciones de Σ BDE equivalente en el aire, calculadas a partir de los datos del muestreo pasivo, fluctuaban entre 0,5 y 250 pg/m³. El centro de las más altas concentraciones fue el Reino Unido, que tiene un historial de producción de PBDE y también ha sido un usuario importante de formulaciones de PBDE, debido al estricto reglamento contra incendios vigente en el país. El Reino Unido es claramente una fuente regional de BDE hacia la atmósfera europea, en cambio, los niveles que llegan a Europa desde el oeste (cruzando el Océano Atlántico) son bajos. También se detectaron valores altos en centros urbanos del continente europeo: por ejemplo, en las muestras tomadas en Atenas, Bilthoven (Países Bajos), Ginebra, Milán y Sevilla. Los valores registrados en lugares remotos fueron muy bajos o no detectables, especialmente en Islandia, Irlanda, Noruega y Suecia; los valores en Europa del Este por lo general, fueron bajos. El BDE-47 y BDE-99 contribuyeron casi el 75% de la Σ BDE, similar a la proporción presente en el producto Bromkal 70-5DE pentaBDE.

En los Estados Unidos, se utilizaron muestreadores de gran volumen para examinar las concentraciones de compuestos PBDE gaseosos y partículas, en cinco entornos (urbano, semiurbano, agrícola y remoto) desde la región central hasta el Golfo de México, cada doce días durante 2002-2003 (Hoh y Hites 2005). En Chicago, la concentración media de los PBDE totales fue de 100±35 pg/m³, entre 3 y 6 veces más alta que las de otros sitios, y significativamente más alta que las mediciones tomadas entre 1997 y 1999 (Strandberg y otros 2001). En el sitio de muestreo en Chicago, la concentración media de pentaBDE fue de 31 pg/m³, entre 2 y 4 veces más alta que en los demás lugares.

Los resultados del modelo de fugacidad indican que una gran partición de los PBDE en carbono orgánico en el suelo y los sedimentos, y que la persistencia dependerá en gran medida de los índices de degradación en estos medios (aunque no son muy conocidos). En el aire y en el agua existe sólo una pequeña proporción de los PBDE. Si éste es el caso, parecería que estos compuestos tienen un potencial limitado de transporte atmosférico a gran distancia (Prevedouros y otros 2004a, Gouin y Harner 2003). Esto se corresponde con la afinidad entre el pentaBDE y el carbono, su baja solubilidad en el agua (1,0 µg/l) y su baja presión de vapor ($7,6 \times 10^{-6}$ Pa). No obstante, Gouin y Harner (2003) plantean que debido a sus propiedades físico-químicas, los PBDE pueden experimentar un intercambio activo superficie-aire como resultado de la fluctuación de las temperaturas estacionales y diurnas. Posteriormente, esto podría dar lugar al potencial de los PBDE para el transporte atmosférico a gran distancia en una serie de saltos de deposición/ volatilización, fenómeno conocido como “efecto

saltamontes”. Esta hipótesis se sustenta en datos ambientales. Lee y otros (2004) detectaron concentraciones de BDE en la atmósfera, en dos sitios rurales/semirurales en Inglaterra, y en un sitio remoto en la costa occidental de Irlanda, en el 2001 y en el 2000, respectivamente.

Las concentraciones de Σ BDE en Mace Head (Irlanda) fueron de 0,22 a 5,0 pg/m³ con una media de 2,6 pg/m³, que se controlaron primariamente por advección. Las concentraciones de Σ BDE en Hazelrigg (noroeste de Inglaterra) fueron de 2,8 a 37 pg/m³, con una media de 12 pg/m³, y en Chilton (sudoeste de Inglaterra) fueron de 3,4 a 33 pg/m³, con una media de 11 pg/m³. El perfil del congénere fue, en promedio, similar al del pentaBDE comercial. Durante el verano, en los dos lugares de Inglaterra, la temperatura influyó marcadamente en las concentraciones de PBDE, lo que indica que los procesos de intercambio tierra-aire juegan un papel muy importante en la determinación de las concentraciones atmosféricas.

Se determinaron las concentraciones de PBDE en muestras de suelo recogidas a lo largo de una sección transversal latitudinal en todo el Reino Unido y Noruega, en zonas boscosas remotas/rurales (de coníferas y árboles caducifolios) y en praderas (Hassanin y otros 2004). Las concentraciones de la Σ BDE registraron entre 65 y 12.000 ng/kg de peso seco. Los congéneres de BDE: BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-153 y BDE-154, que abarcan la mayor parte de los componentes del pentaBDE comercial, predominaron en el patrón de congéneres promedio en los suelos. Esto se interpretó como una comprobación de que la transferencia de los congéneres de los materiales tratados con el producto comercial, desde la fuente al aire y luego al suelo, se produce básicamente con la misma eficiencia, y que existe muy poca degradación de los congéneres por procesos que actúan ya sea durante el transporte atmosférico o dentro de los mismos suelos. Se comprobó el fraccionamiento latitudinal de los congéneres del BDE, con cantidades relativas de BDE-47 y un aumento de los congéneres más livianos hacia el norte (al incrementar la distancia desde los lugares de origen), mientras que disminuía la proporción del BDE-99 y de los congéneres más pesados. Al graficar las concentraciones de los congéneres de BDE con respecto al porcentaje de materia orgánica del suelo, se obtuvieron distintas pendientes para los distintos congéneres. En general, se observaron pendientes más pronunciadas para los congéneres más livianos, como el BDE-47, lo que indica que han experimentado un cierto grado de intercambio aire-superficie (“saltos”); en tanto, las de los congéneres más pesados, como el BDE-153, fueron cercanas a cero, lo que indica que tras la deposición el suelo los retiene en forma más efectiva. En un estudio japonés se detectaron variaciones estacionales en la partición de PBDE entre la fase gaseosa y la de partículas. La fracción de las partículas de PBDE en las muestras recogidas en invierno fue mayor que las recogidas en verano (Hayakawa y otros 2004). Se espera que el transporte de pentaBDE en el medio ambiente se produzca principalmente al ser absorbido en partículas, debido a su baja volatilidad, baja solubilidad y elevada afinidad con los compuestos de carbono. Hay resultados de estudios ambientales que indican que los PBDE se transportan en partículas aéreas, y que son susceptibles a la deposición húmeda (ter Schure y otros 2004a, ter Schure y Larsson 2002). El transporte depende posteriormente del destino de las partículas. El destino tras la deposición en la tierra depende del nivel de erosión eólica, que puede variar según la estación. El destino tras la deposición en el mar depende de procesos oceanográficos, tales como la estratificación del agua y el transporte impulsado por las corrientes en las capas superficiales.

Ter Schure y otros (2004a) recogieron muestras de aire y de deposición atmosférica a granel en la isla de Gotska Sandön, en el Mar Báltico central, durante un período de 10 semanas en el otoño de 2001. El sitio para el muestreo fue seleccionado por su posición central en el mar Báltico, y por la ausencia de fuentes locales puntuales de contaminación. Se determinaron diez congéneres de PBDE (BDE-17, BDE-28, BDE-47, BDE-85, BDE-99, BDE-100, BDE-153, BDE-154, BDE-183 y BDE-209). La mediana de las concentraciones de la Σ BDE (la Σ BDE es la suma de las concentraciones de los congéneres identificados en cada estudio) fue de 8,6 mg/m³, y los BDE estaban asociados principalmente con partículas. La comparación con respecto a los niveles de PCB en la atmósfera indicó que, a medida que las concentraciones de PCB en el aire del Báltico han ido disminuyendo, la

entrada de compuestos BDE por deposición atmosférica al Báltico central actualmente excede la de PCB por un factor de casi 40 veces.

Se determinaron BDE en precipitaciones caídas en el sur de Suecia, durante un período de dos semanas en el año 2000 (ter Schure and Larsson, 2002). Durante el muestreo se separaron las fases asociada y "disuelta" de la partícula, y se observó que $65 \pm 18\%$ de la Σ BDE estaba asociada a partículas. La concentración media ponderada por volumen de la Σ BDE (nueve congéneres) en agua de lluvia fue de 209 pg/l, y el índice de deposición total fue de 2 ± 1 ng Σ BDE/m²/día. En el perfil de congéneres en ambas fases de la deposición total predominó el BDE-209, seguido por BDE-47, BDE-99 and BDE-183, que representan el aporte de las tres formulaciones comerciales de PBDE. Los autores observaron que los BDE asociados a partículas son extraídos en forma efectiva durante precipitaciones poco abundantes, y que el acarreo de partículas es un importante mecanismo para la deposición húmeda de los BDE.

El EMEP ha llevado a cabo una evaluación basada en modelos del potencial para el transporte atmosférico transfronterizo a gran distancia y la persistencia del pentaBDE. Se estimó que los valores del potencial de transporte a gran distancia están fuertemente influidos por procesos ambientales tales como la degradación, la deposición, la partición gas/partículas y el intercambio gaseoso con la superficie subyacente. Se observó que el principal proceso de remoción de la atmósfera para los dos congéneres BDE-47 y BDE-49 es la deposición a la tierra y al agua de mar, con valores de 78% a la tierra y 15% al mar para el BDE-47 y 77% a la tierra y 21% al mar para el BDE-99. Sólo se degradó el 7% del BDE-47 y el 2% del BDE-99. El período de semivida en aire se calculó en 7 días para el BDE-47, y 11 para el BDE-99. Los resultados mostraron una distribución espacial de BDE-47 que cubre el Ártico, Europa, el Mar Mediterráneo y el norte de África. El BDE-99 se propaga a mayores distancias, y se extiende por el Ártico, el océano Atlántico, Asia y África. Se calcularon las distancias de transporte (DT) para ambos congéneres. Éstas fueron de 2300 km para el BDE-47 y de 2800 km para el BDE-99 (EMEP 2004).

Wania y Dugani (2003) examinaron la posibilidad de transporte a gran distancia de los PBDE mediante diversos modelos (TaPL3-2.10, ELPOS-1.1.1, Chemrange-2, y Globo-POP-1.1), y varias propiedades físicas y químicas, por ejemplo solubilidad en agua, presión de vapor, log Kow, log Koa, log Kaw, y las vidas medias estimadas en diversos medios. Observaron resultados comparables en todos los modelos: el éter de tetrabromodifenilo demostró el mayor potencial de transporte atmosférico, y el éter de decabromodifenilo, el menor. Los investigadores estimaron valores de distancia de transporte característica (DTC) de 1113 a 2483 km para el congénere tetrabromo, 608 a 1349 para el pentabromo, 525 a 854 para el hexabromo, y 480 a 735 para el decabromo. La DTC se define como la distancia recorrida por una masa de aire hasta que se extrae 1/e (aproximadamente el 63%) de la sustancia química, por procesos de degradación o deposición (Gouin y Mackay 2002).

En la evaluación de riesgo realizada por la UE (UE 2000) se llegó a la conclusión de que la mayor parte de las emisiones va a parar al suelo. Del suelo posiblemente el pentaBDE se desplaza principalmente a través de lixiviación con agua en la fracción de sólidos en suspensión o por medio de la erosión eólica donde ésta se produce. Una pequeña porción de la sustancia en el suelo puede volatilizarse, especialmente en la estación cálida, de modo que éste puede ser considerado un mecanismo de transporte alternativo plausible, además de la volatilización y el transporte advectivo señalados en las publicaciones. Pese a que el pentaBDE tiene una baja solubilidad en agua, se lo ha detectado en lagos y mares, y puede ser transportado por agua en las fases soluble y particulada (Peltola y otros 2001). La presencia en aves migratorias y peces indica la posibilidad de transporte mediante la migración de animales, pero la vía principal parece ser a través de la atmósfera.

2.2.3.2. Niveles en zonas distantes

Los niveles detectados en la atmósfera, la biota y el medio ambiente del Ártico son indicadores irrefutables de la posibilidad de transporte de los pentaBDE a gran distancia (Verreault y otros 2005, Verreault y otros 2004, Norström y otros 2002, Herzke y otros 2003, Vorkamp y otros 2004a y b, Wolkers y otros 2004, Thron y otros 2004, Thomas y otros 2004, Ikomomou y otros 2002, Christensen y otros 2002, de Wit y otros 2004, AMAP 2002 y AMAP 2005).

Hay varios estudios que muestran la presencia de pentaBDE también en zonas remotas de Europa (Vives y otros 2004, Hassanin y otros 2004 y Zenegg y otros 2003). Se considera que los niveles en regiones remotas indican su transporte a gran distancia.

Se ha detectado pentaBDE (como BDE total) en el aire del Ártico ruso y canadiense, en concentraciones de hasta 28 pg/m³ (Alaee y otros 2002). Strandberg y otros (2001) informaron concentraciones de PBDE totales (BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-153, BDE-154, BDE-190 y BDE-209) en el aire de la zona de los Grandes Lagos durante el período 1997-1999. Las concentraciones promedio basadas en cuatro muestras de cada una de las cuatro locaciones variaron de 4,4 pg/m³ cerca del Lago Superior en 1997 a 77 pg/m³ en Chicago en 1998. La concentración promedio de PBDE totales en el aire (1997, 1998 y 1999) para los sitios de muestreo varió de 5,5 a 52 pg/m³. Los congéneres tetra- y pentabromo constituyeron aproximadamente el 90% de la masa total de PBDE en este estudio. A 20±3°C, alrededor del 80% de los congéneres tetrabromo y 55-65% de los congéneres pentabromo estaban en la fase de vapor, en tanto alrededor del 70% de los congéneres hexabromo se observaron asociados a la fase particulada.

