



Distr.: General
4 de diciembre de 2008



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

Español
Original: Inglés

Convenio de Estocolmo sobre contaminantes orgánicos persistentes
Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes
Tercera reunión
Ginebra, 19 a 23 de noviembre de 2007

Informe del Comité de Examen de los contaminantes orgánicos persistentes sobre la labor realizada en su tercera reunión

Adición

Perfil de riesgo del pentaclorobenceno

En su tercera reunión, el Comité de Examen de los contaminantes orgánicos persistentes aprobó el perfil de riesgo del pentaclorobenceno, sobre la base del proyecto contenido en el documento UNEP/POPS/POPRC.3/15. El texto del perfil de riesgo, en su forma enmendada, figura a continuación. El texto en inglés no ha sido objeto de una corrección editorial oficial.

Pentaclorobenceno

Perfil de riesgos

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

Noviembre de 2007

Índice

Resumen Ejecutivo	4
1. Introducción	5
1.1 Identidad química de la sustancia propuesta	5
1.1.1 Nombres y números de registro	5
1.1.2 Estructura	5
1.1.3 Propiedades físico-químicas	5
1.2 Conclusión del Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes acerca de la información del anexo D sobre el pentaclorobenceno	5
1.3 Fuentes de datos	6
1.4 Situación del producto químico en el marco de los convenios internacionales	6
2. Información resumida relativa al perfil de riesgos	6
2.1 Fuentes	6
2.1.1 Producción, comercio, existencias	6
2.1.2 Usos	6
2.1.3 Liberación al medio ambiente	7
2.2 Destino en el medio ambiente	9
2.2.1 Persistencia	9
2.2.2 Bioacumulación	10
2.2.3 Transporte a larga distancia en el medio ambiente	10
2.3 Exposición	11
2.3.1 Niveles en matrices abióticas de regiones remotas	11
2.3.2 Niveles en la biota de regiones remotas	11
2.3.3 Niveles en regiones templadas, incluidas las tendencias	12
2.3.4 Exposición humana	13
2.3.5 Biodisponibilidad	13
2.4 Evaluación de riesgos para puntos terminales de interés	14
2.4.1 Toxicidad	14
2.4.2 Ecotoxicidad	17
3 Síntesis de la información	18
4 Conclusión	19
Referencias	20

Resumen Ejecutivo

La Comunidad Europea y sus Estados miembros que son Partes en el Convenio de Estocolmo han propuesto que el pentaclorobenceno (PeCB) se incluya en el Convenio. El Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes llegó a la conclusión de que el PeCB cumplía los criterios de selección estipulados y decidió establecer un grupo de trabajo especial para que siguiera examinando la propuesta.

La mayoría de los países que presentaron información a la secretaría del PNUMA informaron de que no producían ni usaban PeCB (Alemania, Canadá, Lituania, Mauricio, República Checa, Turquía), lo que concuerda con los datos que figuran en el expediente presentado. Anteriormente el PeCB se utilizaba como componente de productos con bifenilos policlorados (PCB), en aceleradores de tintura, como fungicida y en sustancias piroretardantes y como intermediario químico, por ejemplo, en la producción de quinceno. Los principales productores de quinceno de los Estados Unidos de América y Europa han cambiado el proceso de elaboración para eliminar este uso del PeCB. El PeCB también se encuentra en baja concentración como impureza en varios herbicidas, plaguicidas y fungicidas. En los Estados Unidos, algunos productores de plaguicidas han cambiado sus procesos de fabricación para reducir la concentración de impurezas de hexaclorobenceno (HCB) en sus productos y tal vez esos cambios hayan llevado a su vez a la reducción de la concentración de contaminantes con PeCB. El PeCB también es un producto de degradación de bajo nivel de algunos plaguicidas. La bibliografía indica que el PeCB no tiene importancia comercial. No se ha informado de comercio ni de existencias del producto.

En la actualidad el PeCB ingresa en el medio ambiente desde distintas fuentes, de las cuales la principal es el PeCB como subproducto de la combustión incompleta. No obstante, hay considerable incertidumbre sobre la liberación de PeCB de distintas fuentes y sólo se dispone de datos de los Estados Unidos y el Canadá. Los escasos datos disponibles dificultan el cálculo preciso de las emisiones y las tendencias mundiales. Las emisiones mundiales anuales de PeCB se estiman, según la base de datos del Inventario de Liberación de Sustancias Tóxicas (TRI) de los Estados Unidos, en 85.000 kg por año.

El PeCB debe considerarse persistente en razón de los períodos de semidesintegración estimada y experimental en la atmósfera, el suelo, los sedimentos y el agua. Según los datos disponibles, el PeCB tiene un potencial de bioacumulación elevado. Los valores de log Kow fluctúan entre 4,88 y 6,12, con valores recomendados de 5,17 a 5,18. Los valores del factor de bioconcentración (FBC) oscilan entre 1.085 y 23.000 l/kg en peces, entre 833 y 4.300 l/kg en moluscos y entre 577 y 2.258 l/kg en crustáceos. Dado que la biotransformación del PeCB será insignificante y la sustancia es sumamente hidrofóbica, el compuesto podría tener un potencial de biomagnificación elevado.

El PeCB es moderadamente tóxico para los seres humanos y no está clasificado como carcinogénico. La Unión Europea clasificó el PeCB como sustancia muy tóxica para organismos acuáticos (LC50 en peces, dafnia y algas ≤ 1 mg/l). Se dispone de escasos datos sobre la ecotoxicidad para organismos terrestres y se carece de datos sobre la toxicidad para las aves.

Las características físicas y químicas, como la solubilidad en agua, la presión de vapor y la constante de la Ley de Henry, están dentro del rango de otros contaminantes orgánicos persistentes. El PeCB puede fotooxidarse en la atmósfera, mayormente por medio de reacciones con radicales hidroxilo (OH). No obstante, se ha informado de períodos de desintegración estimados del PeCB en el aire de 45 a 467 días. Sobre la base de sus características físicas y químicas y la persistencia en el aire, el PeCB tiene potencial de transporte a larga distancia en la atmósfera. Ello está respaldado por la presencia de PeCB en compartimentos ambientales, incluida la biota, de regiones remotas.

El PeCB está ampliamente diseminado en el medio ambiente mundial. Se dispone de mediciones de los niveles de PeCB en medios bióticos y abióticos de zonas remotas como el medio ambiente ártico o antártico, así como datos de vigilancia del PeCB en medios bióticos y abióticos de zonas templadas. En general, los datos de los países desarrollados indican que las concentraciones de PeCB en las zonas templadas del mundo parecen estar disminuyendo. Sólo se dispone de datos recientes de las regiones ártica y antártica, lo que no permite establecer una tendencia.

Sobre la base de las pruebas disponibles, es probable que, como resultado de su transporte a larga distancia en el medio ambiente, el PeCB provoque efectos adversos significativos en la salud humana o el medio ambiente, de manera que se justifica la adopción de medidas a nivel mundial.

1. Introducción

La Comunidad Europea y sus Estados miembros que son Partes en el Convenio de Estocolmo han propuesto que el PeCB se incluya en los anexos A, B o C del Convenio, con arreglo al párrafo 1 del artículo 8 del Convenio. La propuesta original completa figura en el documento UNEP/POPS/POPRC.2/INF/5. En el documento UNEP/POPS/POPRC.2/13 figura un resumen de la propuesta preparada por la secretaría.

La aceptación de la propuesta original para su examen ulterior por el Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes significa que las propiedades de la sustancia satisfacen los criterios de selección establecidos en el anexo D del Convenio. El paso siguiente es la elaboración de un perfil de riesgos para la sustancia, como se estipula en el anexo E. Este proyecto de perfil de riesgos ha sido preparado de conformidad con la decisión del Comité, adoptada en su segunda reunión celebrada en noviembre de 2006, de establecer un grupo de trabajo especial para seguir examinando la propuesta de conformidad con las disposiciones del Convenio (decisión POPRC-2/7).

Todos los datos de este documento se presentan de conformidad con el Sistema Internacional de Unidades y, por consiguiente, muchas unidades se han recalculado a partir de otras unidades registradas en los datos fuente. Además, todas las concentraciones se presentan sobre la base de kg o l (por ejemplo, µg/kg o ml/l).

1.1 Identidad química de la sustancia propuesta

1.1.1 Nombres y números de registro

El PeCB pertenece al grupo de los clorobencenos, que se caracterizan por un anillo de benceno en el que los átomos de hidrógeno son reemplazados por uno o más átomos de cloro. Los clorobencenos son compuestos neutros y térmicamente estables, cuya estabilidad y puntos de fusión y ebullición aumentan en función del número de átomos de cloro. El PeCB tiene muy baja solubilidad en agua (Rossberg y otros, 2006).

Nombre químico IUPAC: benceno, pentacloro-

Nombre químico CAS:

Sinónimos: 1,2,3,4,5-PeCB; PeCB; PCB; PeCB; QCB; quintoclorobenceno

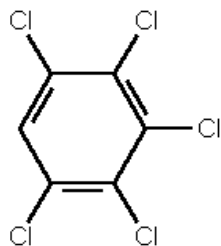
Número de inscripción del CAS: 608-93-5

Número en el EINECS: 210-172-0

Nombres comerciales: -

1.1.2 Estructura

1,2,3,4,5-pentaclorobenceno



1.1.3 Propiedades físico-químicas

Mackay y otros (2006) presentaron un valor recomendado de 0,11 Pa a 20 °C. La solubilidad en agua a 25 °C osciló entre 0,135 y 3,46 mg/l, en tanto que el valor recomendado en otras fuentes fue aproximadamente de 0,55 mg/l. Los valores de log Kow de Mackay y otros (2006) fluctuaron entre 4,88 y 6,12. Esta fuente y las bases de datos PHYSPROP y CHEMFATE recomendaron valores de 5,17 a 5,18 como los más fiables. En el cuadro 1.1 del anexo II del documento UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21 figura una lista completa de las propiedades físicas y químicas del PeCB.

1.2 Conclusión del Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes acerca de la información del anexo D sobre el pentaclorobenceno

El Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes aplicó en su segunda reunión del 6 al 10 de noviembre de 2006 los criterios de selección señalados en el anexo D del Convenio de Estocolmo y decidió, de conformidad con el

apartado a) del párrafo 4 del artículo 8 del Convenio, que el PeCB cumplía los criterios de selección. Decidió además, de conformidad con el párrafo 6 del Artículo 8 del Convenio y el párrafo 29 de la decisión SC-1/7 de la Conferencia de las Partes en el Convenio de Estocolmo, establecer un grupo de trabajo especial para que examinara la propuesta más a fondo y elaborara un proyecto de perfil de riesgos con arreglo al anexo E del Convenio. Invitó, de conformidad con el apartado a) del párrafo 4 del artículo 8 del Convenio, a las Partes y a los observadores a que remitieran a la secretaría la información estipulada en el anexo E del Convenio antes del 2 de febrero de 2007.