Se llevó a cabo un estudio más amplio para detectar BDE en truchas (tres especies) de once lagos de alta montaña en Europa (entre 566 a 2485 m de altitud) (Vives y otros, 2004). Estos lagos se seleccionaron por la gran distancia a la que se encontraban de las fuentes locales de emisión contaminante, y se consideró que la única fuente de BDE para estos lagos era resultado del transporte atmosférico y la deposición. Los principales congéneres identificados (de los 39 determinados) fueron BDE-47 y BDE-99, seguidos por BDE-100, BDE-153, BDE-154 y BDE-28; estos congéneres se observaron en la totalidad de las muestras analizadas. Las mayores concentraciones de la ΣBDE en el hígado y músculos de peces se observaron en Lochnagar, Escocia, con 1,2 y 11 µg/kg de peso húmedo, respectivamente (177 y 366 µg/kg en una base lipídica). No se observó correlación alguna entre la presencia de estos compuestos y la altitud, la latitud o la temperatura, y los autores infirieron que la distribución ambiental de los BDE no se había estabilizado aún.

2.3 Exposición

2.3.1 Niveles

El pentaBDE está muy esparcido en el medio ambiente mundial. Existe una gran cantidad de datos de vigilancia en los que se han detectado niveles en aves marinas y terrestres, mamíferos marinos y terrestres, sedimentos, suelos, mariscos y peces. Un estudio mundial del pentaBDE realizado por Ueno y otros (2004) en el atún listado (*Katsuwonus pelamis*) demuestra su presencia generalizada en aguas frente a las costas de diversas regiones del mundo. En el cuadro 2.5 se ofrece información general acerca de los niveles registrados en diferentes partes del mundo.

La contaminación del medio ambiente y la biota en regiones apartadas puede representar una amenaza a especies y ecosistemas vulnerables. En el Ártico, junto con otros contaminantes de interés, se detectan altos niveles de pentaBDE en aves y mamíferos que son grandes depredadores (Verreault y otros 2005, Verreault y otros 2004, Norström y otros 2002, Herzke y otros 2003, Vorkamp y otros 2004a y b,

Wolkers y otros 2004, Thron y otros 2004, Thomas y otros 2004, Ikomomou y otros 2002), que demuestran que las redes alimentarias del Ártico están seriamente afectadas. Wolkers y otros (2004) detectaron niveles de pentaBDE en ballenas blancas (*Delphinapterus leucas*) del Ártico, una especie protegida por la Convención sobre especies migratorias (la Convención de Bonn). Las concentraciones de ΣBDE (media geométrica; 22 congéneres) fueron de 234, 161 and 29 µg/kg en ballenas blancas jóvenes, machos adultos y hembras adultas.

De hecho, se han detectado altos niveles de pentaBDE en varias especies, con poblaciones de interés protegidas por la Convención de Bonn. En varios estudios (Jaspers y otros 2004, Herzke y otros 2005, Lindberg y otros 2004, D' Silva y otros 2004, Law y otros 2005, Sinkkonen y otros 2004, Sellström y otros 2003, Kannan y otros 2005, Ramu y otros 2005 and Wolkers y otros 2004) se indica que el pentaBDE se encuentra con frecuencia en el halcón peregrino (*Falco peregrine*), el halcón palomero (*Falco columbarius*), el azor (*Accipiter gentiles*), el águila real (*Aquila chrysaetos*), el busardo ratonero (*Buteo buteo*), ballenas blancas (*Delphinapterus leucas*), el delfín de Irrawaddy (*Orcaella brevirostris*) y el delfín jorobado del Indo-Pacífico (*Sousa chinensis*), todos ellos protegidos por la Convención de Bonn. También se detectan altos niveles de PBDE en huevos de halcón peregrino en Suecia (Lindberg y otros 2004), cuyas concentraciones individuales de ΣBDE llegaban hasta 39.000 µg kg⁻¹ de peso en lípidos, de las más altas observadas en la fauna silvestre hasta la fecha.

Las poblaciones de marsopas comunes (*Phocoena phocoena*) del Mar del Norte y del Mar Báltico están protegidas por la Convención de Bonn. En los estudios se han detectado altos niveles en esas poblaciones (Thron y otros 2004 and Covaci y otros 2002). En un estudio de Thron y otros (2004) animales con un deficiente estado corporal (menor espesor medio de la grasa hipodérmica) presentaron concentraciones mucho más altas que otros ejemplares. Sólo las hembras mostraron concentraciones más bajas con la edad, lo que indica la eliminación mediante transferencia de las madres a las crías.

La marsopa común, junto al halcón peregrino y al halcón palomero, están también en la lista de especies estrictamente protegidas (amenazadas) del Convenio relativo a la conservación de la vida silvestre y del medio natural en Europa (el Convenio de Berna). El pigargo coliblanco está en la lista de especies amenazadas del Convenio de Berna. Se detectan niveles alarmantes tanto en individuos como en huevos (Herzke y otros 2005). Las ballenas blancas y los delfines de Irrawaddy están incluidos en la lista de especies protegidas (vulnerables). Se observan altos niveles en delfines de pico blanco (*Lagenorhynchus albirostris*), otra especie amenazada. Las Partes en este Convenio se han comprometido a adoptar las medidas pertinentes para asegurar la conservación de las especies amenazadas y vulnerables, y sus hábitats.

Cuadro 2.5 Niveles de pentaBDE (BDE-99) en diferentes partes del mundo (PL=peso en lípidos, PS=peso seco).

País/Región	Organismo/compartimento	Niveles de pentaBDE	Referencias	Observaciones
Europa	Atmósfera Fase gaseosa	10-120 pg/m ³	Jaward y otros 2004	22 países
Japón	Atmósfera Partículas	0,05-0,9 pg/m ³	Hayakawa y otros 2004	Medidos en el verano
	Fase gaseosa	0,05-19 pg/m ³		
Suecia	Sedimentos	<0,7-51,4 ng/g DW	Palm y otros 2002	Ríos en el punto de origen
Reino Unido	Suelo	78 – 3200 pg/g DW	Hassanin y otros 2004	
Europa occidental	Sedimentos	<0,2-6,9 ng/g DW	Palm y otros 2002	Estuarios
Japón, Osaka	Sedimentos	9-28 ng/g DW	Palm y otros 2002	
Océano Pacífico septentrional	Atún listado	0,18-2,1 ng/g LW	Ueno y otros 2005	
Japón	Atún listado	1,1-1,7 ng/g LW	Ueno y otros 2005	Aguas de mar

País/Región	Organismo/compartimento	Niveles de pentaBDE	Referencias	Observaciones
Mar de China oriental	Atún listado	2,4-4,7 ng/g LW	Ueno y otros 2005	adentro
Filipinas	Atún listado	4,7 ng/g LW	Ueno y otros 2005	Aguas de mar adentro
Brasil	Atún listado	2,1 ng/g LW	Ueno y otros 2005	Aguas de mar adentro
Canadá	Microgado	1,9 ng/g LW	Law y otros 2003	
Lago Chilika, India	Delfín del río Irrawaddy	77 ng/g LW	Kannan y otros 2005	Especies amenazadas
Hong Kong, China	Delfín jorobado del Indo-Pacífico	0,12-0,78 ng/g LW	Ramu y otros 2005	Aguas de litoral 12% de ΣPBDE
Reino Unido	Delfín de pico blanco	33,6-720 ng/g LW	Law y otros 2003	Especies amenazadas
Hong Kong, China	Marsopa negra	1480 ng/g LW	Ramu y otros 2005	Aguas de litoral 12% de ΣPBDE
Japón	Lobo fino del Norte	27,6-117,6 ng/g LW	Kajiwara y otros 2004	Aguas del Pacífico 12% de ΣPBDE
Svalbard, Ártico noruego	Oso polar	2,64-4,56 ng/g LW	Gabrielsen y otros 2004	
Ártico canadiense	Oso polar	0,7-4,7 ng/g LW	Muir y otros 2006	
Bjørnøya, Ártico noruego	Gavión hiperbóreo	1,04-11,3 ng/g LW	Herzke y otros 2003	
Noruega	Pigargo coliblanco	0-7,9 ng/g LW	Herzke y otros 2005	En huevos Especies amenazadas
Suecia	Halcones peregrinos	6-184 ng/g LW	Lindberg y otros 2004	Especies amenazadas
Australia	Ballena cabeza de melón	110-9200 ng/g LW	Law y otros 2003	
Canadá	Ballena blanca	4,8 ng/g LW	Law y otros 2003	Especies vulnerables
Países Bajos	Mejillones	108 ng/g LW	Law y otros 2003	Mar+agua dulce
Suecia	Rana	0,3-11 ng/g LW	De Wit y otros 2004	
Canadá	Zooplancton	5,6 ng/g LW	Law y otros 2003	

2.3.2 Tendencias

En la mayoría de los análisis de tendencias se observa un incremento de las concentraciones de PBDE en el medio ambiente y en seres humanos desde comienzos de los años setenta, con una cifra máxima observada a mediados de los noventa y una estabilización o nivelación posterior en Europa (Covaci y otros 2002, Fångström y otros 2005, Thomsen y otros 2005 y Knudsen y otros 2005), aunque con un aumento constante en el Ártico (Vorkamp y otros 2005, AMAP 2002 y AMAP 2005). Los estudios informan que los pentaBDE muestran la misma tendencia que las ΣPBDE. Este aumento se ha comprobado también en América del Norte, en aire, suelo y sedimentos, y en animales silvestres, pero no existen datos suficientes para comentar las tendencias en la población humana.

En la región de Asia y el Pacífico, un estudio realizado en lobos finos del Norte en aguas del Pacífico en el Japón indica que los PBDE aumentaron unas 150 veces entre 1972 y 1994, y luego disminuyeron a alrededor del 50% en 1998 (Kajiwara y otros 2004). Se supone que la reducción de los valores de los PBDE obedece a la eliminación gradual voluntaria de pentaBDE comercial en el Japón en 1990. Los niveles de BDE-99 mostraron el mismo comportamiento que la ΣPBDE.

El análisis de huevos de gaviota argétea conservados (muestras recogidas en 1981, 1983, 1987, 1989, 1990, 1992, 1993, 1996, 1998, 1999 y 2000) permitió a Norstrom y otros (2002) establecer tendencias temporales en las concentraciones de PBDE durante el período de 1981-2000. En los sitios donde se tomaron las muestras, en los lagos Michigan, Huron y Ontario, las concentraciones de éteres de tetra y pentabromodifenilo (es decir, BDE-47, BDE-99 y BDE-100) aumentaron entre 71 y 112 veces en los últimos dos decenios (de 4,7 a 400,5 µg/kg de peso húmedo en el Lago Ontario; de 8,3 a 927,3 µg/kg de peso húmedo en el Lago Michigan; y de 7,6 a 541,5 µg/kg de peso húmedo en el Lago Huron). En los tres lugares se observó un crecimiento exponencial ($r^2 = 0,903 - 0,964$, $p < 0.00001$).

Wakeford y otros (2002) se dedicaron a la recolección de muestras de huevos de gran garza azul en 1983, 1987, 1991, 1996, 1998 y 2000 en el sur de la Columbia Británica, y hallaron que las concentraciones de PBDE totales (la suma de congéneres tetra, penta y hexabromo) habían aumentado de 1,31 a 287 µg/kg de peso húmedo entre 1983 y 1996, pero luego cayeron ligeramente a 193 µg/kg de peso húmedo en 2000. También recogieron muestras de huevos de arao de pico ancho en el norte de Canadá en 1975, 1987, 1993 y 1998, y observaron una tendencia al incremento gradual de las concentraciones de PBDE (la suma de congéneres tetra, penta y hexabromo) en dichos huevos desde 0,43-0,89 µg/kg de peso húmedo en 1975, a 1,83-3,06 µg/kg de peso húmedo en 1998.

Se han detectado PBDE en diversos mamíferos marinos. Alaee y otros (1999) informaron concentraciones promedio de PBDE (diBDE a hexaBDE) en la grasa hipodérmica de mamíferos marinos del Ártico canadiense, de 25,8 µg/kg de lípidos en hembras de foca anillada (*Phoca hispida*), de 50,0 µg/kg de lípidos en los machos, de 81,2 µg/kg de lípidos en hembras de ballena blanca (*Delphinapterus leucus*) y de 160 µg/kg de lípidos en los machos. El congénere predominante fue un éter de tetrabromodifenilo, BDE-47, seguido por el pentabromo BDE-99. Ikonomou y otros (2000, 2000b) informaron concentraciones de PBDE en muestras de biota de la costa occidental y los territorios noroccidentales de Canadá. La mayor concentración de residuos de PBDE totales, 2269 µg/kg de lípidos, se observó en la grasa hipodérmica de una marsopa común del área de Vancouver. Con una concentración de alrededor de 1200 µg/kg, uno de los congéneres, BDE-47, constituía una proporción ligeramente superior a la mitad del total de PBDE de la muestra. Ikonomou y otros (2002a) analizaron las tendencias temporales en los mamíferos marinos del Ártico, mediante la medición de los niveles de PBDE en la grasa hipodérmica de focas anilladas macho de dicha zona a lo largo del período 1981-2000. Se observó un incremento exponencial de las concentraciones medias totales, de 0,572 µg/kg de lípidos en 1981 a 4,622 µg/kg en 2000, un aumento de más de 8 veces con respecto a los valores iniciales. Estos investigadores determinaron que los compuestos penta y hexaBDE aumentan a aproximadamente la misma velocidad, (se duplican en 4,7 y 4,3 años, respectivamente), más rápido que los tetraBDE, para los cuales el tiempo de duplicación es de 8,6 años. Una vez más, el compuesto predominante fue el BDE-47, seguido por el BDE-99 y el BDE-100.

También resultó evidente un marcado incremento en los niveles tisulares de PBDE en las muestras de grasa hipodérmica recogidas en focas del puerto de la Bahía de San Francisco, en el período de 1989 a 1998 (She y otros 2002). En este breve lapso los PBDE totales (la sumatoria de los BDE 47, 99, 100, 153 y 154) se elevaron de 88 µg/kg de lípidos a un máximo de 8325 µg/kg de lípidos. Stern y Ikonomou (2000) examinaron los niveles de PBDE en la grasa hipodérmica de ballenas blancas macho del SE de la Bahía de Baffin durante el período 1982-1997, y observaron un aumento significativo en los niveles de PBDE totales (congéneres tri a hexaBDE). Las concentraciones medias de PBDE totales fueron de alrededor de 2 µg/kg de lípidos en 1982, y alcanzaron un valor máximo de alrededor de 15 µg/kg de lípidos en 1997. El congénere dominante fue el BDE-47, con una concentración media de aproximadamente 10 µg/kg de lípidos en 1997. Los residuos totales de PBDE (no se informan las concentraciones de los congéneres en forma individual) en las muestras de grasa hipodérmica de ballenas blancas del estuario del San Lorenzo recogidas en 1997-1999 alcanzaron a 466 (±230) µg/kg de peso húmedo de grasa hipodérmica en machos adultos, y 655 (±457) µg/kg de peso húmedo de grasa

hipodérmica en hembras adultas. Estos valores resultaron aproximadamente veinte veces mayores que las concentraciones en las muestras de ballena blanca recogidas en 1988-1990 (Lebeuf y otros 2001).

Se analizaron tres calas de sedimentos fechadas, de lugares de Europa occidental, para detectar la presencia de 14 congéneres de BDE (Zegers y otros, 2003). Las calas procedentes del fiordo de Drammen (Noruega), del Mar de Wadden (Países Bajos) y del Lago Woserin (Alemania) mostraron una modalidad dependiente del tiempo en la distribución de los BDE desde que comenzó la producción de formulaciones de PBDE. Se pudieron distinguir dos de las tres formulaciones comerciales. La formulación de la mezcla penta está claramente presente desde principios de los setenta. Esto coincide con los datos de la producción industrial de esta formulación. En las calas extraídas en los Países Bajos y Alemania, se observó una nivelación de las concentraciones de congéneres de BDE asociados con el pentaBDE comercial (1995 y 1997) en las capas más recientes, mientras que las del fiordo de Drammen seguían aumentando en 1999. La ausencia de congéneres de BDE en las capas más antiguas (más profundas) de las tres calas, así como en varias capas de arcilla de 100 a 150 millones de años de antigüedad provenientes de Kimmeridge, en el Reino Unido, indican que estos congéneres de BDE no se producen naturalmente.

La exposición humana a los policlorobifenilos y a los PBDE en el Japón en 1980 y 1995 demostró que los niveles de éstos últimos habían aumentado considerablemente en un período de 20 años, aunque era mucha la variación de una región a otra. BDE-47 y BDE-99 fueron los principales congéneres detectados en el suero. La mayoría de los niveles totales de PBDE se habían duplicado con creces, y en una zona se multiplicaron veinte veces, con valores en 1995 del orden de 0,6 a 41,4 ng/g en lípidos (Koizumi y otros 2006).

2.3.3. Biodisponibilidad

En estudios ambientales sobre biodisponibilidad se ha detectado captación de pentaBDE en organismos del suelo (Matscheko y otros 2002), en organismos que habitan en sedimentos (Magnusson y otros 2003) y en organismos acuáticos (Lithner y otros 2003, Voorspoels y otros 2003, Marsch y otros 2004, Kierkegaard y otros 2004, y Sinkkonen y otros 2004), lo que pone en evidencia la ruta de ingreso del pentaBDE en las redes alimentarias. Se ha detectado la consiguiente bioacumulación y biomagnificación del compuesto, que se describe en la Sección 2.2.2.

Se analizaron suelos, expuestos a los PBDE en diversas formas, para detectar la presencia de BDE-47, BDE-66, BDE-99, BDE-100, BDE-153, BDE-154 y BDE-183 (Matscheko y otros, 2002). También se analizaron lombrices de tierra recogidas en todos los sitios de recolección de muestras del suelo. El perfil de los congéneres de BDE en todas las muestras de suelos estuvo dominado por el BDE-47 y el BDE-99. La acumulación de los compuestos en las lombrices provenientes de los sitios mostró una relación directa entre las concentraciones del suelo y las de las lombrices. Los factores de acumulación en la biota y el suelo de los congéneres BDE-47, BDE-99 y BDE-100 fueron de alrededor de 5 (materia orgánica/lípidos). Por eso, las lombrices de tierra que viven en suelos contaminados acumularán concentraciones de BDE en los tejidos y, dado que estos animales representan la base de la cadena alimentaria terrestre para muchos organismos, esta es la ruta para la acumulación de BDE en organismo a niveles tróficos superiores.

El estuario occidental del Scheldt está sometido a fuentes presumiblemente de PBDE muy diversas, como la planta productora de pirorretardantes bromados, el puerto de Amberes y la industria textil local situada río arriba. Las concentraciones de PBDE en muestras de la biota, integrada por cangrejos, gambas, estrellas de mar, peces béticos (como la lenguadina, el jonquillo, la platija y el pez sol) y gádidos (como la faneca y el merlán) del estuario se compararon con las de muestras del Mar del Norte belga allende el delta del estuario (Voorspoels y otros, 2003). Se determinó la presencia de ocho congéneres de BDE (BDE-28, BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-153, BDE-154, BDE-183 y BDE-

209). Las concentraciones observadas en las muestras del estuario superaban en 30 veces las del Mar del Norte belga, con un gradiente creciente hacia Amberes. Las concentraciones en el Mar del Norte fueron de entre 0,02 y 1,5 µg/kg de peso húmedo en invertebrados bénticos y jonquillo, de 0,06 a 0,94 µg/kg de peso húmedo en el músculo de los peces y de 0,84 a 128 µg/kg de peso húmedo en el hígado. Los rangos correspondientes obtenidos en las muestras del estuario fueron de 0,2 a 30, 0,08 a 6,9, y de 15 a 984 µg/kg de peso húmedo, respectivamente. Las variaciones correspondientes en las muestras del estuario fueron de 0,2 a 30, 0,08 a 6,9 y de 15 a 984 µg/kg de peso húmedo respectivamente. Se determinó que la proporción BDE-99/BDE-100 dependía mucho del lugar y de la especie, posiblemente debido a diferencias en el metabolismo. En los camarones, el valor de esta relación (4:1) fue muy parecido al observado en la formulación del Bromkal y en los sedimentos del estuario, y parecido tanto en los camarones del Mar del Norte como en los del estuario, lo que supone a la vez que estos congéneres son fácilmente biodisponibles y que los camarones no pueden metabolizar a ninguno de dichos congéneres. Sobre la base del peso en lípidos, las concentraciones de BDE-47 fueron de 3 a 108 µg/kg de peso en lípidos en las muestras del Mar del Norte, y de 8 a 1550 µg/kg de peso en lípidos en las muestras del estuario. En todas las muestras el congénere más abundante fue el BDE-47, que constituyó del 43 al 75% de la ΣBDE.

Thomas y otros (2004) llevaron a cabo un estudio del equilibrio de entrada-salida de BDE en tres ejemplares juveniles de focas grises en cautiverio. Se alimentó a los animales con una dieta de arenques durante seis meses, y se realizó el estudio en los últimos tres meses de este período. El análisis de BDE se realizó mediante espectrometría de masas de ión negativo y cromatografía de gases con detector de captura de electrones. Se observó una absorción elevada y consistente (89 a 99%) en todos los congéneres de PBDE estudiados (BDE-28, BDE-47, BDE-49, BDE-99, BDE-100, BDE-153, BDE-154 y BDE-209).

2.3.4 Exposición humana

Los estudios, las evaluaciones y las reseñas a que se hace referencia en la presente sección han demostrado que las principales rutas para la exposición humana son los alimentos y la exposición al polvo suspendido en el aire de viviendas y lugares de trabajo debido a los niveles presentes en productos como muebles y equipos electrónicos. Los peces y los productos agrícolas son las principales fuentes alimentarias de contacto con el pentaBDE para los seres humanos, y la leche materna para los lactantes. Una fuente importante son los peces grasos procedentes de zonas contaminadas (Sjödín y otros 2003). Se ha detectado pentaBDE en diversos alimentos (VKM 2005, Burniston y otros 2003 y Bocio y otros 2003) así como en el polvo de interiores (Shoeib y otros 2004 y Wilford y otros 2005). Schechter y otros (2004), Schechter y otros 2006, y Huwe y otros (2005) han informado de niveles en los alimentos en los Estados Unidos. En la UE y los EE.UU. se han realizado algunas evaluaciones de los riesgos, para determinar la exposición de los seres humanos (VCCEP 2003, COT 2004, VKM 2005). En las conclusiones se ha determinado que el peligro o la exposición conocidos son insuficientes para caracterizar plenamente los riesgos.

Se ha determinado que cerca del 5% de los individuos de poblaciones generales han sido objeto de frecuente exposición (Thomsen y otros 2005 b). Esto, sumado a las estimaciones de la vida media de los congéneres de pentaBDE comercial en los seres humanos, causa preocupación respecto de los efectos a largo plazo en la salud humana. Las vidas medias de estos congéneres en los humanos se han estimado en 1 040 días (BDE-99) y 573 días (BDE-100) (Geyer y otros 2004).

Probablemente el polvo en los hogares sea una importante fuente, ya que los muebles, las alfombras o los electrodomésticos contienen pentaBDE comercial, como se analiza en la sección 2.1.1. No está claro cuales son las mayores fuentes, y podrían producirse variaciones según el estilo de vida y el régimen de alimentación.

En varios estudios se han detectado niveles de pentaBDE en los fangos cloacales (Matscheko y otros 2002, Fabrellas y otros 2004, Motche y Tanner 2004 y Sjödin y otros 2003, Hale 2002). Se considera que los fangos cloacales son uno de los principales vertederos de PBDE. La aplicación de fangos cloacales a las tierras agrícolas es una de las razones por las que se han detectado niveles de pentaBDE en productos alimenticios. Esto podría explicar los niveles detectados en vegetales y tubérculos en estudios experimentales. Las cantidades halladas en los peces y los tubérculos pueden ser la fuente de la exposición de animales domésticos como gallinas y cerdos y la fuente de PBDE en productos cárnicos para la alimentación humana.

Un estudio mundial realizado por el Canadá demostró que el pentaBDE suele ser un componente de la leche materna en poblaciones de todo el mundo (Ryan 2004). Hay datos sobre los niveles en suero y leche de humanos de EE.UU., el Canadá, México, el Japón, la UE, el Ártico y Escandinavia. Un metaanálisis realizado por Hites (2004), con datos publicados hasta mediados de 2003, demostró que los niveles en suero y en la leche en los Estados Unidos eran muy superiores a los encontrados en Europa (~ 35 ng/g contra ~ 2 ng/g de lípidos), y en promedio se duplicaban cada 4 a 6 años. Los principales congéneres detectados fueron BDE-47 y BDE-99. En los seres humanos de América del Norte se suelen detectar niveles considerablemente más altos en general. Se ha determinado también que cerca del 5% de las poblaciones generales son objeto de una elevada exposición. Esto, sumado a las estimaciones de la vida media de los congéneres de pentaBDE en los seres humanos, causa preocupación respecto de los efectos a largo plazo en la salud humana (Thomsen y otros 2005b).

Se han observado niveles crecientes en el período comprendido entre los años ochenta y el decenio en curso en la leche materna en Suecia y también en sangre en Alemania y Noruega (Sjödin y otros 2003). Un estudio más reciente llevado a cabo en Suecia (Fängström y otros 2005) evaluó las tendencias en el tiempo de la presencia de éteres de difenil polibromado (PBDE) en la leche materna en el área de Estocolmo. Las muestras combinadas abarcaban el período 1980 a 2004, con énfasis en las muestras de los últimos 10 años. Las concentraciones de BDE-47, BDE-99 y BDE-100 alcanzaron un máximo a mediados de los años noventa, y actualmente muestran niveles claramente decrecientes. No obstante, las concentraciones aún son mucho más altas que en 1980.