1.3 Fuentes de datos

La información sobre fuentes de datos (referencias y otra bibliografía) figura en los anexos I y III del documento UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21. Cuando se citan (con o sin modificaciones) otros estudios, se incluyen las referencias que figuran en el estudio original. Éstas no se indican por separado en la lista de referencias. Las siguientes Partes y observadores han respondido al pedido de información que se consigna en el anexo E del Convenio: Alemania, Canadá, Estados Unidos de América, Japón, Lituania, Mauricio, República Checa, Suiza, Turquía, Red Internacional de Eliminación de COP (IPEN) y Consejo Internacional de Asociaciones Químicas/Consejo Mundial sobre el Cloro (ICCA/WCC).

1.4 Situación del producto químico en el marco de los convenios internacionales

El PeCB no está incluido en ningún convenio internacional. En 2006 la Comisión Europea presentó a la secretaría ejecutiva de la Comisión Económica de las Naciones Unidas para Europa (CEPE) una propuesta para incluir el PeCB en el Protocolo de la Convención de 1979 sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a larga distancia sobre contaminantes orgánicos persistentes (Comisión Europea, 2007). El objetivo de dicho Protocolo es controlar, reducir o eliminar las descargas, emisiones y pérdidas de contaminantes orgánicos persistentes. El Grupo de tareas sobre COP de la CEPE determinó las opciones siguientes para la posible inclusión del PeCB en el Protocolo:

- a) Incluir el PeCB en el anexo I del Protocolo para prevenir su producción y uso;
- b) Incluir el PeCB en los anexos I y III del Protocolo. [ECE/EB.AIR/WG.5/2007/14]

El PeCB figura como sustancia prioritaria en la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea (2000/60/CE). En la lista de sustancias prioritarias se incluyen las sustancias peligrosas prioritarias que presentan riesgos importantes para el medio costero, marino y de agua dulce. La descarga, emisión y pérdida de estas sustancias deberá cesar o eliminarse gradualmente dentro de los 20 años desde la aprobación de la Directiva. La Comisión Europea ha propuesto la inclusión del PeCB como sustancia peligrosa prioritaria [COM (2006) 397 final]. El PeCB fue incluido en la lista de sustancias candidatas de 1998 del Convenio para la protección del medio marino del Atlántico Norte (Convenio OSPAR) (OSPAR, 1998).

2. Información resumida relativa al perfil de riesgos

2.1 Fuentes

La producción, los usos y las fuentes de descarga se han descrito exhaustivamente en los dos documentos presentados por el Canadá (Gobierno del Canadá, 1993, 2003), la propuesta de estrategia de gestión de los riesgos del PeCB del Canadá (Ministerio del Medio Ambiente del Canadá, 2005) y el documento presentado por el ICCA/WCC (2007). Asimismo, se extrajo más información de los documentos presentados por otras Partes y observadores, y de la bibliografía pública.

2.1.1 Producción, comercio, existencias

En el documento de presentación del PeCB se informa de que ya no se produce PeCB en Europa ni América del Norte (Van de Plassche y otros, 2002). La lista de sustancias químicas de la Unión Europea no contiene usos de PeCB como HPVC ni LPVC (<http://ecb.jrc.it/esis/>). La mayoría de los países que presentaron información a la secretaría del PNUMA no indicaron producción alguna (Alemania, Canadá, Estados Unidos de América, Lituania, Mauricio, República Checa y Turquía). Tampoco se menciona producción intencional en el documento presentado por el ICCA/WCC y, según la Enciclopedia de química industrial de Ullmann, el PeCB carece de importancia económica (Rossberg y otros, 2006). No se ha informado de comercio ni de existencias de la sustancia.

2.1.2 Usos

El Canadá y los Estados Unidos han informado de que actualmente no hay demanda comercial interna de PeCB y de que la sustancia no se utiliza como producto final. La Enciclopedia de química industrial de Ullmann no menciona usos actuales

de PeCB (Rossberg y otros, 2006). No obstante, en la bibliografía se mencionan distintos usos en el pasado y usos no intencionales de PeCB:

1. El PeCB era un componente de una mezcla de clorobencenos usados para reducir la viscosidad de productos de PCB utilizados para la transmisión de calor (Ministerio del Medio Ambiente del Canadá, 2005), pero las nuevas normas que prohíben nuevos usos de fluidos dieléctricos que contienen PCB causaron una disminución en el uso de PeCB después de 1980. Como en América del Norte y Europa aún se utiliza PCB en algunos equipos eléctricos obsoletos, hay una baja probabilidad de descargas de PeCB de esta fuente (Ministerio del Medio Ambiente del Canadá, 2005). También cabe suponer que en otras partes del mundo se siguen usando PCB y que algunos contienen PeCB. En muchos países del mundo se están dejando de usar los PCB, de manera que se prevé que las emisiones de PeCB conexas disminuirán con el correr del tiempo.
2. En el pasado había PeCB y tetraclorobenceno (TeCB) en aceleradores de tintura. Se ha puesto fin a las aplicaciones en aceleradores de tintura (Ministerio del Medio Ambiente del Canadá, 2005). Del documento publicado por el Canadá no se desprende claramente si en estos aceleradores se usaba PeCB, TeCB o ambos.
3. El PeCB puede encontrarse como impureza en algunos herbicidas, plaguicidas y fungicidas que actualmente se utilizan en el Canadá (Ministerio del Medio Ambiente del Canadá, 2005). El Organismo para la Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos de América (USEPA) realizó un estudio para evaluar el riesgo de contraer cáncer por la inclusión en la dieta de hexaclorobenceno y PeCB como impurezas en el clorotalonilo, el pentacloronitrobenzoceno, el picloram y otros plaguicidas. Se encontró PeCB en el pentacloronitrobenzoceno (quintoceno), el endosulfán, el clorpirifosmetil, la atracina y el clopiralid, pero no en la simacina, el clorotalonilo, el picloram ni en el dacthal (USEPA, 1998). El hexaclorobenceno de calidad técnica (HCB) contiene aproximadamente un 98% de HCB, 1,8% de PeCB y un 0,2% de 1,2,4,5-tetraclorobenceno (Organización Mundial de la Salud-Programa Internacional de las Sustancias Químicas (OMS-IPCS), 1997). Dado que el HCB ya figura en los anexos A y C del Convenio de Estocolmo, cabe suponer que reviste escasa importancia como fuente de PeCB. No se conoce su situación actual en relación con otros plaguicidas.
4. En OMS-IPCS (1991) se menciona el uso de PeCB como producto químico intermedio. Hasta ahora sólo se encontró en la bibliografía mención de su uso como producto intermedio en la fabricación de pentacloronitrobenzoceno (quintoceno). Este fungicida contiene PeCB como impureza. Van de Plassche y otros (2002) informaron de la producción de quintoceno en distintos países e indicaron que se desconocía su uso en países que no pertenecían a la región de la CEPE. Afirmaron: “Actualmente se fabrica quintoceno mediante un proceso de producción que no utiliza PeCB. Amvac no conoce ningún productor de quintoceno que actualmente utilice PeCB como materia prima. Llegan a la conclusión de que es improbable que haya existencias de quintoceno que contengan cantidades significativas de PeCB”. En ICCA/WCC (2007) Feiler (2001) informa de que ahora se fabrica quintoceno por medio de la cloración de nitrobenzoceno en lugar de usar PeCB como producto intermedio. Los datos disponibles indican que ha disminuido el uso de PeCB en la elaboración de quintoceno. No obstante, esta conclusión se basa en datos correspondientes únicamente a Europa y América del Norte.
5. Es posible que en el pasado se haya usado PeCB como fungicida y pirorretardante (Van de Plassche y otros, 2002). En OMS-IPCS (1991) se indica que anteriormente se usaba PeCB como plaguicida para combatir el caracol taladrador. No se han encontrado otras fuentes sobre estas aplicaciones.
6. El Canadá importaba menos de 0,1 kg por año de pentacloroenceno puro desde los Estados Unidos para su uso como reactivo de laboratorio (Gobierno del Canadá, 1993). También se menciona (Gobierno del Canadá, 2003) el uso como reactivo de laboratorio, sobre la base de datos de 1995. No se dispone de datos sobre la situación actual.

De los datos presentados y la información disponible en la bibliografía, es evidente que la producción y el uso de PeCB en Europa y América del Norte es insignificante. La situación en otras partes del mundo no es tan clara.

2.1.3 Liberación al medio ambiente

En la propuesta de estrategia de gestión de los riesgos del PeCB preparada por el Ministerio del Medio Ambiente del Canadá en 2005, se indican varios medios por los cuales puede liberarse PeCB al medio ambiente canadiense (Ministerio del Medio Ambiente del Canadá, 2005). En el Canadá las principales fuentes de liberación son la quema en barriles de residuos domésticos, las instalaciones de tratamiento de la madera y los postes de electricidad en uso, la utilización de plaguicidas, los derrames y la limpieza de fluidos dieléctricos, la incineración de desechos municipales sólidos, la incineración de desechos peligrosos, la producción de magnesio, el uso de solventes y el transporte a larga distancia. Como fuentes posibles de liberación se mencionan la producción de magnesio (menos del 2% de las liberaciones anuales totales), los solventes clorados (insignificante), la fabricación de cobre y aluminio secundario (no se dispone de datos), la fabricación de productos químicos (improbable), las siderometalúrgicas y fundiciones (datos escasos), las refinerías de petróleo (improbable), las instalaciones de tratamiento de aguas de desecho (improbable), las fábricas textiles (improbable)

y el transporte a larga distancia (cantidad desconocida, aunque se prevé su disminución) (cuadro 2.1 del anexo II del documento UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21).

Las fuentes de liberación y las fuentes posibles se describen pormenorizadamente en el estudio del Ministerio del Medio Ambiente del Canadá, 2005. La liberación total indicada en la estrategia de evaluación de los riesgos del PeCB (Ministerio del Medio Ambiente del Canadá, 2005) de 41,9 kg/año es 10 veces menor que la liberación de > 580 kg/año que se indica para el PeCB en el informe de evaluación de la lista de sustancias prioritarias (Gobierno del Canadá, 1993) presentado por el Canadá para la elaboración de este perfil de riesgos. Las fuentes más importantes que figuran en el informe de gestión de los riesgos del Canadá (Ministerio del Medio Ambiente del Canadá, 2005), la quema en barriles de residuos domésticos (21,93 kg/año), la incineración de desechos municipales sólidos (2,36 kg/año), la incineración de desechos peligrosos (1,84 kg/año) y la producción de magnesio (1,53 kg/año), no se habían mencionado como fuentes en 1993.

Los datos sobre liberación de PeCB en los Estados Unidos figuran en el Inventario de Liberación de Sustancias Tóxicas (TRI) del USEPA (US EPA 2007a, <http://www.epa.gov/tri/tridata/index.htm#pdr>). El TRI incluye datos de liberación para el período 2000 – 2004. Las liberaciones totales fluctúan entre 1.512 y 763 kg de PeCB/año e incluyen las emisiones a la atmósfera, las descargas en aguas superficiales, la inyección subterránea, las liberaciones in situ a la tierra y el transporte a otros sitios para su eliminación. Entre 2000 y 2004 las emisiones a la atmósfera fueron de 74, 34, 37, 40 y 100 kg/año, respectivamente. Las descargas en agua fueron del mismo orden de magnitud (véase el cuadro 2.2 del anexo II del documento UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21). En sus observaciones, los Estados Unidos también indicaron que los datos del TRI sobre “liberaciones in situ y ex situ” incluyen cantidades que no se liberarían al medio ambiente porque estaban sujetas a tratamiento u otras actividades de ordenamiento. Los datos del TRI no abarcan todos los sectores industriales, lo que significa que las liberaciones totales en los Estados Unidos podrían ser muy superiores a las indicadas. Aún no se dispone de datos de liberaciones de otros países.

El ICCA/WCC presentó un documento en el que da una estimación de las emisiones mundiales anuales de PeCB basada en los datos del TRI (ICCA/WCC, 2007). Se ha observado la formación de PeCB en la combustión de desechos sólidos municipales. La variación en los factores de emisión de que se informó obedecía principalmente a diferencias en las condiciones de combustión y no a la composición del combustible o el contenido de los desechos. La combustión de PVC podría ser una fuente de formación de PeCB (Kim y otros, 2004; Aracil y otros, 2005; Muller y otros, 1997), aunque la importancia relativa de esta fuente es motivo de debate. Hay otros procesos que producen una variedad de aromáticos clorados que podrían contribuir a la formación de PeCB, aunque hasta ahora no se haya detectado PeCB ni informado de ello. Según ICCA/WCC (2007), las emisiones mundiales anuales de PeCB estimadas son de 85.000 kg/año, unas 2.000 veces más que las emisiones estimadas para el Canadá y 850 veces la liberación total de los Estados Unidos. La mayoría de las fuentes de emisión indicadas coinciden con las que figuran en el documento de gestión de los riesgos del Canadá (Ministerio del Medio Ambiente del Canadá, 2005), pero otras no. El estudio del ICCA/WCC no incluye la incineración de desechos peligrosos ni las instalaciones de tratamiento de la madera, en tanto que la combustión de carbón y la combustión de biomasa, que representan la mitad de las emisiones mundiales totales, no figuran en el estudio canadiense. Otras fuentes de PeCB podrían ser la degradación de quintoceno, la producción de dióxido de titanio, el tratamiento de minerales para la producción de metales, como el magnesio, el cobre, el niobio y el tántalo (ICCA/WCC, 2007, citando a Beck y Hansen, 1974; Knutzen y Oehme, 1989; Doering y otros, 1992; y Vogelgesang, 1986). No se suministran estimaciones cuantitativas, pues no se dispone de información cuantitativa para fundamentarlas. Aunque se considera improbable que la fabricación de productos químicos sea una fuente, las mayores concentraciones de clorobenceno en sedimento en el Canadá de que se informa se han observado cerca de instalaciones industriales (Gobierno del Canadá, 2003).

En suma, el PeCB puede ingresar al medio ambiente desde distintas fuentes, de las cuales el PeCB como subproducto de la combustión incompleta es actualmente la más importante. Casi todos los combustibles contienen cloro, especialmente la biomasa y los desechos. Es posible que se produzca PeCB como subproducto en reacciones industriales de clorado, lo que probablemente represente una parte de las emisiones comunicadas. Se dispone de pocos datos, o de ninguno, sobre algunas fuentes posibles, como las instalaciones de procesamiento de cobre y aluminio, y las siderometalúrgicas. Los datos que figuran en los distintos documentos permiten esperar una disminución de las liberaciones causadas por el uso intencional pasado, debido a la eliminación gradual del uso de PeCB. En el caso de las liberaciones no intencionales como subproducto de la combustión, cabe esperar una disminución en los casos en que se han adoptado medidas para reducir las liberaciones de otros subproductos y emisiones. La estimación mundial debería tener en cuenta estas incertidumbres y las variaciones en los procesos industriales y el manejo de desechos entre los distintos países.

2.2 Destino en el medio ambiente

2.2.1 Persistencia

Se puede producir la fotooxidación del PeCB (PeCB) en la atmósfera, mayormente por medio de reacciones con los radicales del hidroxilo (OH) (CEPA, 1993). No se dispone de datos experimentales sobre la degradación en la atmósfera, pero el período de semidesintegración estimado del PeCB es de 45 a 467 días. El período de semidesintegración del PeCB en el aire sobre la base de reacciones con los radicales del hidroxilo es 277 días (EPISUITE, USEPA, 2007b). Vulykh y otros (2005) calculan un período de semidesintegración en el aire de 65 días a partir de datos de modelos. Esta estimación es el resultado de la degradación, así como de la deposición seca y húmeda y el intercambio gaseoso con distintas superficies. El período de semidesintegración atmosférica del PeCB debido al proceso de degradación se estima en sólo 155 días.

Mediante la prueba OCDE TG 301C se determinó que el PeCB no era biodegradable (NITE, 2007). La fotodegradación en aguas superficiales es rápida debido a la radiación de la luz solar: una pérdida del 41% a las 24 horas (HSDB, febrero de 2000). Se calculó que el período de semidesintegración del PeCB en aguas superficiales fluctuaba entre 194 y 1.250 días, mientras que el período de semidesintegración estimado para la biodegradación anaeróbica en aguas profundas oscilaba entre 776 y 1.380 días (CEPA, 1993).

Wang y otros (1994) investigaron el PeCB en suelo enriquecido (4,5 µg/kg) y suelo modificado por fangos cloacales (3 µg/kg) a 20-30 °C. La mitad de la dosis de PeCB se pierde rápidamente por volatilización, seguida de degradación con períodos de semidesintegración de 187 días (suelo enriquecido, 1,4% de materia orgánica) a 1.550 días (suelo modificado, 4,5% de materia orgánica). La formación de desechos ligados es una vía de disipación en el suelo de importancia relativa. Scheunert y otros (1985) recuperaron el 1% de una dosis de 2 mg/kg como desecho ligado después de 126 días. En condiciones aeróbicas, el PeCB tiene persistencia en el suelo.

Beck y Hansen (1974) establecieron un período de semidesintegración basado en muestras duplicadas de 194 a 345 días en suelo franco arenoso aeróbico (1,9% de materia orgánica a 18-20°C) tratado con dosis de 7 mg/kg. Las desviaciones típicas fueron del 20% al 25%. En consecuencia, los límites de confianza del 95% son de 112-726 y 289-3.176 días. Habida cuenta de que los valores se basaron en duplicados, el rango total de 112 a 3.176 días representa los resultados experimentales. Los suelos se mantuvieron en cubos de 10 l cubiertos con dos sábanas de plástico. Durante el experimento, que duró 600 días, se compensaron las pérdidas de agua; aparentemente el contenido total de agua del suelo se evaporaba cada 100 días (Bro-Rasmussen y otros, 1970). Los valores comunicados de desaparición se basan en $\log(2)/k$ y no en $\ln(2)/k$. En consecuencia, el período de semidesintegración correcto varía de 260 a 7.300 días. Se desconoce el aporte de la volatilización del PeCB a estos valores de semidesintegración.

Susarla y otros (1997) investigaron la degradación de HCB en una lechada metanogénica de sedimento arenoso (<1% de materia orgánica) con agua de lago (1:3 v/v), enriquecida a 1,14 mg/l. Después de que se hubiera degradado el 75% del HCB tras 150 días, la degradación del metabolito primario PeCB siguió una cinética de primer orden con un período de semidesintegración de aproximadamente 50 días a 25 °C. Masunaga y otros (1996) investigaron la degradación del PeCB en sedimentos estuarinos sulfidogénicos que habían estado preexpuestos a distintos productos químicos de las industrias locales. Las lechadas de sedimento contenían 272 g/kg de sólidos, de los cuales el 12% podía perderse por ignición, y se mantuvieron a 25 °C. El período de semidesintegración del PeCB fue de 18 días. En muestras tratadas en autoclave, el período de semidesintegración fue de 990 días.

En los núcleos sedimentarios de Ketelmeer (Países Bajos), enriquecidos selectivamente con HCB para obtener una comunidad anaeróbica dechlorinadora, el PeCB no es persistente: la microflora anaeróbica adaptada resulta en un período de desintegración de unos 6 días a 25 °C cuando está enriquecida a 50 µg/l (Beurskens y otros, 1994). Se incubó anaeróbicamente una mezcla de suelo franco arcilloso (5,38% de materia orgánica) y un medio estéril (50 g de suelo y 70 ml de caldo de cultivo) a temperatura ambiente después de inocularla con una lechada al 10% de un cultivo microbiano adaptado. Se enriqueció el suelo con 14,2 mg/l HCB, 25 mg/l PeCB y 254,1 mg/l 1,2,4-TCB. Las concentraciones de PeCB disminuyeron, con un período de desintegración de aproximadamente 23 días. Después de 80 y 142 días se acumuló clorobenceno como metabolito principal a 1 mmol/l (Ramanand y otros, 1993). Hasta la fecha, sólo se ha aislado una cepa bacteriana que produce dechloración reductiva de clorobenzenos (Adrian y Görisch, 2002).

La comparación entre concentraciones de PeCB en sedimentos de Ketelmeer (Países Bajos) muestreados y medidos en 1972 y concentraciones tomadas en 1988 de capas de sedimento depositadas alrededor de 1970 reveló una disminución pequeña, aunque estadísticamente significativa, del 35%. El HCB había disminuido un 80%. Los bencenos con menos cloros como di- y tetraclorobenceno habían aumentado hasta un 80% (Beurskens y otros, 1993). Los sedimentos del lago Ketelmeer contienen de 9 a 13% de materia orgánica (Aarnoutse y otros, 1996; Cornelissen y Gustafsson, 2004). En un

suelo del Reino Unido (Woburn) en que se había esparcido fango cloacal 25 veces en 20 años (hasta 1961), aproximadamente el 21% del PeCB agregado persistía en el suelo 30 años después de la última aplicación (Wang y otros, 1995). El suelo había recibido fangos que representaban alrededor del 25% de su peso seco. Suponiendo un contenido de materia orgánica en el fango del 80% y una descomposición de la materia orgánica del 2% por año, el contenido medio de materia orgánica era del 15%. La aportación de HCB durante esos años fue unas 4 veces mayor que la de PeCB; los residuos de HCB también disminuyeron al 22% en esos 30 años.

Aún no se dispone de datos experimentales sobre la degradación de PeCB en agua. Se supone que el PeCB se disipa de la fase acuosa al sedimento o a la atmósfera. En condiciones aeróbicas el PeCB es persistente en suelos y sedimentos. En fangos anaeróbicos de agua y sedimento se considera que el PeCB es persistente, excepto a temperaturas superiores a los 10°C en combinación con contenidos bajos de materia orgánica. Un mayor contenido de materia orgánica parece aumentar notablemente la persistencia. En mediciones reales de PeCB sobre el terreno podría sobreestimarse la persistencia como resultado de la formación de PeCB a partir de HCB. Se estima que el verdadero período de semidesintegración del PeCB sobre el terreno es de 6 años en suelos y sedimentos orgánicos en zonas templadas.