El objetivo de un reciente estudio realizado en Noruega era completar y ampliar un estudio anterior sobre las tendencias de los PBDE en el tiempo en muestras combinadas de sueros obtenidas en Noruega (Thomsen y otros 2005a) y presentaron en conjunto un panorama de la carga corporal de PBDE en la población en general entre 1977 y 2004. La tendencia en el tiempo del total de los siete PBDE (BDE-28, BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-153, BDE-154 y BDE-183) en el suero combinado del presente estudio concuerda en muchos aspectos con los niveles hallados en un estudio anterior realizado por los mismos autores. En general, para períodos parecidos, los niveles observados en la leche materna parecen ser algo inferiores a los observados en el suero, aunque se observó la misma tendencia general, lo que confirma que las cargas corporales de PBDE en estas regiones han aumentado rápidamente entre 1977 hasta casi 1997, pero ahora parecen haberse estabilizado o incluso disminuido. Esto concuerda con las tendencias observadas en la leche materna en Suecia, como indicador de la situación en Europa, aunque tal vez no sea válido respecto de los niveles hallados en América del Norte. Con anterioridad se determinó que el nivel de PBDE casi duplicaba el hallado en la combinación de suero extraído a niños pequeños de hasta cuatro años de edad en comparación con las muestras de suero extraídas a personas de avanzada edad. Este resultado quedó confirmado en el estudio realizado por Noruega. Ahora bien, en 2002, entre los niños con edades de 5 a 14 años se detectaron niveles más altos de PBDE que en el adulto promedio.

Las concentraciones contemporáneas de PBDE en Europa y Asia son notablemente parecidas, con bajos valores de la mediana en base lipídica para todos los países y relativamente pocas variaciones. La situación en América del Norte es completamente distinta, con medianas en estudios individuales en el rango de los 20 a 50 ng/g de lípidos (Ryan 2004). Sin embargo, junto con las diferencias regionales

informadas en otros párrafos respecto de la biota, los niveles en tejido adiposo mamario extraído de mujeres residentes en el zona de la Bahía de San Francisco en 2000 fueron superiores en casi dos órdenes de magnitud respecto de los informados en la leche materna en Suecia (Sjödín y otros 2003). Johnson-Restrepo y otros (2005) publicaron un estudio más reciente sobre los niveles en tejido adiposo humano en Nueva York. El estudio realizado con 40 hombres y 12 mujeres de diversas edades y etnias mostró amplias variaciones en las concentraciones de PBDE en lípidos, con valores medios sustancialmente superiores a las medianas. Las medianas de las concentraciones fueron: BDE-47, 29,3 ng/g de lípidos; BDE-99, 10,3 ng/g de lípidos; BDE-100, 12,0 ng/g de lípidos.

En un estudio preliminar de detección de PBDE en muestras de plasma y leche de mujeres mexicanas, los niveles estuvieron muy por encima de los niveles europeos de PBDE informados hasta el momento (López y otros 2004). El nivel medio de PBDE (con exclusión del BDE-209) en mujeres mexicanas residentes en zonas urbanas fue de 20 ng/g de lípidos en plasma. Sin embargo, los niveles de las mujeres residentes en zonas rurales de México fueron comparables a los de las mujeres de zonas rurales de Suecia. (Sólo se detectaron niveles de BDE-209 en mujeres residentes en el entorno urbano mexicano).

Ryan (2004) detectó una gran variación en los niveles de la población general en un estudio de Canadá. Los valores abarcan más de tres órdenes de magnitud, con algunos valores que muestran un nivel muy superior. Se observó un incremento en los niveles detectados en el Ártico canadiense en el estudio de Ryan (2004). Los valores en leche humana de las Islas Faroe mostraron la misma tendencia (Fängström y otros 2004).

Dos estudios realizados en Australia indicaron que los niveles de PBDE en la leche materna y el plasma sanguíneo en el país eran superiores a los de Europa pero inferiores a los de América del Norte (Harden y otros 2004 y 2005).

Cuadro 2.6 Datos sobre los niveles medios de pentaBDE (BDE-99) (ng/g LW) en seres humanos de diferentes partes del mundo.

Datos	País/región	Niveles	Referencias	Año	Observaciones
sangre	Países Bajos	0,8	Weiss y otros 2004	desconocido	
sangre	Noruega	1,0	Thomsen y otros 2004	1999	
sangre	México	2,0	López y otros 2004	2003	Población urbana
sangre	Australia	2,3	Harden y otros 2004	2003	
leche	Alemania	0,2	Harden y otros 2004	2000	
leche	Suecia	0,3	Fängström y otros 2005	2003	Población urbana
leche	México	0,6	López y otros 2004	2003	Población rural
leche	Suecia	0,5	López y otros 2004	2003	Población rural
leche	Reino Unido	0,9	Harden y otros 2004	?	Mediana
leche	Islas Faroe	1,0	Fängström y otros 2004	1999	Población rural
leche	Australia	1,9	Harden y otros 2005	2002/2003	
leche	Canadá	4	Ryan y otros 2002	2002	Población rural
leche	EE.UU.	28	Päpke y otros 2001	2000	Población urbana

Pese a que son menos importantes que los datos ambientales, los datos obtenidos en estudios ocupacionales confirman la facilidad con que el organismo humano capta los PBDE. En Suecia, se ha determinado la exposición ocupacional al PBDE entre el personal de reciclado de equipo electrónico (Sjödín y otros, 1999) y en los técnicos a cargo de las reparaciones y el mantenimiento de computadoras (Jacobsson y otros, 2002), al igual que en los suelos y sedimentos cercanos. (Wang y otros 2005). También pueden verse expuestos al pentaBDE los trabajadores de la industria de pentaBDE comercial, o de espumas de poliuretano y equipos electrónicos que lo contienen. Se ha publicado mucha información sobre esas exposiciones.

2.3.5 Desbromación

Es cada vez mayor el interés que despierta el destino de los PBDE en el medio ambiente. En experimentos notificados por Stapleton y otros (2004), se alimentaron carpas con alimentos inyectado con distintos congéneres de BDE durante 62 días, y se examinaron el tejido y los excrementos. Al menos $9,5 \pm 0,8\%$ del BDE-99 en el intestino se desbromó reductivamente a BDE-47 (un átomo de bromo menos) y se asimiló en los tejidos de las carpas. Igualmente, el 17% del congener heptabromo BDE-183 se desbromó a congéneres hexabromados. Los autores observaron que las cargas corporales de PBDE pueden reflejar de esta manera la captación directa causada por la exposición, y también la desbromación de congéneres más bromados. En experimentos informados por He y otros (2006) se observaron desbromaciones microbianas altamente selectivas. En cultivos de *Sulfurospirillum multivorans* a los que se había añadido decaBDE se produjeron hepta y octaBDE, pero el octaBDE no fue atacado en un sistema similar. Cultivos de otro organismo, *Dehalococcoides sp.*, no atacaron al decaBDE, pero una mezcla de octaDBE se modificó en gran medida, dando lugar a una mezcla de compuestos hepta a diBDE, entre los que se incluía el pentaBDE, BDE-99. Los autores destacaron el potencial de conversión de los congéneres más bromados en el medio ambiente a congéneres más tóxicos con menos sustituyentes de bromo. Hace falta realizar nuevos estudios, en particular estudios de vigilancia del medio ambiente que se centren en congéneres cuya fuente primordial probablemente sean reacciones a la desbromación a fin de aclarar la función de la desbromación en la determinación de la mezcla final de congéneres de PBDE en el medio ambiente.

Se han detectado e identificado BDE hidroxilados (OH-BDE) en forma de metabolitos en diversas especies, tras la exposición a congéneres de BDE específicos, pero también se ha observado que se encuentran como productos naturales en esponjas marinas y algas verdes (Marsch y otros 2004). También se han informado BDE metoxilados (MeO-BDE) como productos naturales presentes en esponjas marinas y algas verdes. El origen de estas sustancias podría ser natural, antropógeno o ambos. Se detectaron nueve OH-BDE y seis MeO-BDE en la sangre de salmones del Mar Báltico (*Salmo salar*) mediante patrones recién sintetizados (Marsch y otros, 2004). Todos los OH- y MeO-BDE detectados fueron sustituidos con cuatro o cinco átomos de bromo, y cinco de ellos presentaron también un sustituyente de cloro. En catorce de ellos se ha sustituido el grupo metoxi o hidroxilo en la posición *orto* respecto del enlace éter de difenilo. Las estructuras de varios de los compuestos apuntan al origen natural más que al antropógeno. No obstante, al menos uno de los OH-BDE (4'-OH-BDE-49) puede ser un metabolito hidroxilado de BDE-47. Meerts y otros (2001) han informado actividad estrógena en ciertos PBDE hidroxilados.

En la sección 2.2.2.1 se resumen otros estudios del metabolismo de los PBDE.

2.4 Evaluación de los riesgos para las variables en estudio

Las pruebas obtenidas hasta la fecha indican que los principales congéneres de la formulación de pentaBDE comercial, BDE-47 y BDE-99, probablemente sean más tóxicos y bioacumulables que otros congéneres del PBDE. No se comprende bien la toxicología de los PBDE, pero algunos estudios al respecto han demostrado la toxicidad en los órganos reproductivos y para el desarrollo neurológico, así como sus efectos en las hormonas tiroideas. Los efectos neurotóxicos de los PBDE son parecidos a los observados en los PCB. Los niños expuestos a PBDE son proclives a tener problemas de desarrollo, leves pero mensurables. Cabe suponer que los PBDE son disruptores endocrinos, pero los resultados de las investigaciones en esta área son insuficientes (Siddiqi y otros 2003).

Aunque habrá que seguir realizando estudios con arreglo a las directrices internacionalmente aceptadas para evaluar todos los riesgos en el caso de los niños, hay datos suficientes para elaborar el presente perfil de riesgos.

Se reconoce que estas conclusiones en cierta medida se basan en el examen de revisiones más que en un nuevo análisis de datos primarios, aunque en general los estudios analizados se han ajustado a protocolos experimentales internacionalmente aceptados. Con todo, no son muchas las discrepancias entre algunos de los resultados informados y los análisis posteriores, como los del Programa Voluntario Estadounidense de Evaluación de Sustancias Químicas en Niños (2005).

2.4.1 Ecotoxicidad

En estudios recientes ha quedado demostrado que la exposición a BDE-47 puede inhibir el crecimiento en colonias de algas de plancton (*Skeletonema costatum*) y una depresión en los resultados reproductivos del zooplancton *Daphnia magna* (Källqvist y otros. 2006).

En un escrito reciente de Timme-Laragy y otros (2006) se señalaban los efectos adversos en el desarrollo de los peces causados por bajas concentraciones. Sin embargo, las variables que se vieron afectadas en ese informe (aprendizaje del comportamiento) no son variables de evaluación de riesgos usualmente aceptadas. Otras variables aceptables, como el crecimiento o la supervivencia, no se vieron afectadas.

El Canadá pudo llevar a cabo un análisis del cociente de riesgo para cada congénere, en que se integraron exposiciones conocidas o posibles con efectos adversos conocidos o posibles. En su forma más simple, el cociente de riesgo podría definirse mediante la ecuación siguiente:

$$\text{Cociente de riesgo} = \frac{\text{valor de referencia de exposición}}{\text{valor de referencia de toxicidad}}$$

y lo habitual es usar valores conservadores a fin de destacar el peor de los casos.

Las exposiciones se consideraron locales respecto de las fuentes de emisión, que incluían zonas que recibían drenaje urbano (consumidores de fauna y flora silvestres) y se veían afectadas por una instalación de procesamiento de polímeros (organismos bénticos). A los valores de toxicidad críticos se aplicaron factores de ajuste de 100 a 1000 veces para reflejar la extrapolación de las condiciones de laboratorio a las condiciones prácticas, las variaciones de la sensibilidad en las especies y entre especies y porque los compuestos son bioacumulativos y persistentes.

Un valor del cociente de riesgo de >1 significa la probabilidad o posibilidad de que se produzcan efectos adversos, mientras que valores de <1 no suponen ningún riesgo para los organismos. Los resultados obtenidos por el Canadá que figuran en el cuadro 2.7 se basan en parte en datos empíricos del país y en parte en datos tomados en préstamo de fuentes suecas y estadounidenses.

Cuadro 2.7 Valores de los coeficientes de riesgo del pentaBDE (Environment Canada 2006, Canadian Wildlife, cuadro 8).

Producto comercial	Organismos pelágicos	Organismos bénticos	Organismos del suelo	Consumidores de fauna y flora silvestres
PentaBDE	4x10 ⁻³	45,2	0,13 a 0,26	149

Estos valores reflejan la bioacumulación del pentaBDE que hace que los organismos que figuran en los niveles más altos de la cadena alimentaria queden expuestos a riesgos mayores.

2.4.2 Efectos en los mamíferos

En un artículo en el que se analizaban los efectos tóxicos de los piroretardantes bromados, Darnerud (2003) utilizó muy diversas publicaciones fundamentales para llegar a la conclusión de que la exposición a los PBDE da lugar a efectos adversos en modelos experimentales *in vivo*, y que, según el tipo de productos, se observan distintos efectos, que se producen con dosis de distinta graduación. Por regla general, los productos comerciales de pentaBDE causan efectos a las dosis más bajas. Los efectos críticos del pentaBDE son aquellos que afectan el desarrollo neurológico y al comportamiento y, aunque son algo menos susceptibles, a las hormonas tiroideas de las crías (de 0,6 a 0,8 y de 6 a 10 mg/kg de peso corporal respectivamente) (Darnerud 2003). Obsérvese que algunos de los datos que aparecen en el cuadro 2.8 muestran niveles inferiores a éstos. Hay más información disponible, especialmente en relación con América del Norte, en Birnbaum y Staskal (2004).