Habida cuenta de la magnitud de los períodos de semidesintegración estimados y experimentales en la atmósfera, el suelo, los sedimentos y el agua, el PeCB debería considerarse persistente. La persistencia en el medio ambiente depende de la tasa de fotooxidación, la presencia de oxígeno y la materia orgánica.

2.2.2 Bioacumulación

El PeCB es altamente hidrofóbico. Mackay y otros (2006) informan de valores $\log K_{ow}$ entre 4,88 y 6,12, con valores recomendados de 5,17 a 5,18. Por lo tanto, cabe suponer que el compuesto tiene un potencial de bioacumulación elevado. Los datos que figuran en el cuadro 2.3 del anexo II del documento UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21, que resumen los valores considerados fiables de conformidad con los criterios de Klimisch (Klimisch, 1997), lo confirman.

El factor de bioconcentración (FBC) oscila entre 1.085 y 23.000 l/kg en peces; entre 833 y 4.300 l/kg en moluscos y entre 577 y 2.258 l/kg en crustáceos. Cabe destacar que para el FBC más bajo en peces no se aclaró explícitamente si se habían medido las concentraciones de exposición (Schuler y otros, 2007). Si estos FBC se basan en concentraciones de exposición nominales y no medidas, probablemente sean menores que los FBC “reales” basados en concentraciones medidas.

En suma, estos valores indican que puede considerarse que el PeCB tiene un potencial de bioacumulación elevado. Debido al $\log K_{ow}$ elevado y al hecho de que la biotransformación podría ser insignificante (Schuler y otros, 2006, 2007), el compuesto también podría tener potencial de biomagnificación. No obstante, no se dispone de datos sobre la biomagnificación del PeCB.

2.2.3 Transporte a larga distancia en el medio ambiente

La persistencia total y el potencial de transporte a larga distancia de cinco nuevos contaminantes orgánicos persistentes candidatos (incluido el PeCB) se estimaron mediante la herramienta de preselección de la OCDE correspondiente a esas propiedades utilizando las propiedades de aportación que figuran en los documentos de propuesta presentados al Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes (Wegmann y otros, 2007). La herramienta no permite establecer niveles absolutos en el medio ambiente, pero facilita la comparación con otros contaminantes orgánicos persistentes identificados anteriormente. Los autores llegaron a la conclusión de que, aunque había considerables incertidumbres sobre las características químicas de los cinco productos químicos investigados, los contaminantes orgánicos persistentes candidatos (incluido el PeCB) tienen propiedades de persistencia total y potencial de transporte a larga distancia semejantes a las de algunos contaminantes orgánicos persistentes identificados anteriormente.

También hay pruebas del transporte a larga distancia del PeCB basadas en cálculos de la distancia de transporte de PeCB a través de la atmósfera. Mantseva y otros (2004) elaboraron un modelo de transporte de múltiples componentes para evaluar el transporte a larga distancia en la atmósfera y la deposición de contaminantes orgánicos persistentes. Sobre la base de este modelo de evaluación, para el PeCB se calcula una distancia de transporte en Europa de más de 8.000 km. El modelo se describe en detalle en Vulykh y otros (2005), que estimaron una distancia de transporte de 8.256 km. Sobre la base de concentraciones medidas en muestras de aire de América del Norte, se estimó empíricamente que el transporte a larga distancia en la atmósfera del PeCB era de 13.338 km (Shen y otros, 2005). Esta distancia es superior a la de otros plaguicidas organoclorados que ya figuran en el Convenio y que formaron parte de ese estudio, incluidos la dieldrina, el DDT y el heptacloro.

Los datos de vigilancia también indican que el PeCB es objeto de transporte a larga distancia. Se detectó PeCB en el aire y la lluvia en distintos lugares del mundo, muchos de ellos alejados de sus fuentes. Se detectó PeCB en todas las muestras de aire recogidas en 2000 y 2001 en las 40 estaciones de muestreo en América del Norte (incluidas 5 estaciones en el Ártico).

Las concentraciones medidas fueron relativamente constantes en todo el continente: un promedio de 0,045 ng/m³ con un rango entre 0,017 y 0,136 ng/m³ (Shen y otros, 2005). Según los autores, la reducida variabilidad espacial del hemisferio norte indica que el PeCB tiene un tiempo de residencia en la atmósfera muy largo, lo que permite su distribución amplia en la atmósfera mundial. Se informó de la presencia de PeCB en varias matrices abióticas (aire, agua de lluvia, agua, sedimento y suelo) y bióticas (peces, aves y mamíferos) en regiones remotas, incluidos el Ártico y la Antártida. Esto se describe en forma pormenorizada en la sección sobre Exposición.

En suma, los datos de modelos y de seguimiento del PeCB en la atmósfera, así como sus propiedades químicas, indican que esta sustancia tiene un considerable potencial de transporte a larga distancia en el medio ambiente. La presencia de PeCB en matrices de regiones remotas, algunas en que la presencia sólo puede obedecer al transporte por el aire, respalda la conclusión de que el PeCB es objeto de transporte a larga distancia.

2.3 Exposición

El PeCB está ampliamente difundido en el medio ambiente mundial. Las dos primeras secciones *infra* se centran en los niveles de PeCB en medios abióticos y bióticos de regiones remotas como los medios ártico y antártico. La tercera sección trata de los datos de vigilancia de PeCB en medios abióticos y bióticos de zonas templadas, así como de las tendencias observadas. La última sección se ocupa de la exposición humana.

2.3.1 Niveles en matrices abióticas de regiones remotas

Se han medido concentraciones atmosféricas de PeCB en distintos lugares del mundo. Las concentraciones en aire recogido en Alert (Territorios Nordoccidentales, Canadá) variaron de 0,0031 a 0,135 ng/m³ (Gobierno del Canadá, 1993). Las concentraciones promedio medidas en América del Norte fueron de 0,045 ng/m³, con valores que oscilaron entre 0,017 y 0,136 ng/m³ (Shen y otros, 2005). Estos investigadores también observaron que en las Montañas Rocallosas del Canadá los niveles en la atmósfera de compuestos organoclorados, incluidos PeCB, aumentaban en función de la altura.

Se encontró PeCB en todas las muestras de agua recogidas en un estudio de la distribución de compuestos orgánicos clorados en el Océano Pacífico septentrional, los estrechos de Bering y de Chukchi (ICCA/WCC, 2007, citando a Strachan y otros, 2001). Las concentraciones de PeCB en la fase de disolución fueron en promedio de 0,016 ng/l, en tanto que los sólidos en suspensión representaron sólo una pequeña fracción del PeCB total. Las muestras de sedimentos del fondo extraídas en puertos de Noruega septentrional y la Península de Kola en el Ártico contenían PeCB en concentraciones que fluctuaban entre 2 y 5 µg/kg de peso seco. En muestras tomadas en cuatro lagos árticos de Alaska entre 1991 y 1993, las concentraciones de PeCB fueron en promedio de 0,10 ± 0,10 µg/kg de peso seco (ICCA/WCC, 2007, citando a Allen-Gil y otros, 1997). Las concentraciones en muestras de suelos costeros de Victoria Land (Antártida) variaron entre 0,4 y 1,3 µg/kg de peso seco (Borghini y otros, 2005). En estas muestras de suelo, el PeCB fue el componente orgánico principal. Muir y otros (1995, citado en ICCA/WCC, 2007) informaron de que había PeCB en el sedimento de varios lagos remotos en el Canadá septentrional. Las concentraciones de PeCB en las capas superficiales del sedimento (que representaban el período estimado entre 1979 y 1988) en esos lagos septentrionales fluctuaron entre menos de 0,01 y 0,73 µg/kg de sedimento.

2.3.2 Niveles en la biota de regiones remotas

La contaminación del medio ambiente y la biota en regiones remotas puede amenazar a especies y ecosistemas vulnerables. Se ha detectado PeCB en musgos, peces, huevos de pingüino, focas y mamíferos predadores en las regiones ártica y antártica.

Las concentraciones de PeCB en musgos de las zonas costeras de Victoria Land (Antártida) fluctuaron entre 1 y 2,4 µg/kg de peso seco (Borghini y otros, 2005). Los musgos no tienen un sistema de raíces y dependen principalmente de la deposición atmosférica. Las concentraciones de PeCB medidas en dos tipos de musgos fueron superiores a las de HCB y DDT, otros contaminantes orgánicos persistentes incluidos en el Convenio que también formaron parte de ese estudio. Las concentraciones de PeCB en musgos que crecen en los Andes a una altura de 700 a 4.500 m fluctuaron entre 0,2 y 2,4 µg/kg de peso seco (Grimalt y otros, 2004). Este estudio indica que es posible que el PeCB caiga en una trampa de frío. Se determinó que había una relación inversamente proporcional entre las concentraciones de PeCB y la temperatura. En suelos montañosos de Tenerife se estableció una relación semejante (Ribes y otros, 2002).

Las concentraciones (µg/kg de peso seco) de PeCB en órganos de peces de Alaska y Rusia noroccidental y otras regiones árticas fluctuaron entre 0,06 ± 0,08 y 5,06 µg/kg de peso seco de PeCB (ICCA/WCC, 2007, citando a Allen-Gil y otros, 1997, citando a Muir y otros, 2003, citando a Arend y otros, 2001; Vorkamp y otros, 2004; Corsolini y otros, 2006).

En Groenlandia se encontró PeCB en niveles de 23 µg/kg de peso en lípidos en el hígado de lagópodos (1,5 µg/kg de peso húmedo) y 8 µg/kg de peso en lípidos en músculo de gaviota patinegra (1,1 µg/kg de peso húmedo) (Vorkamp y otros, 2004). Los huevos de pingüinos de Adelia (Antártida) contenían 0,68 µg/kg de peso húmedo de PeCB (Corsolini y otros, 2006).