Durante 1998 y 1999 se recogieron muestras de sangre y biopsias de grasa hipodérmica de cachorros destetados y ejemplares jóvenes de foca gris (*Halichoerus grypus*) (Hall y otros, 2003). Se estudiaron 54 cachorros destetados y 55 ejemplares de un año de edad (de los cuales 13 eran cachorros destetados recapturados). La mediana de las concentraciones de la Σ BDE (14 congéneres) fue de 0,17 y 0,46 μ g/kg de lípidos, en la grasa hipodérmica de los cachorros y los ejemplares jóvenes, respectivamente. El estudio indicó que los niveles de hormonas tiroideas en la sangre de las focas grises durante el primer año de vida estaban significativa y positivamente relacionados con las concentraciones de la Σ BDE en la grasa hipodérmica, después de tener en cuenta los efectos de variables que podrían causar confusión. Tal asociación no es, por sí misma, prueba suficiente de una relación causal, pero concuerda con la hipótesis de que estos compuestos pueden actuar como disruptores endocrinos en los cachorros de foca gris.

En su análisis, Darnerud (2003) llegó a la conclusión de que, en el caso de los pentaBDE, los estudios parecían indicar que los efectos críticos son la neurotoxicidad en el desarrollo y, si bien generalmente se producen con dosis algo más altas, las alteraciones en la homeostasis de las hormonas tiroideas. Con respecto a la neurotoxicidad en ratones no se pudo definir un mecanismo claro, pero se analizaron los efectos de los pentaBDE tanto en la forma de disrupción de las hormonas tiroideas como directamente en la transmisión de señales en el cerebro. Por ejemplo, los PBDE fueron capaces de inducir la muerte de células granulares del cerebelo en cultivos (Reistad y otros, 2002, Reistad y Mariussen 2005). Se pudo establecer el valor del nivel con efectos mínimos observados (LOAEL) para el pentaBDE en 0,6 a 0,8 mg/kg de peso corporal, sobre la base del efecto más sensible observado, los efectos neurológicos y en el comportamiento durante las primeras etapas del desarrollo (Darnerud 2003), aunque no corresponde al Comité de Examen de Contaminantes Orgánicos Persistentes establecer un nivel reglamentario, para cuya construcción sería menester un conjunto de datos más amplio.

En una evaluación de riesgos realizada por el Comité de Seguridad Alimentaria de Noruega (VKM 2005), se informó de los siguientes efectos tóxicos de la exposición al BDE-99 o a la formulación comercial del pentaBDE: neurotoxicidad, efectos neurológicos y en el comportamiento durante el desarrollo, efectos en el sistema de hormonas tiroideas y alteraciones histopatológicas en tiroides e hígado.

*Cuadro 2.7 Descripción del nivel sin efectos observados (NOEL) y en nivel mínimo de efectos observados (LOEL) tras la administración oral del congénere **BDE-99** o de formulaciones comerciales del pentaBDE. Los valores en negrita corresponden a los LOEL o NOEL mínimos detectados*.*

PentaBDE	Duración	Dosis	NOEL mg/kg/ día	LOEL mg/kg/día	Variable	Especie	Referencia
BDE-99	d.u.	0,8 o 12,0 mg/kg	n.d.	0,8	Neurotoxicidad Conducta, nivel de actividad motora y aprendizaje	ratón	Eriksson y otros 2001
BDE-99	d.u.	0,6, 6, o 30 mg/kg	n.d.	0,6	Toxicidad en el desarrollo y neurotoxicidad Conducta - hipoactividad	ratón	Branchi y otros 2002
BDE-99	d.u.	0,4, 0,8, 4,0, 8,0, o 16 mg/kg	0,4	0,8	Toxicidad en el desarrollo y neurotoxicidad Conducta	ratón	Viberg y otros 2004 Sand y otros 2004
BDE-99	d.u.	0,06 y 0,3 mg/kg a hembras preñadas	n.d.	0,06	Toxicidad en el desarrollo y neurotoxicidad Conducta (aumento de la actividad)	rata, generación F1	Kuriyama y otros 2005
BDE-99	d.u.	0,06 y 0,3 mg/kg a hembras preñadas	0,06	0,3	Reducción del tamaño de testículos y cantidad de espermatozoides	rata, generación F1	Kuriyama y otros 2005
Mezcla- penta DE-71	30 d	0,01, 0,05, 0,1, 0,5, o 1,0 mg/kg	1	n.d.	Crecimiento, ingesta de alimento, hematología, histopatología Química clínica	rata	Great Lakes Chemical Corporation 1985
Mezcla- penta DE-71	30 d	0, 3, 30, o 60 mg/kg/día	3	30	Peso del hígado, pubertad, reproducción, enzimas hepáticas, reducción de T4	rata macho	Stoker y otros 2004
Mezcla- penta DE-71	30 d	0, 3, 30, o 60 mg/kg/día	n.d.	3	Reducción de T4	rata hembra	Stoker y otros 2004
Mezcla- penta DE-71	35 d	0, 1, 10, o 30 mg/kg/día	1	10	Reducción de T4 Enzimas hepáticas	rata preñada	Zhou y otros 2002, Zhou y otros 2001
Mezcla- penta DE-71	90 d	0-0,44 mg/kg/día	n.d.	0,44	Enzimas hepáticas	rata	Carlson 1980
Mezcla- penta DE-71	90 d	0, 2, 10 o 100 mg/kg/día	0-2	2-10	Hepatocitomegalia Hiperplasia tiroidea	rata	Great Lakes Chemical Corporation 1984

n.d. = no definido, d.u. = dosis única

* La mayoría de los estudios se ajustan a las directrices de la OCDE sobre la realización de ensayos y en el caso de los que no se ajustan, se consideró adecuada la calidad del estudio.

La mezcla de PBDE conocida como DE-71 (71% de bromo por masa, y contenido de BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-153, BDE-154) demora la pubertad y suprime el crecimiento de tejidos andrógenodependientes en la rata Wistar macho tras una exposición peripubertal. Estos efectos indican la posibilidad de que el DE-71 induce el metabolismo de las hormonas esteroides o bien actúa como antagonista de los receptores andrógenos (Stoker y otros 2005).

Talsness y otros (2005) evaluaron los efectos de concentraciones correspondientes (dosis bajas) de BDE-99 desde el punto de vista ambiental en el sistema reproductivo de las ratas hembras. Se observaron cambios ultraestructurales compatibles con la morfología alterada de las mitocondrias en los ovarios de las crías de primera generación (F1). No se observaron variaciones estadísticamente significativas en el total de folículos ováricos. Se detectaron anomalías externas y en el esqueleto de las crías (F2) de dos madres diferentes (F1) que estuvieron expuestas al principio de su desarrollo a 300 µg BDE-99/kg de peso corporal. La exposición al BDE-99 produjo cambios en el tracto reproductivo de las hembras de la generación F1 que se hicieron evidentes en la adultez.

La exposición *in utero* a una sola dosis baja de BDE-99 altera el desarrollo neurológico y el comportamiento y causa efectos permanentes en el sistema reproductivo de las ratas macho que se evidencia en la adultez (Kuriyama y otros 2005). También en este estudio, se evaluaron los efectos de la exposición al BDE-99 durante el desarrollo en los niveles de actividad motora basal de los jóvenes y en la salud reproductiva de los machos adultos. La exposición a una dosis baja de BDE-99 durante el desarrollo causada por la hiperactividad en las crías en dos momentos del período (días 36 y 71 después del nacimiento) y dañó permanentemente la espermatogénesis al reducir la cantidad de esperma y el conteo de espermatozoides. Las dosis empleadas en este estudio de 60 y 300 µg/kg de peso corporal son importantes para los niveles de exposición de los seres humanos que son de aproximadamente 6 y 29 veces respectivamente, superiores al nivel más alto informado respecto del tejido adiposo mamario en los seres humanos. Se trata de las dosis mínimas de PBDE notificadas hasta la fecha, que tienen un efecto tóxico *in vivo* en roedores y ratifica la premisa de que se deben alentar los estudios de dosis bajas para determinar los riesgos de los contaminantes orgánicos persistentes. En el estudio de Viberg y otros (2004) se demuestra que la exposición neonatal al BDE-99 puede inducir efectos neurotóxicos en el desarrollo, como cambios en el comportamiento espontáneo (hiperactividad), efectos no relacionados con las dosis que empeoran con la edad. Los cambios se observaron en ratones C57/B1 de ambos sexos. El comportamiento espontáneo (locomoción, crianza y actividad total) se observó en ratones de dos, cinco y ocho meses de nacidos.

2.4.3 Toxicidad para los seres humanos

En la UE y los EE.UU. se han publicado distintas evaluaciones de los riesgos. Las conclusiones de estas evaluaciones se caracterizan por la falta de conocimientos suficientes acerca de la toxicología del pentaBDE que permiten evaluar el riesgo para los seres humanos (COT 2004, VKM 2005 y VCCEP 2003). No está clara la importancia toxicológica para los humanos de los efectos detectados en animales de laboratorio. Todavía no se conocen suficientemente los mecanismos, la vida media ni el metabolismo del pentaBDE en animales utilizados en experimentos ni en los seres humanos (VKM 2005).

El Comité de Seguridad Alimentaria en Noruega, en su evaluación del riesgo, llegó a la conclusión de que la exposición por medio de la alimentación y la leche materna es considerablemente inferior al NOEL observado en mamíferos de laboratorio (VKM 2005). Se considera que una exposición prolongada a dosis más bajas de pentaBDE puede causar efectos en la salud, ya que el pentaBDE se acumula en el cuerpo humano. Como se desconoce la vida media del PentaBDE en los seres humanos, todavía es imposible llegar a conclusiones sobre los efectos de la exposición prolongada. Esto se aplica también a la situación en los EE.UU., donde los niveles tal vez sean 10 a 20 veces superiores que los

observados en Europa, aunque se carece de datos sobre la farmacocinética, la toxicología, la exposición y otros aspectos decisivos.

Ahora bien, podrían ser grupos vulnerables las embarazadas, los embriones y los recién nacidos, debido a los efectos en el equilibrio de las hormonas tiroideas y en el desarrollo del sistema nervioso central del embrión. Durante el embarazo, el mantenimiento del equilibrio de las hormonas tiroideas es un desafío fisiológico. Los embriones y los recién nacidos son especialmente vulnerables a la reducción de los niveles de hormonas tiroideas (VKM 2005). Los recién nacidos se ven expuestos al pentaBDE a través de la alimentación con leche materna, ya que esta sustancia es lipofílica y se acumula en la leche (VKM 2005).

3. Síntesis de la información

3.1 Resumen

El pentaBDE cumple todos los criterios de selección estipulados en el anexo D.

A falta de controles de la producción, se ha observado que los niveles detectados en seres humanos, en otras especies y en el medio ambiente aumentan bruscamente y este incremento se observa tanto en lugares remotos como más cerca de los sitios de producción y uso. En los EE.UU., donde hasta hace poco se utilizaba mucho el pentaBDE comercial y en donde todavía se encuentra en materiales como la espuma de poliuretano incorporada en artículos de consumo, el producto se ha acumulado en el tejido humano.

El pentaBDE en suelos o sedimentos se ha incorporado ya a la cadena alimentaria y se bioacumula en los tejidos grasos de los principales depredadores, entre ellos los seres humanos.

Se han realizado estudios toxicológicos de interés que demuestran los impactos en el desarrollo neurológico de animales a bajos niveles tisulares que tienen importancia para los niveles observados en las poblaciones. Esas cargas corporales se siguen estudiando de cerca.

Recientemente Environment Canada (2006) dio por terminada una evaluación del impacto de los PBDE en el medio ambiente, en la que se tuvieron en cuenta estudios críticos y elementos de prueba que apoyan la conclusión de que estas sustancias comerciales que se incorporan al medio ambiente han tenido o pueden tener un efecto perjudicial inmediato o a largo plazo en el medio ambiente o en su diversidad biológica.

4. Conclusión

El éter de pentabromodifenilo (C-PentaBDE) es una mezcla sintética de origen antropógeno que no ocurre espontáneamente en la naturaleza. Por tal motivo cabe inferir que la presencia de componentes de PFOS en el medio ambiente es el resultado de la actividad humana. El transporte a gran distancia debe ser el responsable de su presencia en lugares como la región ártica, alejada de los lugares de producción y emisión. El pentaBDE degrada lentamente en el medio ambiente y puede bioacumularse en los mamíferos y las aves que se alimentan de peces.

La eliminación de la producción y del uso del C-PentaBDE ha dado lugar a una reducción de su uso actual, pero muchos materiales que se utilizan, como las espumas de poliuretano y los plásticos de equipos electrónicos, contienen PentaBDE que se emite lentamente a la atmósfera. Estas emisiones se acelerarán al final de la vida útil de esos materiales, sobre todo durante las operaciones de recuperación y reciclado.

Pese a que los niveles de pentaBDE en la sangre humana y la leche materna y en otras especies naturales han disminuido en Europa, en América del Norte y la región ártica siguen aumentando.

La información que figura en el presente perfil de riesgos permite afirmar que el C-PentaBDE, debido a las características de sus componentes y como resultado de su transporte a gran distancia en el medio ambiente y a su toxicidad demostrada en diversas especies no humanas, probablemente cause efectos adversos en la salud humana y el medio ambiente de importancia tal que se justifica la adopción de medidas a nivel mundial.

Referencias:

- Agrell, C., ter Schure, A.F.H., Sveder, J., Bokenstrand, A., Larsson, P. and Zegers, B.N. 2004. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) at a solid waste incineration plant. I: atmospheric concentrations. *Atmos. Environ.* 38: 5139-3148.
- Alaee, M., Luross, M.J., Whittle, M.D. and Sergeant D.B. 2002. Bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers in the Lake Ontario pelagic food web. *Organohalogen Compounds* 57: 427-430.
- Alaee, M., Arias, P., Sjödin, A. and Bergman, Å. 2003. An overview of commercially used brominated flame retardants, their applications, their use patterns in different countries/regions and possible modes of releases. *Env. Int.* 29: 683-689.
- AMAP Assessment 2002: Persistent organic pollutants in the Arctic. Arctic monitoring and assessment program, Oslo 2004.
- AMAP 2005. Fact sheet: Brominated flame retardants in the Arctic. <http://www.amap.no>
- Ballschmiter, K., Mennel, A. and Buyten, J. 1993. Long-chain Alkyl Polysiloxanes as Non-Polar Stationary Phases in Capillary Gas Chromatography, *Fresenius' J. Anal. Chem.* 346: 396-402.
- Birnbaum, L., Staskal, D.F. and Diliberto, J.J. 2003. Health effects of polybrominated dibenzo-p-dioxins (PBDDs) and dibenzofurans (PBDFs). *Environ. Int.* 29: 855-860.
- Birnbaum, L. And Staskal, D.F. 2004. Brominated flame retardants: cause for concern? *Environ. Health Perspectives.* 112: 9-17.
- Bocio, A., Llobet, J.M., Domingo, J.L., Corbella, J., Teixidó, A. and Casas C. 2003. J. Agric. Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Foodstuffs: Human Exposure through the Diet. *Food Chem.* 51: 3191 - 3195; (Article) DOI: 10.1021/jf0340916
- Branchi, I., Alleva, E. and Costa, L.G. 2002. Effects of perinatal exposure to a polybrominated diphenyl ether (PBDE-99) on mouse neurobehavioral development. *Neurotoxicology* 23:375-84.
- Broman, D., Balk, L., Zebühr, Y. and Warman K. 2001. Miljöövervakning i Stockholmskommun Saltsjön och Mälaren. KEMI Slutrapport: Provtagningsåren 96/97, 97/98 och 98/99. Laboratoriet för akvatisk ekotoxikologi, ITM, Stockholms universitet samt Miljölaboratoriet i Nyköping.
- BSEF, Brominated Science and Environmental Forum. 2001. Major brominated flame retardants volume estimates. Total market demand by region 2001. 21 January 2003. www.bsef.com.
- BSEF 2006. Information provided by the BSEF in July 2006. Figures for 2004 and 2005 will be forthcoming.
- Burniston, D.A., Symons, R.K., Croft, M., Trout, M. and Korth, W. 2003. Determination of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in Australian pig fat. *Organohalogen Compounds, Volumes 60-65 (Dioxin 2003)* Boston, MA.
- Burreau, S., Broman, D. and Zebühr Y. 1999. Biomagnification quantification of PBDEs in fish using stable nitrogen isotopes. *Organohalogen Compounds* 40: 363 - 366.

- Burreau, S., Zebühr, Y., Ishaq, R. and Broman D., 2000. Comparison of biomagnification of PBDEs in food chains from the Baltic Sea and the Northern Atlantic Sea. *Organohalogen Compounds* 47: 253-255.
- Burreau, S., Zebühr, Y., Broman, D. and Ishaq, R. 2004. Biomagnification of polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) studies in pike (*Esox lucius*), perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) from the Baltic Sea. *Chemosphere* 55: 1043-1052.
- Butt, C.M., Diamond, M.L., Truong, J., Ikonomou, M.G. and ter Schure, A. 2004. A Spatial Distribution of Polybrominated Diphenyl Ethers in Southern Ontario as Measured in Indoor and Outdoor Window Organic Films. *Environ. Sci. Technol.* 38: 724-731.
- Carlson, G.P. 1980. Induction of xenobiotic metabolism in rats by brominated diphenyl ethers administered for 90 days. *Toxicol. Lett.* 6:207-12.
- Christensen, J.H., Glasius, M., Pécseli, M., Platz, J. and Pritzl, G. 2002. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in marine fish and blue mussels from southern Greenland. *Chemosphere* 47: 631-638.
- CITI. 2000. The bioaccumulation of compound S512 by carp. Chemical Biotesting Center, Chemicals Inspection and Testing Institute, Tokyo. As cited in: Risk Assessment of Diphenyl Ether, Pentabromoderivative, Commission of the European Communities, 2000.
- Committee on toxicity of chemicals in food consumer products and the environment. COT statement on brominated flame retardants in fish from Skerne-Tees rivers system. 2004.
<http://www.food.gov.k/multimedia/pdfs/bfrstatement.pdf>
- Covaci, A., Gheorghe, A., Steen Redeker, E., Blust, R. and Schepens, P. 2002a. Distribution of organochlorine and organobromine pollutants in two sediment cores from the Scheldt estuary (Belgium). *Organohalogen Compounds* 57: 239-242.
- Covaci, A., Van de Vijver, K., DeCoen, W., Das, K., Bouquegneau, J.M., Blust, R. and Schepens, P. 2002b. Determination of organohalogenated contaminants in liver of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) stranded on the Belgian North Sea coast. *Mar. Pollut. Bull.* 44: 1157-1165.
- Danish EPA. 1999. Brominated flame retardants. Substance flow analysis and assessment of alternatives.
- Darnerud, P.O. 2003. Toxic effects of brominated flame retardants in man and wildlife. *Environ. Int.* 29: 841-853.
- Darnerud, P.O., Aune, M., Atuma, S., Becker, W., Bjerselius, R., Cnattingius, S. and Glynn, A. 2002. Time trend of polybrominated diphenyl ether (PBDE) levels in breast milk from Uppsala, Sweden, 1996-2001. *Organohalogen Compd.* 58: 233-236.
- de Wit, C., Alaei, M. and Muir, D. 2004. Brominated flame retardants in the Arctic – an overview of spatial and temporal trends. *Organohalogen Compounds* 66: 3764-3769.
- D'Silva, K., Thompson, H., Fernandes, A. and Duff, M. 2004. PBDEs in Heron Adipose Tissue and Eggs from the United Kingdom. Abstract. BFR 2004.
- Ebert, J. and Bahadir, M. 2003. Formation of PBDD/F from flame retarded plastic materials under thermal stress. *Environ. Int.* 29: 711-716.

EMEP. 2004. New substances: Model assessment of potential for long-range transboundary atmospheric transport and persistence of PentaBDE. EMEP contribution to the preparatory work for the review of the CLRTAP protocol on POPs. Information note 10/2004.

Environment Canada. 2006. Ecological Screening Assessment Report on Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs). January 2006.

Eriksson, P., Jakobsson, E. and Fredriksson, A. 2001. Brominated flame retardants: a novel class of developmental neurotoxicants in our environment? *Environmental Health Perspectives* 109: 903-8.

EU. 2000. Risk Assessment of Diphenyl Ether, Pentabromoderivative (Pentabromodiphenyl Ether). CAS Number: 32534-81-9, EINECS Number: 251-084-2. Final Report of August 2000, Commission of the European Communities. Rapporteur: United Kingdom.

Fabrellas, B., Larrazabal, D., Martinez, M.A., Eljarrat, E. and Barceló, D. 2004. Presence of polybrominated diphenyl ethers in Spanish sewage sludges: important contribution of deca-BDE. *Organohalogen Compounds*. 66: 3755-3760.

Fängström, B., Strid, A., Athanassiadis, I., Grandjean, P., Wiehe, P. and Bergman Å. 2004. A retrospective study of PBDEs in human milk from the Faroe Islands. The third international workshop on brominated flame retardants, BFR 2004.

Fängström, B., Strid, A. and Bergman, Å. 2005. Rapport til Naturvårdsverket för projektet ”Analys av polybromerade difenyletrar (PBDE) och hexabromcyklododekan (HBCDD) i human mjölk från Stockholm – en tidstrend studie. (Dnr 721-2653-05Mm) Stockholm 2005-11-23.

Fjeld E., Mariussen, M., Strand-Andersen, M., Hjerpset, M. og Schlabach M. 2003. Bioakkumulering og fordeling av polybromerte difenyletere i norske innsjøer. NFRs program for forurensninger: kilder, spredning, effekter og tiltak (ProFO). Foredrag, forskerseminar 15. okt. 2003, Olavsgård hotell.

Fjeld, E., Schlabach, M., Berge, J.A., Eggen, T., Snilsberg, P., Källberg, G., Rognerud, S., Enge, E.K., Borgen, A. and Gundersen, H. 2004. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter – bromerte flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triclosan (Screening of selected new organic contaminants – brominated flame retardants, chlorinated paraffins, bisphenol-A and triclosan). NIVA-rapport 4809-2004, Oslo. (SFT: TA-2006). 106 sider.

Fjeld, E. et al. 2005. Screening of selected new organic contaminants 2004. Brominated flame retardants, perfluorated alkylated substances, irgarol, diuron, BHT and dicofol. NIVA-report 5011-2005, Oslo, pp. 97.

Fredonia Group. 2005. Specialty Plastic Additives to 2009. Study # 1961. Available for a fee from www.fredonia.ecnext.com (accessed July 2006).

Gabrielsen, G.W., Knudsen, L.B., Verreault, J., Push, K., Muir, D.C. and Letcher, J. 2004. Halogenated organic contaminants and metabolites in blood and adipose tissues of polar bears (*Ursus maritimus*) from Svalbard. SFT-report 915/2004. www.sft.no

Gouin, T., Thomas, G.O., Cousins, I., Barber, J., Mackay, D. and Jones, K.C. 2002. Air-Surface Exchange of Polybrominated Diphenyl Ethers and Polychlorobiphenyls. *Environ. Sci. Technol.* 36: 1426-1434.

- Gouin, T. and Harner, T. 2003. Modelling the Environmental Fate of the PBDEs. *Environment International*. 29:717-724.
- Great Lakes Chemical Corporation (1984). 90-day dietary study in rats with pentabromodiphenyl oxide (DE-71). Final report. 1984. Report No.: Project No. WIL-12011, WIL Research Laboratories, Inc.
- Hale, R.C., La Guardia, M.J., Harvey, E.P. and Mainor, M. 2002. Potential role of fire-retardant-treated polyurethane foam as a source of brominated diphenyl ethers to the US environment. *Chemosphere*. 46: 729-735.
- Hall, A.J., Kalantzi, O.I. and Thomas, G.O. 2003. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in grey seals during their first year of life – are they thyroid hormone endocrine disrupters? *Environmental Pollution* 126: 29-37.
- Harden, F.A, Toms, L.M.L, Ryan, J.J. and Mueller, J. F. 2004. Determination of the levels of polybrominated diphenylethers (PBDEs) in pooled blood sera obtained from Australians aged 31-45 years. In: *Proceedings of the Third International Workshop on Brominated Flame Retardants*, June 6-9 2004, Toronto, Canada: 59-62
- Harden, F., Müller, J. and Toms, L. 2005, Organochlorine Pesticides (OCPs) and Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in the Australian Population: Levels in Human Milk, Environment Protection and Heritage Council of Australia and New Zealand
http://www.ephc.gov.au/pdf/EPHC/OCP_PBDE_human_milk_jan%202005.pdf
- Harner, T., Ikononou, M., Shoeib, M., Stern, G. and Diamond, M. 2002. Passive air sampling results for polybrominated diphenyl ethers along an urban-rural transect. 4th Annual Workshop on Brominated Flame Retardants in the Environment, June 17-18, Canada centre for Inland Waters, Burlington, Ontario, pp. 51-54.
- Harrad, S. and Hunter, S. 2004. Spatial Variation in Atmospheric Levels of PBDEs in Passive Air Samples on an Urban-Rural Transect. *Organohalogen Compounds*. 66: 3786-3792.
- Harrad, S., Wijesekara, R., Hunter, S., Halliwell, C. and Baker, R. 2004. Preliminary Assessment of UK Human Dietary and Inhalation Exposure to Polybrominated Diphenyl Ethers. *Environ. Sci. Technol.* 38: 2345-2350.
- Hassanin, A., Breivik, K., Meijer, S.N., Steinnes, E., Thomas, G.O. and Jones, K.C. 2004. PBDEs in European Background Soils: Levels and Factors Controlling Their Distribution. *Environ. Sci. Technol.* 38: 738-745.
- Hayakawa K, Takatsuki H, Watanabe I. and Sakai S. 2004. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), polybrominated dibenzo-p-dioxins/dibenzofurans (PBDD/Fs) and monobromo-polychlorinated dibenzofurans (MoBPXDD/Fs) in the atmosphere and bulk deposition in Kyoto, Japan. *Chemosphere* 57: 343-356.
- He, J., Robrock, K.R. and Alvarez-Cohen, L. 2006. Microbial Reductive Debromination of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs). *Environ. Sci. Technol.* 40: 4429-4434.
- Herzke, D., Gabrielsen, G.W., Evenset, A. and Burkow, I.C. 2003. Polychlorinated camphenes (toxaphenes), polybrominated diphenylethers and other halogenated organic pollutants in Glaucous Gull (*Ularus hyperboreus*) from Svalbard and Bjørnøya (Bear Island). *Environmental Pollution* 121: 293-300.