En la primavera de 1998, cazadores inuit recogieron muestras de tejido de focas oceladas de los lados oriental y occidental de la polinia North Water entre el Canadá y Groenlandia (ICCA/WCC, 2007, citando a Fisk y otros, 2002). La concentración de PeCB (por peso húmedo) en esas muestras fluctuó entre 7,3 ± 1,9 µg/kg en las focas oceladas macho y 8,4 ± 1,1 µg/kg en las hembras del lado occidental. Las focas del lado oriental (Québec) contenían 5,0 ± 0,5 µg/kg (machos) y 7,0 ± 1,5 µg/kg (hembras). Las concentraciones de PeCB en focas del Mar Blanco en Rusia noroccidental recogidas en el período 1992-1998 fluctuaron entre 0,9 (foca barbuda) y 12,0 µg/kg de peso en lípidos (foca de Groenlandia) en su grasa (ICCA/WCC, 2007, citando a Muir y otros, 2003). En 1992 las concentraciones medias de PeCB (± la desviación estándar de las 10 muestras) fue de 11 ± 2,0 ng/g de peso en lípidos, en tanto que la concentración de PeCB en 1998 fue de 5,0 ± 1,8 ng/g de peso en lípidos. Las concentraciones de PeCB en muestras de ballenas francas de cabeza arqueada recogidas entre 1994 y 1998 fueron en promedio de 0,3 ± 0,1 y 0,8 ± 0,1 µg/kg de peso húmedo en el hígado y en la grasa, respectivamente (ICCA/WCC, 2007, citando a Hoekstra y otros, 2002). En la grasa de belugas de la bahía de San Lorenzo (Canadá) se encontró 24,5 (1,56 – 1.510) µg/kg (peso en lípidos) de PeCB en hembras y 144,5 (1,5 – 1.500) µg/kg en machos (ICCA/WCC, 2007, citando a Hobbs y otros, 2003). En Groenlandia, se informó de contenidos en grasa de bueyes almizcleros (capturados entre 1998 y 2001) de 0,32 µg/kg de peso en lípidos de PeCB (lo que equivale a 0,29 µg/kg de peso húmedo) (Vorkamp y otros, 2004).

También se detectó PeCB en osos polares. El compuesto estaba presente en las 15 muestras de grasa y plasma extraídas de osos polares de las islas Svalbard en el Ártico (Gabrielsen y otros, 2004) con una concentración promedio de 7,9 y máxima de 13,9 µg/kg (peso húmedo). Según los autores, se observaron concentraciones semejantes en osos polares de Alaska, el Canadá y Groenlandia oriental. Se estudiaron la concentración y la carga corporal de clorobencenos (incluido el PeCB) en osos polares de distintas edades, antes y después de su ayuno estacional (ICCA/WCC, 2007, citando a Polischuk y otros, 2002). Los autores llegaron a la conclusión de que el PeCB no se metaboliza ni excreta durante el ayuno, lo que se traduce en una mayor concentración del compuesto en el tejido graso. Se informó de que las cantidades en oseznos eran mayores que en los adultos debido al hecho de que los oseznos lactantes reciben una cantidad mayor de PeCB.

También se midió la acumulación de PeCB en el zorro ártico en 1999-2001 (ICCA/WCC, 2007, citando a Hoekstra y otros, 2003). Los animales se recogieron en sitios alejados de asentamientos humanos para reducir al mínimo los efectos producidos por hurgar en la basura. Se recolectaron unos 20 animales en cada sitio. La concentración de PeCB (µg/kg) en zorros árticos fue de 0,61 ± 0,12 en tejido muscular (Arivat), 0,29 ± 0,06 en tejido muscular (Holman), 0,57 ± 0,11 en el hígado (Holman), 0,55 ± 0,20 en tejido muscular (Barrow) y 0,73 ± 0,17 en el hígado (Barrow). Hoydal y Dam (2003) midieron concentraciones de <0,1 a 37 ng/g de peso húmedo en biota tomada en el medio ambiente de las Islas Faroe.

King y otros (2003) estudiaron los clorobencenos derramados tras un accidente ocurrido en el Golfo de San Lorenzo. Se produjo una disminución rápida de tri- a PeCB en cangrejos de las nieves de la zona de muestreo 1 [cerca al derrame] entre 1996 y 1998. De 1998 a 2000 las concentraciones de clorobencenos en esos cangrejos se mantuvieron en niveles bajos. En 1996 las concentraciones de clorobencenos en las zonas 2 a 11 fueron muy inferiores a las de la zona 1, pero no disminuyeron con el paso del tiempo.

2.3.3 Niveles en regiones templadas, incluidas las tendencias

Se dispone de gran cantidad de datos de vigilancia sobre el PeCB detectado en matrices tanto abióticas como bióticas de zonas templadas, mayormente provenientes de países desarrollados. En general, las concentraciones de PeCB en las zonas templadas del mundo parecen estar disminuyendo. Este patrón es característico de la mayoría de los contaminantes orgánicos persistentes. Respecto de las zonas ártica y antártica sólo se dispone de datos recientes, lo que no permite establecer una tendencia.

Un estudio de la influencia de las fuentes de emisión de concentraciones de PeCB en la atmósfera en Alemania mostró que las concentraciones eran mayores en las zonas industriales y urbanas (de 0,057 a 0,286 ng/m³) que en un sitio rural de referencia (0,031 ng/m³) (ICCA/WCC, 2007, citando a Wenzel y otros, 2006). Las concentraciones en el sitio rural son comparables a la concentración atmosférica promedio medida por la Red Integrada de Deposición Atmosférica (IADN) sobre la superficie de los Grandes Lagos en América del Norte en 2000, es decir, unos 0,072 ng/m³ (ICCA/WCC, 2007, citando a Buehler y otros, 2004).

De la existencia de PeCB en núcleos sedimentarios se deduce una tendencia clara a su presencia en el medio ambiente. Los núcleos sedimentarios de la zona industrial del Lago Ontario cercana a la desembocadura del río Niágara (Canadá) indican

un aumento de la concentración de PeCB desde principios de 1900 hasta el período de 1960 a 1970 (con una concentración máxima de más de 100 µg/kg), tras lo cual en 1980 las concentraciones habían disminuido aproximadamente al 10% de su máximo (ICCA/WCC, 2007, citando a Durham y Oliver, 1983, y NYDEC, 1998). También disminuyeron las concentraciones de PeCB en el río Niágara, de 0,351 a 0,093 ng/l en el periodo de 1987 a 1997 (ICCA/WCC, 2007, citando a Williams y otros, 2000). No obstante, los datos del Programa internacional de vigilancia del mejillón sobre el río Niágara no indican una disminución de las concentraciones de PeCB entre 1997 y 2000 en algunos lugares (Ministerio del Medio Ambiente de Ontario, 1999, 2003). Las concentraciones de PeCB en sedimentos del lago Ketelmeer en los Países Bajos disminuyeron un 37% en el periodo de 1972 a 1988 (Beurskens y otros, 1993).

Las concentraciones de PeCB en huevos de gaviota argéntea de la isla de Muggs/punta de Leslie (Canadá) han disminuido de 50 µg/kg en 1970 a valores no detectados por debajo de 1 µg/kg a mediados de la década de 1990 (ICCA/WCC, 2007, citando a Bishop y otros, 1992; Petit y otros, 1994; Pekarik y otros, 1998; Jermyn-Gee y otros, 2005; Havelka, 2006). Calambokidis y otros (1999) estudiaron los contaminantes persistentes en focas comunes (*Phoca vitulina*) en Puget Harbor (Estados Unidos) durante el período de 1984 a 1997. Llegaron a la conclusión de que se registró una disminución del equivalente tóxico por año ($p=0,07$) y que otros plaguicidas también mostraron tendencias generales a la disminución. Ésta fue estadísticamente significativa sólo en los casos del HCB, los clorobencenos totales y los clordanos. En el cuadro 2.4 de matrices abióticas y en el cuadro 2.5 de matrices bióticas del anexo II del documento UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21 sólo se resumen datos recientes (de los últimos 15 años).

En un estudio realizado como parte del Proyecto regional del Danubio para la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea se detectó PeCB en casi todas las muestras de sedimento en concentraciones de 0,0001 a 3,5 mg/kg y en la mayoría de las muestras de sólidos en suspensión en concentraciones de 0,001 a 0,028 mg/kg (Slobodník y Dogterom, 2003). La base de datos de la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR) del Gobierno de los Estados Unidos contiene 41 registros de sitios contaminados con PeCB. En esos sitios las concentraciones máximas de PeCBs fluctúan entre 147 y 5.100 mg/kg en sedimentos y entre 0,43 y 2.040 mg/kg en el suelo. En peces las concentraciones varían de 0,00019 a 2,4 µg/g (ATSDR, 2007). En ninguna de las dos referencias se aclara si los valores se basan en el peso seco o húmedo.

2.3.4 Exposición humana

La exposición ocupacional al PeCB puede producirse mediante la inhalación o el contacto dérmico con el compuesto en los lugares de trabajo en que se produce o utiliza PeCB, como las instalaciones de tratamiento de la madera, los derrames y la limpieza de fluidos dieléctricos, la incineración de desechos municipales sólidos, la incineración de desechos peligrosos y las instalaciones de producción de magnesio. También puede haber exposición en ambientes laborales en que se produce y utiliza el plaguicida quintoceno. La población general puede estar expuesta al PeCB mediante la inhalación de aire en el ambiente y la ingesta de alimentos y de agua. No se han detectado casos de efectos adversos en personas ni en estudios epidemiológicos de poblaciones expuestas al PeCB (Gobierno del Canadá, 1993).

Se ha detectado PeCB en la leche materna y se ha determinado que se acumula en la placenta humana (Shen y otros, 2007). La concentración media de PeCB en la leche materna de mujeres canadienses medida de 3 a 4 semanas después del parto fue < 1 µg/kg (trazas) con un valor máximo de 1 µg/kg. En este estudio, se detectó el compuesto en el 97% de las 210 muestras analizadas (no se especificó el límite de detección ni el periodo del muestreo) (Gobierno del Canadá, 1993, citando a Mes y otros, 1986). En la leche materna de mujeres indígenas canadienses se encontraron “trazas” (< 1 µg/kg) de PeCB en el 17% de las 18 muestras (no se especificó el límite de detección) (Gobierno del Canadá, 1993, citando a Davies y Mes, 1987). Otros dos estudios sobre PeCB en la leche materna mostraron concentraciones en el rango de 1 a 5 µg/kg (OMS/IPCS, 1991). También se midió el PeCB en tejidos grasos abdominales, mamarios y perirrenales de 27 hombres y mujeres finlandeses adultos (Smeds y Saukko, 2001). Se determinó que los trabajadores expuestos al PeCB tenían niveles más altos de la sustancia en la sangre que los grupos de control (Lunde y Bjorseth, 1977).

2.3.5 Biodisponibilidad

En el documento sobre criterios de salud ambiental relativo a los clorobencenos (OMS/IPCS, 1991) se llegó a la conclusión de que había pruebas limitadas de que los residuos de clorobencenos ligados a sedimentos tenían biodisponibilidad para los organismos, es decir que invertebrados acuáticos podían tomar los residuos del sedimento, y las plantas del suelo. Desde entonces, se ha publicado más información sobre la biodisponibilidad de sustancias hidrofóbicas.

La biodisponibilidad de clorobencenos es inversamente proporcional al contenido de carbono orgánico del suelo o el sedimento (Gobierno del Canadá, 2003, citando, por ejemplo, a van Gestel y Ma, 1988; Hulzebos y otros, 1993). Además, en el Informe de seguimiento del Canadá se afirmó que las sustancias persistentes podían mantener su biodisponibilidad

durante períodos prolongados, lo cual aumentaba la probabilidad y la duración del potencial de exposición respecto de sustancias que no son persistentes en el medio ambiente.

Es un hecho generalmente aceptado que no todas las fracciones de contaminantes orgánicos ligados a sedimentos o al suelo son igualmente tóxicas debido a las distintas resistencias a la desorción. Las fracciones de PeCB resistentes y aisladas son menos perjudiciales para el medio ambiente que las fracciones de mayor desorción, labilidad o disponibilidad. La gran fracción de materia orgánica soluble en agua en los sedimentos es potencialmente muy móvil y podría volver a convertirse en una suspensión o lixiviado en la columna de agua superior. Si la mayor parte de los PeCBs se transporta en la materia orgánica soluble como se prevé, es muy probable que el cuerpo de agua se contamine permanentemente desde los sedimentos. Qiao y Farrell (1996) realizaron experimentos con PeCB en la trucha arco iris y llegaron a la conclusión de que el análisis del balance de masas indica que la aparición de hexaclorobifenilo y PeCB en los peces después de 6 días no podía explicarse únicamente por la cantidad del producto químico disuelto en el agua en el momento en que se introdujeron los peces. La absorción del producto químico en peces con la faringe taponada, para eliminar la vía de absorción por el intestino, fue semejante a la de los peces del grupo de control. Dado que el acceso directo a los sedimentos del fondo no alteró la absorción del producto químico, se llegó a la conclusión de que productos químicos hidrofóbicos como el hexaclorobifenilo y el PeCB asociados con sedimentos en suspensión del río Fraser pueden desorberse fácilmente y absorberse por las branquias. Åkerblom (2007) llegó a la conclusión de que la sorción de plaguicidas en partículas orgánicas en pruebas normalizadas de toxicidad es rápida y eficiente, y que las sustancias ligadas al sedimento pueden actuar como depósito que provee permanentemente concentraciones bajas de plaguicida al agua intersticial.

Dado que los contaminantes orgánicos ligados al sedimento o a la materia orgánica también pueden liberarse, una evaluación debería centrarse en la cinética de la sorción y la desorción del PeCB y las circunstancias que la modifican, y no en las afirmaciones sobre biodisponibilidad. Sin embargo, esos datos son escasos.

2.4 Evaluación de riesgos para puntos terminales de interés

2.4.1 Toxicidad

Toxicocinética

Los estudios toxicocinéticos en ratas muestran que después de una dosis oral la sustancia pasa a la sangre y los tejidos (Umegaki y otros, 1993; ICCA/WCC, 2007, citando a Thomas y coautores). Linder y otros (1980) observaron que las ratas alimentadas con PeCB acumularon en el tejido adiposo aproximadamente de 1,5 a 2,2 veces la concentración en la dieta. Umegaki y otros (1993) estudiaron la cinética del PeCB en la sangre y los tejidos de ratas que habían ingerido una única dosis oral por sonda nasogástrica de 15 mg o 20 mg. Se observó PeCB en la sangre, el hígado, los riñones, el cerebro y el tejido graso, así como en las heces (4,8% de la dosis). También se encontró en la sangre el principal metabolito, pentaclorofenol.

Den Besten y otros (1994) estudiaron el perfil urinario de los metabolitos del PeCB en ratas después de una exposición en la dieta durante 13 semanas. El PeCB se transformó en los metabolitos primarios pentaclorofenol, 2,3,4,5-tetraclorofenol, mercaptotetracloro-fenol, el derivado glucurónico del pentaclorotiofenol, y los metabolitos secundarios tetraclorohidroquinona, metiltiotetraclorofenol, sulfóxido de hidroxitetraclorofenilo y bis(metiltio)-tricloraclorofenol. El estudio reveló también que el citocromo P450IIB no mediaba la oxidación de PeCB a 2,3,4,5-tetraclorofenol. En la orina de conejos expuestos a una única dosis oral de PeCB también se observó pentaclorofenol y 2,3,4,5-tetraclorofenol (Slooff y otros, 1991, citando a Kohli y otros, 1976).

Un estudio en coyotes indicó que el PeCB se excreta en las heces (Johnston y otros, 1997). Se expuso a los coyotes a PeCB (una dosis única de 130, 260 o 520 mg). En ambas matrices estudiadas, las heces y el tejido adiposo, se encontraron residuos de PeCB. Se detectó PeCB en las heces durante los seis meses siguientes a la administración de la dosis. También se detectaron en las heces los metabolitos pentaclorofenol y 2,3,4,5-tetraclorofenol.

Los datos relacionados con otras vías de exposición distintas de la oral son limitados. En OMS-ICPS (1991) se indica que los clorobenzenos son absorbidos con mayor dificultad por la piel, pero que los niveles del mismo isómero de los clorobenzenos en distintos tejidos parecen ser semejantes, independientemente de la vía de administración. La ingestión de una dosis letal lleva a la parálisis respiratoria, en tanto que la inhalación de dosis elevadas causa irritación local y depresión del sistema nervioso central (OMS-ICPS, 1991).

Toxicidad aguda

Se han realizado ensayos de PeCB en ratas y ratones. Se dispone de resultados de pruebas de toxicidad aguda en casos de exposición oral y dérmica (véase el cuadro 2.6 del anexo II del documento UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21). Las LD₅₀ de PeCB (en aceite de maní, por sonda nasogástrica) fluctuaron entre 940 y 1.125 mg/kg de peso corporal en ratas adultas y

destetadas y entre 1.175 y 1.370 mg/kg de peso corporal en ratones Swiss Webster (Linder y otros, 1980, citado en el estudio del Gobierno del Canadá, 1993). En ambas especies se observaron temblores y disminución de la actividad a dosis subletales; también se observó un agrandamiento de los riñones, el hígado y las glándulas adrenales de las ratas. En algunas ratas se observó hiperemia en la mucosa gástrica y una leve fluorescencia rojiza en el intestino tanto en ratas como ratones bajo luz ultravioleta, lo que parece indicar porfiria (Gobierno del Canadá, 1993). En el estudio de Allen y otros, (1979, citado en Slooff, 1991), se observó una LD50 de 250 mg/kg de peso corporal en ratas. Ariyoshi y otros, 1975 (citado en Slooff, 1991), observaron un aumento del contenido del citocromo P450 en ratas, así como un aumento de la actividad de dos enzimas hepáticas tras la administración oral de 250 mg/kg de peso corporal una vez por día durante 3 días.

Para determinar la LD50 dérmica, se probó en ratas una concentración (2.500 mg/kg de peso corporal), pero no se observaron efectos tóxicos a esta dosis (Linder y otros, 1980, citado en Slooff, 1991). Sobre la base de este estudio se puede establecer una concentración sin efectos observados (NOEC) de >2500 mg/kg de peso corporal para la exposición dérmica.

En la base de datos del Sistema Europeo de Información de Sustancias Químicas (ESIS), el PeCB figura en la categoría R22, peligroso si se ingiere (Oficina Europea de Sustancias Químicas, 2007). En OMS-IPCS (1991) se informó de que los datos sobre el potencial de irritación de la piel y los ojos y el potencial de sensibilización se limitan al 1,2,4-triclorobenceno. No se dispone de datos sobre el PeCB.

Toxicidad subcrónica

Se han realizado pruebas de PeCB en ratas y ratones. El cuadro 2.6 del anexo II del documento UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21 contiene los resultados de las pruebas de toxicidad (sub)crónica de exposición en la dieta. En ratas Sherman a las que se administraron dietas con 500 mg/kg de PeCB y valores superiores (>37,5 mg/kg de peso corporal/día) de PeCB durante 100 días hubo un aumento del peso hepático e hipertrofia de las células hepáticas (Linder y otros, 1980). También hubo aumento del peso hepático y formación de gotículas hialinas renales en machos con niveles de exposición ≥ 125 mg/kg (equivalente a $\geq 8,3$ mg/kg de peso corporal/día). Además, a 1.000 mg/kg (equivalente a 81,1 mg/kg de peso corporal/día en machos y 78,7 mg/kg de peso corporal/día en hembras), se observaron los siguientes efectos: aumento del peso adrenal y focos de atrofia tubular renal e infiltración linfocítica intersticial en machos; aumento del peso renal en hembras; disminución de la hemoglobina y aumento del número de glóbulos blancos en ambos sexos; y disminuciones de los glóbulos rojos y el hematocrito en machos. El nivel sin efectos observados (NOEL) en ratas hembra, derivado de los resultados de este estudio, fue de 250 mg/kg (equivalente a 18,2 mg/kg de peso corporal/día); el nivel mínimo de efectos observados (LOEL) en machos fue de 125 mg/kg (equivalente a 8,3 mg/kg de peso corporal/día) (cálculos del estudio del Gobierno del Canadá, 1993).

En un estudio del Programa Toxicológico Nacional (NTP) (1991) se expuso a ratas y ratones a PeCB en la dieta. Entre otros, se observaron los efectos siguientes: disminución del peso corporal medio de ratas macho con niveles de exposición ≥ 1.000 mg/kg en la dieta y en hembras en todas las concentraciones (≥ 33 mg/kg), aumento del peso hepático absoluto y relativo (33 mg/kg en machos), hipertrofia hepatocelular centrilobular (tan baja como 330 mg/kg en machos), aumento del peso renal y efectos histopatológicos renales con concentraciones tan bajas como 100 mg/kg, efectos nefrotóxicos en hembras (≥ 1.000 mg/kg), aumento de la concentración de proteínas en orina en ratas hembra y macho a ≥ 1.000 mg/kg, disminución de las concentraciones de tiroxina libre y total en ratas macho y hembra, lo que indica hipotiroxinemia moderada, así como anomalías a concentraciones ≥ 330 mg/kg en hembras y ≥ 1.000 mg/kg en machos. También aumentó la incidencia de esperma anormal en machos en ambas concentraciones en la dieta que se estudiaron (330 y 2.000 mg/kg). Sobre la base de las lesiones histopatológicas, los autores estiman que el NOEL es 33 mg/kg en ratas macho y 330 mg/kg en hembras (aproximadamente 2,4 y 24 mg/kg de peso corporal/día, respectivamente) (cálculos del estudio del Gobierno del Canadá, 1993).

En ratones expuestos al PeCB en el mismo estudio NTP (1991), entre otros, se observaron los efectos siguientes: hinchazón del vientre y pelo erizado (2.000 mg/kg), aumento del peso renal (≥ 330 mg/kg en machos), efectos funcionales en la tiroides en todas las concentraciones en ambos sexos (≥ 33 mg/kg) y aumento del peso hepático (a 100 mg/kg en machos). La única lesión histológica relacionada con la exposición en ratones de ambos sexos fue hipertrofia hepatocelular centrilobular y necrosis mínima, observada en todas las concentraciones en machos y a ≥ 330 mg/kg (equivalente a 68 mg/kg de peso corporal/día) en hembras. Sobre la base de las lesiones histopatológicas, los autores estimaron que el NOEL en ratones hembra es de 100 mg/kg (aproximadamente 22 mg/kg de peso corporal/día). No pudo establecerse el NOEL para los machos (LOEL = 33 mg/kg, aproximadamente 5,2 mg/kg de peso corporal/día) (cálculos del estudio del Gobierno del Canadá, 1993).