- Herzke, D., Berger, U., Kallenborn, R., Nygård, T. and Vetter, W. 2005. Brominated flame retardants and other organobromines in Norwegian predatory bird eggs. *Chemosphere* 61: 441-449.
- Hites, R.A. 2004. Polybrominated Diphenyl Ethers in the Environment and in People: A Meta-Analysis of Concentrations. *Environ. Sci. Technol.* 38: 945-956.
- Hoh, E. and Hites, R.A. 2005. Brominated Flame Retardants in the Atmosphere of the East-Central United States. *Environ. Sci. Technol.* 39: 7794-7802.
- Huwe, J.K. and Larsen, G.L. 2005. Polychlorinated Dioxins, Furans, and Biphenyls, and Polybrominated Diphenyl Ethers in a U.S. Meat Market Basket and Estimates of Dietary Intake. *Environ. Sci. Technol.* 39: 5606-5611.
- Ikonomou, M.G., Raine, S. and Adisson, R.F. 2002. Exponential Increases of the Brominated Flame Retardants Polybrominated Diphenyl Ethers, in the Canadian Arctic From 1981-2000. *Environ. Sci. Technol.* 36: 1886-1892.
- International Environment Reporter. 2006. Material available for a fee – see www.bna.com.
- Jakobsson, K., Thuresson, K., Rylander, L., Sjödin, A., Hagner, L. and Bergman, A. 2002. Exposure to polybrominated diphenyl ethers and tetrabromobisphenol A among computer technicians. *Chemosphere* 46: 709-716.
- Jaspers, V., Covaci, A., Maervoet, J., Dauwe, T., Schepens, P. and M. 2004. Brominated flame retardants in Belgian little owl (*Athene noctua*) eggs. *Organohalogen Compounds* 66: 3856-3860.
- Jaward, F.M., Farrar, N.J., Harner, T., Sweetman, A.J. and Jones, K.C. 2004. Passive Air Sampling of PCBs, PBDEs, and Organochlorine Pesticides Across Europe. *Environ. Sci. Technol.* 38: 34-41.
- Johnson-Restrepo, B., Kannan, K., Rapaport, D.P., and Rodan, B.D. 2005. Polybrominated Diphenyl Ethers and Polychlorinated Biphenyls in Human Adipose Tissue from New York. *Environ. Sci. Technol.* 39: 5177-5182.
- Kajiwara, N., Ueno, D., Takahashi, A., Baba, N. and Tanabe, S. 2004. Polybrominated Diphenyl Ethers and Organochlorines in Archived Northern Fur Seals Samples From The Pacific Coast of Japan, 1972-1998. *Environ. Sci. Technol.* 38: 3804-3809.
- Kannan, K., Ramu, K., Kajiwara, N., Sinha, R.K. and Tanabe, S. 2005. Organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls, and polybrominated diphenyl ethers in Irrawaddy dolphins from India. *Arch. Environ. Contamination* 49: 415-420.
- Källqvist, T., Grung, M. and Tollefsen, K-E. Chronic toxicity of 2,4,2',4'-tetrabromodiphenyl ether (BDE-47) on the marine alga *Skeletonema costatum* and the crustacean *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry* (accepted for publication).
- Kierkegaard, A., Bignert, A., Sellström, U., Olsson, M., Asplund, L., Jansson, B. and de Wit, C.A. 2004a. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and their methoxylated derivatives in pike from Swedish waters with emphasis on temporal trends, 1967-2000. *Environmental Pollution* 130: 187-198.

- Knudsen, L. B., Gabrielse, G. W., Verreault, J., Barrett, R., Skåre, J.U., Polder, A. and Lie, E. 2005. Temporal trends of brominated flame retardants, cyclododeca-1,5,9-triene and mercury in eggs of four seabird species from Northern Norway and Svalbard. SFT-report 942/2005.
- Koizumi, A., Yoshinaga, T., Harada, K., Inoue, K., Morikawa, A., Muroi, J., Inoue, S., Eslami, B., Fujii, S., Fujimine, Y., Hachiya, N., Koda, S., Kusaka, Y., Murata, K., Nakatsuka, N., Omae, K., Saito, N., Shimbo, S., Takenaka, K., Takeshita, T., Todoriki, H., Wada, Y., Watanabe, T. and Ikeda, M. 2006. Assessment of human exposure to polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in Japan using archived samples from the early 1980s and mid-1990s. *Environmental Res.* Accepted for publication December 2004, still 'in press' when accessed at www.elsevier.com/locate/envres in June 2006.
- Kuriyama, S.N., Talsness, C.E., Grote, K. and Chahoud, I. 2005 Developmental exposure to low dose PBDE-99: effects on male fertility and neurobehavior in rat offspring. *Environmental Health Perspectives* 113(2):149-54.
- Law, R. J., Alaei, M., Allchin, C.R., Boon, J.P., Lebeuf, M., Lepom, P. and Stern, G.A. 2003. Levels and trends of polybrominated diphenylethers and brominated flame retardants in wildlife. *Environment International* 29: 757-770.
- Law, R.J., Allchin, C.R., de Boer, J., Covaci, A., Herzke, D., Lepom, P., Morris, S., Tronczynski, J. and de Wit, C.A. 2005. Levels and Trends of Brominated Flame Retardants in European and Greenland Environments. *Chemosphere* 64: 187-208.
- Lee, R.G.M., Thomas, G.O. and Jones, K.C. 2004. PBDEs in the Atmosphere of Western Europe. *Environ. Sci. Technol.* 38: 699-706.
- Lindberg, P., Sellström, U., Häggberg, L. and de Wit, C.A. 2004. Higher Brominated Diphenyl Ethers and Hexabromocyclododecane Found in Eggs of Peregrine Falcons (*Falco peregrinus*) Breeding in Sweden. *Environ. Sci. Technol.* 38: 93-96.
- Lithner, G., Holm, K. and Ekström, C. 2003. *Metaller och organiska miljögifter i vattenlevande organismer och deras miljö i Stockholm 2001*. ITM Rapport 108, 87 pp., Institute of Applied Environmental Research (ITM), Stockholm University, Stockholm, Sweden, ISBN 91-631-3758-5 (in Swedish).
- López, D., Athanasiadou, M. and Athanassiadis, I. 2004. A preliminary study on PBDEs and HBCD in blood and milk from Mexican women. The third international workshop on brominated flame retardants, BFR 2004.
- Magnusson, K., Agrenius, S. and Ekelund, R. 2003. Distribution of a tetrabrominated diphenyl ether and its metabolites in soft-bottom sediment and macrofauna species. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 255: 155-170.
- Marsch, G., Athanasiadou, M., Bergman, Å. and Asplund, L. 2004. Identification of Hydroxylated and Methoxylated Polybrominated Diphenyl Ethers in Baltic Sea salmon (*Salmo salar*) Blood. *Environ. Sci. Technol.* 38: 10-18.
- Matcheko, N., Tysklind, M., de Wit, C., Bergek, S., Andersson, R. and Sellström, U. 2002. Application of sewage sludge to arable land – soil concentrations of polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, and biphenyls, and their accumulation in earth worms. *Environ. Toxicol. Chem.* 21: 2515-2525.

Meerts, I.A., Letcher, R.J., Hoving, S., Marsh, G., Bergman, A., Lemmen, J.G., van der Burg, B. and Brouwer, A. 2001. In vitro estrogenicity of polybrominated diphenyl ethers, hydroxylated PBDEs, and polybrominated bisphenol A compounds. *Environ. Health Perspect.* 109(4): 399-407.

Moche, W. and Thanner, G. 2004. Levels of PBDE in effluents and sludge from sewage treatment plants in Austria. *Proceedings of the Third International Workshop on Brominated Flame Retardants BFR2004*, Toronto, Canada, June 6-9 2004. pp. 167-170.

Morf, L.S., Tremp, J., Huber, Y., Stengele, M. and Zenegg, M. 2005. Brominated flame retardants in waste electrical and electronic equipment: substance flow in a recycling plant. *Environ. Sci. Technol.* 39: 8691-8699.

Muir, D.C.G., Backus, S., Derocher, A.E., Dietz, R., Evans, T.J., Gabrielsen, G.W., Nagy, J., Norström, R.J., Sonne, C., Stirling, I., Taylor, M.K. and Letcher, R. J. 2006. Brominated flame retardants in polar bears (*Ursus maritimus*) from Alaska, the Canadian Arctic, East Greenland, and Svalbard. *Environ. Sci. Technol.* 40: 449-455.

Norström, R.J., Simon, M., Moisey, J., Wakeford, B. and Weseloh, D.V.C. 2002. Geographical Distribution (2000) and Temporal Trends (1981-2000) of Brominated Diphenyl Ethers and Hexabromocyclododecane in Guillemot Eggs from Baltic Sea. *Environ. Sci. Technol.* 37: 5496-5501.

Nylund, K., Asplund, L., Jansson, B., Jonsson, P., Litzén, K. and Sellström, U. 1992. Analysis of some polyhalogenated organic pollutants in sediments and sewage sludge. *Chemosphere*, 24: 1721-1730.

Päpke, O., Bergman, Å., Fürst, P., Meironyté, G.D., and Herrmann, T. 2001. Determination of PBDEs in human milk from the United States - comparison of results from three laboratories. *Organohalogen Compounds*. 52: 197-200.

Palm, A. 2001. The Environmental Fate of Polybrominated Diphenyl Ethers in the centre of Stockholm – Assessment of Using a Multimedia Fugacity Model. Master of Science Thesis, Umeå Universitat.

Palm, A., Cousins, I.T., Mackay, D., Tysklind, M., Metcalf, C. and Alaee, M. 2002. Assessing the Environmental Fate of Chemicals of Emerging Concern: A Case Study of the PBDEs. *Environ. Poll.* 117: 195-213.

Peltola, J. and Ylä-Mononen, L. 2001. Pentabromodiphenyl ether as a global POP. *TemaNord 2001*, vol. 579. Copenhagen: Nordic Council of Ministers; ISBN 92-893-0690-4: 78 pp.

Prevedouros, K., Jones, K.C. and Sweetman, A.J. 2004a. European-Scale Modelling of Concentrations and Distribution of Polybrominated Diphenyl Ethers in the Pentabromodiphenyl Ether Product. *Environ. Sci. Technol.* 38: 5993-6001.

Prevedouros, K., Jones, K.C. and Sweetman, A.J. 2004b. Estimation of the Production, Consumption, and Atmospheric Emissions of Pentabrominated Diphenyl Ethers in Europe Between 1970 and 2000. *Environ. Sci. Technol.* 38: 3224-3231.

Ramu, K., Kajiwara, N., Tanabe, S., Lam, P.K.S. and Jefferson, T.A. 2005. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and organochlorines in small cetaceans from Hong Kong waters: Levels, profiles and distribution. *Marine Poll. Bull.* 51: 669-676.

Reistad, T., Mariussen, E. and Fonnum, F. 2002. The effects of polybrominated flame retardants on cell death and free radical formation in cerebellar granule cells. *Organohalogen Compd* 57: 391-394.

[Reistad, T.](#) and [Mariussen, E.](#) 2005. A commercial mixture of the brominated flame retardant pentabrominated diphenyl ether (DE-71) induces respiratory burst in human neutrophil granulocytes in vitro. *Toxicol. Sci.* 87: 57-65.

Ryan, J.J., Patry, B., Mills, P. and Beaudoin G. 2002. Recent trends in levels of brominated diphenyl ethers (BDEs) in human milks from Canada. *Organohalogen Compounds*. 58: 173-176.

Ryan, J.J. 2004. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in human milk; occurrence worldwide. The third international workshop on brominated flame retardants, BFR 2004.

Sand, S., von Rosen, D., Eriksson, P., Fredriksson, A., Viberg, H., Victorin, K. and Filipsson, A.F. 2004. Dose-response modeling and benchmark calculations from spontaneous behaviour data on mice neonatally exposed to 2,2',4,4',5-pentabromodiphenyl ether. *Toxicol. Sci.* 81: 491-501.

Schechter, A., Pöpke, O., Tung, K-C., Staskal, D. and Birnbaum, L. 2004. Polybrominated Diphenyl Ethers Contamination of United States Food. *Environ. Sci. Technol.* 38: 5306-5311.

Schechter, A., Pöpke, O., Harris, T.R., Tung, K-C., Musumba, A., Olson, J. and Birnbaum, L. 2006. Polybrominated Diphenyl Ether (PBDE) Levels in an Expanded market basket Survey of United States (US) Food and Estimated PBDE Intake by Age and Gender. *Environ. Health. Perspectives*.
Doi:10.1289/ehp.9121 (prepublication viewed online 13 July 2006).

ter Schure, A.F.H. and Larsson, P. 2002. Polybrominated diphenyl ethers in precipitation in Southern Sweden (Skåne, Lund). *Atmos. Environ.* 36: 4015-4022.

ter Schure, A.F.H., Larsson, P., Agrell, C., and Boon, J.P. 2004a. Atmospheric Transport of Polybrominated Diphenyl Ethers and Polychlorinated Biphenyls to the Baltic Sea. *Environ. Sci. Technol.* 38: 1282-1287.

ter Schure, A.F.H., Agrell, C., Bokenstrand, A., Sveder, J., Larsson, P. and Zegers, B.N. 2004b. Polybrominated diphenyl ethers at a solid waste incineration plant. II: atmospheric deposition. *Atmos. Environ.* 38: 5149-5155.