A diferencia de lo que ocurre con la ingestión, en OMS-ICPS (1991) no se incluyen datos sobre exposición dérmica ni inhalación de PeCB, lo que indica que dichos datos son limitados. Los NOEL más bajos de que se informó respecto de la ingestión de PeCB fluctuaron entre 2,4 y 24 mg/kg por día. La ingestión de dosis elevadas por ratas y ratones dio como resultado toxicidad hepática y renal.

Mutagenicidad y carcinogenicidad

No se dispone de estudios epidemiológicos de poblaciones expuestas ni se encontró información sobre carcinogenicidad en animales experimentales. El PeCB no mostró genotoxicidad en un pequeño número de estudios *in vitro* e *in vivo* de un conjunto limitado de puntos terminales genéticos investigados.

El resultado de la prueba de Ames ha sido negativo para el PeCB (véase el cuadro 2.6 del anexo II del documento UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21). Sobre la base de los datos limitados disponibles, la mutagenicidad en *S. typhimurium* con y sin activación metabólica, los efectos sobre los cromosomas de células de ovario de hámster chino *in vitro*, y los micronúcleos en frotis de sangre periférica de animales en el estudio de toxicidad subcrónica del NPT, se determinó que el PeCB no era genotóxico (Haworth y otros, 1983 y NTP, 1991, citados en el estudio del Gobierno del Canadá, 1993). Varios estudios (Thomas y otros, 1998 y Gustafson y otros, 2000; Ying y otros, 2001) investigaron la actividad de promoción tumoral en ensayos de carcinogenicidad a mediano plazo de distintos isómeros de clorobenceno, incluido el PeCB. Los resultados indicaron que el PeCB promueve la formación de focos preneoplásicos glutatión-S-transferasa positivos en el hígado de ratas, con dietilnitrosamina (DEN) como agente iniciador.

Tanto el Ministerio de Salud del Canadá como USEPA han examinado los datos de toxicidad carcinogénica del PeCB. La clasificación de carcinogénesis por el peso de la prueba se basa en todas las vías de exposición. Ninguno de los grupos obtuvo un valor de riesgo. Ambos grupos llegaron a la conclusión de que no podía clasificarse la sustancia en función de su carcinogenicidad debido a la falta de datos. Ni el Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer (IARC) ni la Unión Europea (base de datos ESIS) clasifican al PeCB como carcinógeno.

Toxicidad reproductiva y para el desarrollo

Entre los estudios disponibles sobre embriotoxicidad, fetotoxicidad y teratogenicidad del PeCB figuran un estudio en ratas y uno en ratones (Villeneuve y Khera, 1975 y Courtney y otros, 1977, citados en el estudio del Gobierno del Canadá, 1993) (véase el cuadro 2.6 del anexo II del documento UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21). Los resultados del estudio de Villeneuve y Khera (1975) indican que el PeCB es fetotóxico (se observó una incidencia elevada de costillas adicionales y defectos esternales en las crías) a dosis de exposición materna de 50 mg/kg de peso corporal/día. La concentración de exposición fue inferior a la que indujo efectos tóxicos en las madres. En ratones no se observaron efectos embriotóxicos, fetotóxicos ni teratogénicos en las crías a dosis que eran tóxicas para las madres (50 mg/kg de peso corporal/día y más) (Courtney y otros, 1977). En el único estudio encontrado sobre toxicidad reproductiva de PeCB, Linder y otros (1980) informaron de que se registraron temblores en cachorros lactantes de madres alimentadas con dosis \geq 250 mg/kg de PeCB (LOAEL = 18,2 mg/kg/día). A dosis de 1.000 mg/kg, la mayoría de los cachorros murieron antes del destete.

En OMS-ICPS (1991), que también cita los estudios *supra*, se llega a la conclusión de que hay algunos indicios de que los bencenos con más cloros (Tri-, tetra- y PeCB) son embriotóxicos o fetotóxicos a niveles de dosis que no son tóxicos para las madres. En OMS-ICPS (1991) también se señala que los datos disponibles no son coherentes y que la toxicidad de los distintos isómeros de los tri- y tetraclorobencenos en las madres y los fetos varía considerablemente. Los niveles con efectos (NOAEL, NOEL) y sin efectos (LOAEL, LOEL) varían entre 17 y 200 mg/kg de PeCB por día.

En los PeCBs se observó alta toxicidad oral con LD50 tan bajas como 250 mg/kg de peso corporal en ratas. De los escasos datos disponibles se desprende que las LD50 dérmicas son mayores. Los datos sobre el potencial de irritación de la piel y los ojos y sobre el potencial de sensibilización son limitados. A diferencia de lo que sucede con la ingestión, en OMS-ICPS (1991) no se suministran datos sobre exposición dérmica ni inhalación de PeCB, lo que indica que los datos pertinentes son limitados. Los NOEL más bajos comunicados para la ingestión de PeCB fueron de 2,4 a 24 mg/kg de peso corporal por día. La ingestión de dosis elevadas por ratas y ratones se tradujo en toxicidad hepática y renal.

El PeCB no mostró genotoxicidad en un pequeño número de estudios *in vitro* e *in vivo* de un conjunto limitado de puntos terminales genéticos investigados. Se dispone de escasos datos sobre mutagenicidad y carcinogenicidad. Tanto el Ministerio de Salud del Canadá como USEPA llegaron a la conclusión de que no podía clasificarse el PeCB en función de su carcinogenicidad en seres humanos debido a la falta de datos. Ni el Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer (IARC) ni la Unión Europea (base de datos ESIS) clasifican al PeCB como carcinógeno. Hay indicios de que el PeCB es embriotóxico o fetotóxico a dosis que no son tóxicas para las madres.

2.4.2 Ecotoxicidad

Toxicidad acuática

Se dispone de datos sobre toxicidad aguda y crónica para organismos tanto de agua dulce (véase el cuadro 2.7 del anexo II del documento UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21) como marinos (véase el cuadro 2.8 del anexo II del documento UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21). Los valores más bajos de toxicidad aguda son 100 µg/l en especies de peces de agua dulce (EC50) y 87 µg/l en un crustáceo marino (LC50). Los valores más bajos de toxicidad crónica (NOEC) son 2 µg/l en un pez de agua dulce y 14 µg/l en un crustáceo marino. Según estos resultados, hay especies sensibles al PeCB tanto en el medio de agua dulce como marino.

La Unión Europea clasificó el PeCB como sustancia muy tóxica para los organismos acuáticos y que puede provocar a largo plazo efectos negativos en el medio ambiente acuático (frases de riesgo N; R50 y R53) (Oficina Europea de Sustancias Químicas, 2007). Esta clasificación se basa en que la sustancia es muy tóxica para peces, dafnia y algas (LC50 ≤ 1 mg/l) y la sustancia no se degrada fácilmente o es bioacumulativa.

Toxicidad en el suelo y los sedimentos

Se dispone de datos limitados en relación con el suelo y los sedimentos. Van Gestel y otros (1991) realizaron ensayos con distintos clorobencenos. Se criaron dos especies de lombrices en un suelo arenoso natural (KOBG) y un suelo normal artificial OCDE. Los valores promedio de LC50 fluctuaron entre 115 y 238 mg/kg de peso seco, en tanto que los valores de LC50 en agua intersticial fluctuaron entre 55,1 y 117,7 µg/l. Van Gestel y otros (1991) llegaron a la conclusión basada en las concentraciones en agua intersticial de que las lombrices son más sensibles al PeCB que los peces, pero esto podría obedecer a diferencias en el diseño de las pruebas.

Sólo se encontró un estudio sobre la toxicidad del PeCB en plantas. Se realizaron pruebas por duplicado en que plantones de *Lactuca sativa* se cultivaron en suelo OCDE contaminado con PeCB. Los plantones se cosecharon después de 7 y 14 días. Los valores de EC50 variaron entre 56 y 862 mg/kg de peso seco (Hulzebos y otros, 1993). Ensayos en solución dieron por resultado un EC50 de ±1,0 mg/l. Los detalles de estos ensayos figuran en el cuadro 2.9 del anexo II del documento UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21.

Toxicidad en aves

No se dispone de datos sobre la toxicidad del PeCB en aves.

Interacciones toxicológicas en las que interviene más de un producto químico

En el anexo E se solicita información sobre interacciones toxicológicas en las que interviene más de un producto químico (apartado b) del anexo E). Se dispone de escasa información sobre este tema. Yoo y otros (2003) informaron de sus estudios sobre la cinética del PeCB: "Se evaluaron la cinética y la toxicidad del PeCB utilizando un anfípodo de agua dulce (*Hyalella azteca*) y uno marino (*Leptocheirus plumulosus*). Los resultados de estos estudios demostraron la toxicidad aditiva del PeCB con otros productos químicos orgánicos (pirina)".

Comparación de los datos de exposición y los efectos

En ICCA/WCC se utilizaron varios métodos, vías de exposición y especies con estrategias de alimentación muy diferentes para determinar la carga corporal letal y crítica del PeCB. En función de los conocimientos generales sobre sustancias de acción narcótica y los datos disponibles sobre PeCB, como el estudio de crecimiento y mortalidad en *Hyalella* y otra información mencionada, en ICCA/WCC (2007) se propuso una estimación provisional de 25 mg/kg de PeCB/kg (0,1 mmol) como carga corporal crítica para efectos crónicos.

En una publicación muy reciente de Schuler y otros (2007b) se informa de residuos críticos de PeCB en todo el cuerpo de 58 mg/kg y 5 mg/kg en *Hyalella azteca* y *Chironomus tentans*, respectivamente. Estos valores de residuos son inferiores a las concentraciones más altas notificadas para las regiones templadas en el cuadro 2.5 del anexo del documento POPRC.3/INF.21 y de 150 a 1.500 veces mayores que los valores más altos en la biota, de <0,1 a 37 µg/kg de peso húmedo, comunicados para las Islas Faroe en Hoydal y Dam (2003). Otras concentraciones notificadas para áreas remotas son del mismo orden de magnitud, p.ej., los huevos de los pingüinos de Adelia (Antártida) contenían 0,68 µg/kg de peso húmedo (Corsolini y otros, 2006) y las concentraciones tomadas en peces del Mar Blanco ascendían a 5 µg/kg (ICCA/WCC, 2007 citando a Muir et al., 2003).

El Consejo Mundial del Cloro (ICCA/WCC, 2007) ha suministrado información relacionada con dos otros enfoques. En el primero se examinaron principalmente las concentraciones de PeCB en el carbono orgánico en sedimentos de lagos del Canadá y los resultados mostraron que tanto en zonas rurales como en lugares remotos, las concentraciones de PeCB en el carbono orgánico eran entre 410 y 75.000 veces inferiores al "valor estimado sin efecto" del Ministerio de Medio Ambiente del Canadá para los organismos bénticos de agua dulce. En el segundo enfoque se compararon las estimaciones de exposición de un depredador piscívoro y un oso polar, partiendo de supuestos que el WCC consideró "en el peor de los

casos" y niveles de efecto sacados de Dosis de Referencia e Ingesta Diaria Tolerable de los EE.UU. y el Canadá. Estas estimaciones de exposición eran entre 13 y 20 veces inferiores a los niveles de efecto derivados, respectivamente.