Sellström, U. 1996. PBDEs in the Swedish environment. Licentiate Thesis, Institute of Applied Research, Stockholm University.

Sellström, U., Bignert, A., Kierkegaard, A., Hågberg, L., de Wit, C.A., Olsson, M. and Jansson, B. 2003. Temporal Trend Studies on Tetra- and Pentabrominated Diphenyl Ethers and Hexabromocyclododecane in Guillemot Eggs From the Baltic Sea. *Environ. Sci. Technol.* 37: 5496-5501.

Shoeib, M., Harner, T., Ikononou, M. and Kannan, K. 2004. Indoor and Outdoor Concentrations and Phase Partitioning of Perfluoroalkyl Sulfonamides and Polybrominated Diphenyl Ethers. *Environ. Sci. Technol.* 38: 1313-1320.

Siddiqi, M.A., Laessig, R.H. and Reed, K.D. 2003. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs): new pollutants – old diseases. *Clin Med Res.* 1(4):281-90.

- Sinkkonen, S., Rantalainen, A.-L., Paasivirta, J. and Lahtiperä, M. 2004. Polybrominated methoxy diphenyl ethers (MeO-PBDEs) in fish and guillemot of Baltic, Atlantic and Arctic environments. *Chemosphere* 56: 767-775.
- Sjödin, A., Patterson, D.G. and Bergman Å. 2003. A review on human exposure to brominated flame retardants – particularly polybrominated diphenyl ethers. *Environ. Int.* 29: 829-839.
- Sjödin, A., Hagmar, L., Klasson-Wehler, E., Kronholm-Diab, K., Jakobsson, E. and Bergman, A. 1999. Flame retardant exposure: polybrominated diphenyl ethers in blood from Swedish workers. *Environ. Health perspectives* 107: 643-648.
- Stapleton, H.M., Letcher, R.J. and Baker, J.E. 2004. Debrominated Diphenyl Ether Congeners BDE 99 and BDE 183 in the Intestinal Tract of the Common Carp (*Cyprinus carpio*). *Environ. Sci. Technol.* 38: 1054-1061.
- Stapleton, H.M., Dodder, N.G., Offenberg, J.H., Schantz, M.M. and Wise, S.A. 2005. Polybrominated Diphenyl Ethers in House Dust and Clothes Dryer Lint. *Environ. Sci. Technol.* 39: 925-931.
- Stoker, T.E., Laws, S.C., Crofton, K.M., Hedge, J.M., Ferrell, J.M. and Cooper, R.L. 2004. Assessment of DE-71, a commercial polybrominated diphenyl ether (PBDE) mixture, in the EDSP male and female pubertal protocols. *Toxicol Sci.* 78(1): 144-55.
- Stoker, T.E., Cooper, R.L., Lambright, C.S., Wilson, V.S., Furr, J. and Gray, L.E. 2005. In vivo and in vitro anti-androgenic effects of DE-71, a commercial polybrominated diphenyl ether (PBDE) mixture. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 207(1): 78-88.
- Strandberg, B., Dodder, N.G., Basu, I. and Hites, R.A. 2001. Concentrations and Spatial Variations of Polybrominated Diphenyl Ethers and Other Organohalogen Compounds in Great Lakes Air. *Environ. Sci. Technol.* 35: 1078-1083.
- Swiss Agency for the Environment. 2002. Environmentally hazardous substances: Selected polybrominated flame retardants, PBDE and TBBPA – Substance flow analysis. Environmental series No. 338.
- Sørmo, E.G., Salmer, M.P., Jenssen, B.M., Hop, H., Bæk, K., Kovacs, K.M., Lydersen, C., Falk-Pettersen, S., Gabrielsen, G.W., Lie, E. and Skaare, J.U. 2006. Biomagnification of brominated flame retardants in the polar bear food chain in Svalbard, Norway. Accepted for publication in *Environmental Toxicology and Chemistry*.
- Talsness, C.E., Shakibaei, M., Kuriyama, S.N., Grande, S.W., Sterner-Kock, A., Schnitker, P., de Souza, C., Grote, K. and Chahoud, I. 2005. Ultrastructural changes observed in rat ovaries following in utero and lactational exposure to low doses of a polybrominated flame retardant. *Toxicol. Lett.* 157(3):189-202.
- Thomas, G.O., Moss, S.E.W., Asplund, L. and Hall, A.J. 2005. Absorption of decabromodiphenyl ether and other organohalogen chemicals by grey seals (*Halichoerus grypus*). *Environ. Pollut.* 133: 581-6.
- Thomsen, C., Frøshaug, M., Becher, G., Kvale, H.E., Knutsen, H., Alexander, J., Bergsten, C. and Meltzer, H.M. 2004. PBDEs in serum from persons with varying consumption of fish and game. The third international workshop on brominated flame retardants, BFR 2004.

- Thomsen, C., Liane, V., Frøshaug, M. and Becher, G. 2005. Levels of brominated flame retardants in human samples from Norway through three decades. *Organohalogen Compounds*. 67: 658-661.
- Thron, K.U., Bruhn, R. and McLachlan, M.S. 2004. The influence of age, sex, body-condition, and region on the levels of PBDEs and toxaphene in harbour porpoises from European waters. *Fresenius Environ. Bull.* 13: 146-155.
- Timme-Laragy, A.R., Levin, E.D. and Di Giulio, R.T. 2006. Developmental and behavioural effects of embryonic exposure to the polybrominated diphenyl ether mixture DE-71 in the killfish (*Fundulus heteroclitus*). *Chemosphere* 62: 1097-1104.
- Ueno, D., Kajiwara, N., Tanaka, H., Subramanian, A., Fillmann, G., Lam, P.K.S., Zheng, G.J., Muchitar, M., Razak, H., Prudente, M., Chung, K. and Tanabe, S. 2004. Global Pollution Monitoring of Polybrominated Diphenyl Ethers Using Skipjack Tuna as a Bioindicator. *Environ. Sci. Technol.* 38: 2312-2316.
- Van der Goon, D., van het Bolscher, M., Visschedijk, A.J.H. and Zandveld, P.Y.J. 2005. Study to the effectiveness of the UNECE persistent organic pollutants protocol and cost of possible additional measures. Phase I: Estimation of emission reduction resulting from the implementation of the POP protocol. TNO-report 2005/194.
- VCCEP. 2003. US Voluntary Children's Chemical Evaluation Program. 2003. Tier 1 Assessment of the Potential Health Risks to Children Associated With Exposure to the Commercial Pentabromodiphenyl Ether Product, prepared for Great Lakes Chemical Corporation.
- VCCEP. 2005. US Voluntary Children's Chemical Evaluation Program (VCCEP), Summary of Tier 1 Hazard Assessment, document 25 August 2005, accessed July 2006. <http://www.epa.gov.chemrtk/vccep/pubs/finalpenoct.pdf>.
- Verreault, J., Gabrielsen, G.W., Letcher, R.I., Muir, D.C.G., and Chu, S. 2004. New and established organohalogen contaminants and their metabolites in plasma and eggs of glaucous gulls from Bear Island. SPFO-Report: 914/2004.
- Verreault, J., Gabrielsen, G.W., Chu, S., Muir, D.C.G., Andersen, M., Hamaed, A. and Letcher, R.I. 2005. Flame Retardants and Methoxylated and Hydroxylated Polybrominated Diphenyl Ethers in Two Norwegian Arctic Top Predators: Glaucous Gulls and Polar Bears. *Environ. Sci. Technol.* 39: 6021-6028.
- Viberg, H., Fredriksson, A. and Eriksson, P. 2002. Neonatal exposure to the brominated flame retardant 2,2',4,4',5-pentabromodiphenyl ether causes altered susceptibility in the cholinergic transmitter system in the adult mouse. *Toxicol. Sci.* 67: 104-7
- Viberg, H., Fredriksson, A. and Eriksson, P. 2004. Investigation of strain and/or gender differences in developmental neurotoxic effects of polybrominated diphenyl ethers in mice. *Toxicol. Sci.* 81: 344-53.
- VKM 2005. Vitenskapskomiteen for mattrygghet (Norwegian Scientific Committee for food safety.) Utalelse fra faggruppen for forurensninger, naturlige toksiner og medisinrester i matkjeden. Risikovurdering av PBDE. 04/504.

- Vives, I., Grimalt, J.O., Lacorte, S., Guillamón, M., Barceló, D. and Rosseland, B.O. 2004. Polybromodiphenyl Ether Flame Retardants in Fish from Lakes in European High Mountains and Greenland. *Environ. Sci. Technol.* 38: 2338-2344.
- Voorspoels, S., Covaci, A. and Schepens, P. 2003. Polybrominated Diphenyl Ethers in Marine Species from the Belgian North Sea and the Western Scheldt Estuary: Levels, Profiles and Distribution. *Environ. Sci. Technol.* 37: 4348-4357.
- Vorkamp, K., Christensen, J.H., Glasius, M. and Riget, F.R. 2004a. Persistent halogenated compounds in black guillemots (*Cepphus grylle*) from Greenland – levels, compound patterns and spatial trends. *Mar. Pollut. Bull.* 48: 111-121.
- Vorkamp, K., Christensen, J.H. and Riget, F.R. 2004b. Polybrominated diphenyl ethers and organochlorine compounds in biota from the marine environment of East Greenland. *Sci. Total Environ.* 331: 143-155.
- Vorkamp, K., Thomsen, M., Falk, K., Leslie, H., Møller, S. and Sørensen, P.B. 2005. Temporal Development of Brominated Flame Retardants in Peregrine Falcon (*Falco peregrinus*) Eggs from South Greenland (1986-2003). *Environ. Sci. Technol.* 39: 8199-8206.
- Vulykh, N., Dutchak, S., Mantseva, E. and Shatalov, V. 2004. EMEP contribution to the preparatory work for the review of the CLRTAP protocol on persistent organic pollutants. New Substances: Model assessment of potential for long-range transboundary atmospheric transport and persistence of PentaBDE. EMEP MSC-E Information Note 10/2004. Metrological Synthesizing Centre-East.
- Wang, D., Cai, Z., Jiang, G., Leung, A., Wong, M.H. and Wong, W.K. 2005. Determination of polybrominated diphenylethers in soil and sediment from an electronic waste recycling facility. *Chemosphere* 60: 810-816.
- Washington State Polybrominated Diphenyl Ether (PBDE) Chemical Action Plan: Draft Final Plan, December 1, 2005.
- Weber, R. and Kuch, B. 2003. relevance of BFRs and thermal conditions on the formation pathways of brominated and brominated-chlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans. *Environ. Int.* 29: 699-710.
- Weiss, J., Meijer, L., Sauer, P., Lindeholm, L., Athanasiadis, I. and Bergman, Å. 2004. PBDE and HBCDD levels in blood from Dutch mothers and infants. The third international workshop on brominated flame retardants, BFR 2004.
- Wilford, B.H., Shoeib, M., Harner, T., Zhu, J. and Jones, K.C. 2005. Polybrominated Diphenyl Ethers in Indoor Dust in Ottawa, Canada: Implications for Sources and Exposure. *Environ. Sci. Technol.* 39(18): 7027-7035.
- Wolkers, H., van Bavel, B., Derocher, A.E., Wiig, Ø., Kovacs, K.M., Lydersen, C. and Lindström, G. 2004. Congener-Specific Accumulation and Food Chain Transfer of Polybrominated Diphenyl Ethers in Two Arctic Food Chains. *Environ. Sci. Technol.* 38: 1667-1674.
- Xin-Ming Wang, Ding, X., Mai, B-X., Xie, Z-Q., Xiang, C-H., Sun, L-G., Sheng, G-Y., Fu, J-M. and Zeng, E.Y. 2005. Polybrominated Diphenyl Ethers in Airborne Particulates Collected During a Research Expedition from the Bohair Sea to the Arctic. *Environ. Sci. Technol.* 39: 7803-7809.

Zegers, B.N., Lewis, W.E. and Boon, J.P. 2000. Levels of Some Polybrominated Diphenyl Ether (PBDE) Flame Retardants in Dated Sediment Cores. *Organohalogen Compounds*, 47: 229-232.

Zegers, B.N., Lewis, W.A., Booij, K., Smittenberg, R.H., Boer, W., de Boer, J. and Boon, J.P. 2003. Levels of polybrominated diphenyl ether flame retardants in sediment cores from Western Europe. *Environ. Sci. Technol.* 37: 3803-3807.

Zennegg, M., Kohler, M., Gerecke, A.C. and Schmid, P. 2003. Polybrominated diphenyl ethers in whitefish from Swiss lakes and farmed rainbow trout. *Chemosphere* 51: 545-553.

Zhou, T., Ross, D.G., DeVito, M.J. and Crofton, K.M. 2001. Effects of short-term in vivo exposure to polybrominated diphenyl ethers on thyroid hormones and hepatic enzyme activities in weanling rats. *Toxicol. Sci.* 61: 76-82.

Zhou, T., Taylor, M.M., De Vito, M.J. and Crofton, K.M. 2002. Developmental exposure to brominated diphenyl ethers results in thyroid hormone disruption. *Toxicol. Sci.* 66: 105-116.