No se dispone de suficiente información para confirmar si los valores que se exponen anteriormente representan cargas corporales críticas reales o simplemente expresiones de los niveles de la dosis interna o de los residuos del cuerpo entero. Estos dos conceptos tienen diferencias fundamentales relacionadas con la comprensión del mecanismo de acción de un producto químico. No obstante, cabe notar que el expresar los efectos toxicológicos en términos de dosis interna o, en los casos en que se puede, de cargas del cuerpo entero, mejora la evaluación del efecto pero sólo reduce en parte su incertidumbre. Además, sigue habiendo una total incertidumbre con respecto a la evaluación de la exposición. Si bien los niveles de vigilancia que son superiores a las cargas corporales críticas o a las dosis tóxicas internas son claras señales de riesgo, el hecho de que las concentraciones actuales medidas sean inferiores a esos niveles de alerta no se debería interpretar de ningún modo como una confirmación de la falta de riesgo, en particular en la evaluación de los COP y COP propuestos para su inclusión.

3 Síntesis de la información

El PeCB es un compuesto orgánico clorado. Según los datos disponibles, debe considerarse el PeCB como persistente, habida cuenta del elevado número de valores de períodos de semidesintegración estimados y experimentales en la atmósfera, el suelo, los sedimentos y el agua. La persistencia en el medio ambiente depende de la tasa de fotooxidación, la presencia de oxígeno y la materia orgánica. El PeCB satisface el criterio de bioacumulación. Los valores del factor de bioconcentración del PeCB varían de 1.085 a 23.000 l/kg en peces, de 833 a 4.300 l/kg en moluscos y de 577 a 2.258 l/kg en crustáceos. Puede suponerse biomagnificación debido al $\log K_{ow}$ elevado y al hecho de que la biotransformación es insignificante. No obstante, no se dispone de datos sobre la biomagnificación del PeCB.

Los datos disponibles respaldan la hipótesis de potencial de transporte a larga distancia del PeCB. Las características físicas y químicas están dentro del rango de otros contaminantes orgánicos persistentes. Se estimaron distancias de transporte de 8.000 km mediante modelos de transporte a distancia y de 13.338 km sobre la base de mediciones en la atmósfera. Los datos de vigilancia también indican que el PeCB es objeto de transporte a larga distancia. Se encontró PeCB en el aire y la lluvia en distintas partes del mundo, muchas de ellas alejadas de su fuente. La reducida variabilidad espacial en el hemisferio norte que se observó en algunos estudios también indica que el PeCB tiene un largo período de residencia en la atmósfera, lo que facilita su distribución amplia en la atmósfera mundial.

Se dispone de abundantes datos de vigilancia sobre el PeCB detectado en matrices abióticas, así como en la biota de zonas templadas, provenientes mayormente de países desarrollados. En general, las concentraciones de PeCB en las zonas templadas del mundo parecen estar disminuyendo. Este patrón es característico de la mayoría de los contaminantes orgánicos persistentes. Sólo se dispone de datos recientes de las regiones ártica y antártica, lo cual no permite establecer una tendencia.

No se registraron informes de casos de efectos adversos en personas ni estudios epidemiológicos de poblaciones expuestas al PeCB. La única frase de riesgo relativa al PeCB en la base de datos del Sistema Europeo de Información de Sustancias Químicas es R22, peligroso si se ingiere. La LD50 más baja observada en casos de exposición aguda fue de 250 mg/kg de peso corporal. Las pruebas de toxicidad de dosis repetidas en mamíferos mostraron que el producto tenía toxicidad hepática, renal, hematológica y para el desarrollo. Según el banco de datos de sustancias peligrosas de los Estados Unidos el PeCB no se clasifica en función de la carcinogenicidad humana puesto que no se dispone de datos en seres humanos ni animales. El PeCB es moderadamente tóxico para seres humanos. El PeCB es muy tóxico para organismos acuáticos y puede causar efectos adversos de largo plazo en el medio ambiente acuático. Faltan o escasean datos sobre organismos en el suelo o los sedimentos.

La biodisponibilidad del PeCB es inversamente proporcional al contenido de carbono orgánico del suelo o el sedimento. No obstante, los experimentos indican que los productos químicos hidrofóbicos ligados al sedimento o suspendidos en éste pueden actuar como depósito y liberar la sustancia permanentemente. Hay datos cuantitativos limitados sobre este proceso en el caso del PeCB.

Los datos de Europa y América del Norte muestran que la producción y el uso de PeCB han cesado en las últimas décadas, pero no puede descartarse que el PeCB se produzca o utilice en otras partes. En este momento la liberación no intencional de PeCB como subproducto de la combustión incompleta parece ser la fuente principal. No obstante, esta conclusión se basa sólo en los datos de Europa y América del Norte.

Un elemento importante de la evaluación del riesgo potencial del PeCB es la evaluación del riesgo asociado a los usos previstos y no previstos. Con la información de que se dispone hasta el momento no se puede hacer esta distinción, que sería muy útil para el proceso de adopción de decisiones. Para un análisis de ese tipo sería necesario contar con información precisa sobre las cantidades liberadas en los usos y la producción intencionales en el pasado y las liberaciones no intencionales, más una corrección para el índice de degradación de la sustancia después de la liberación. En la actualidad se carece de datos sobre la producción y usos históricos.

El PeCB satisface todos los criterios de selección respecto del transporte a larga distancia, la persistencia, la bioacumulación y la toxicidad. En general, las concentraciones en el medio ambiente parecen estar disminuyendo. La producción y el uso han cesado en Europa y América del Norte, pero no se dispone de muchos datos de otras partes del mundo. La liberación no intencional como subproducto de la combustión parece ser la fuente más importante de PeCB en el medio ambiente.

Con la información de que dispone, el Comité no puede diferenciar entre la carga ambiental causada por el uso intencional y la carga causada por la producción y las liberaciones no intencionales de PeCB. Al Comité le sería de ayuda la aclaración de esta diferencia para preparar la evaluación de la gestión de riesgos y para formular sus conclusiones definitivas. Así pues, se debería procurar obtener datos adicionales sobre esta cuestión.

4 Conclusión

El PeCB es persistente en el medio ambiente y bioacumulativa. La reducida variabilidad espacial en los valores de concentración en la atmósfera en el hemisferio norte indica que el PeCB tiene un largo período de residencia en la atmósfera, lo que facilita su distribución amplia en la atmósfera mundial. Los datos de vigilancia de zonas remotas, respaldados por resultados basados en modelos, indican que el PeCB puede ser objeto de transporte a larga distancia. El PeCB es moderadamente tóxico para seres humanos, aunque es muy tóxico para organismos acuáticos.

Como resultado del transporte a larga distancia del PeCB, ningún país o grupo de países puede poner coto por sí solo a la contaminación causada por esa sustancia. En este momento la liberación no intencional de PeCB como subproducto de la combustión incompleta parece ser la fuente más importante. Las medidas para reducir estas liberaciones sólo pueden adoptarse a escala mundial. Aunque la producción y el uso de PeCB han cesado en la mayoría de los países, su reintroducción aún es posible. Ello podría traducirse en un aumento de la liberación y los niveles en el medio ambiente. Sobre la base de las pruebas disponibles y como resultado del transporte a larga distancia en el medio ambiente, es probable que el PeCB tenga efectos adversos para la salud humana o el medio ambiente que justifiquen la adopción de medidas a nivel mundial.

Como la distinción entre la carga ambiental causada por el uso intencional y la carga causada por la producción y las liberaciones no intencionales ayudaría a preparar la evaluación de la gestión de riesgos y a formular una recomendación definitiva, el Comité considera que se debería hacer un esfuerzo mayor para procurar obtener esa información.

Referencias

- Aarnoutse PJ, De Jong APJM, Beurskens JEM. Analysis of dichloro benzene in porewater and sediment from the lake 'Ketelmeer' [en neerlandés]. Bilthoven, Países Bajos: RIVM, 1996. Report 502501041.
- Adrian L, Görsich H. Microbial transformation of chlorinated benzenes under anaerobic conditions. *Research in Microbiology* 2002; 153:131-137.
- Åkerblom N (2007) The importance of Sorption and Uptake Routes. Tesis doctoral, Universidad de Upsala.
- Aracil I, Font R, Conesa JA. (2005) Semivolatile and volatile compounds from the pyrolysis and combustion of polyvinyl chloride. *J. Anal and Appl Pyrolysis* 74:465-478.
- ATSDR (2007). Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. <http://www2.atsdr.cdc.gov/gsq/sitecontam.script>, http://www2.atsdr.cdc.gov/gsq/getsite.script?in_cas=000608-93-5.
- Banerjee S, Sugatt RH, O'Grady DP. 1984. A simple method for determining bioconcentration parameters of hydrophobic compounds. *Environ. Sci. Technol.* 18, (2), 79-81.
- Barrows ME, Petrocelli SR, Macek KJ, Carroll JJ. 1980. Bioconcentration and elimination of selected water pollutants by bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). En: Haque R, ed. Dynamics, exposure and hazard assessment of toxic chemicals. Ann Arbor, Michigan, Estados Unidos: American Chemical Society. págs. 379-392.
- Belfroid, A., van der Aa, E. y Balk, F. 2005. Addendum to the risk profile of Pentachlorobenzene. Royal Haskoning report 9R5744.01/R0005/ABE/CKV/Nijm.
- Beurskens JEM, Dekker CGC, Jonkhoff J, Pompstra L. Microbial dechlorination of hexachlorobenzene in a sedimentation area of the Rhine River. *Biogeochemistry* 1993; 19:61-81.
- Beurskens JEM, Dekker CGC, Van den Heuvel H, Swart M, De Wolf J, Dolfing J. Dechlorination of chlorinated benzenes by an anaerobic microbial consortium that selectively mediates the thermodynamic most favorable reactions. *Environmental Science & Technology* 1994; 28:701-706.
- Boer, J. de, Van der Zande, T.E., Pieters, H., Ariese, F., Schipper, C.A., van Brummelen, T. Vethaak, A.D., 2001. Organic contaminants and trace metals in Flounder liver and sediment from the Amsterdam and Rotterdam harbours off the Dutch coast. *J Environ Monitoring* Agosto; 3(4):386-393.
- Borghini F, Joan O. Grimalt, Juan C. Sánchez-Hernández y Roberto Bargagli. 2005. Organochlorine pollutants in soils and mosses from Victoria Land (Antarctica). *Chemosphere* 58: 271-278.
- Beck J, Hansen K. The degradation of Quintozene, Pentachlorobenzene, Hexachlorobenzene and Pentachloroaniline in soil. *Pesticide Science* 1974; 5:41-48.
- Bro-Rasmussen F, Noddegaard E, Voldum-Clausen K. Comparison of the disappearance of eight Organophosphorus insecticides from soil in laboratory and in outdoor experiments. *Pesticide Science* 1970; 1:179-182.
- Calambokidis, J, Jeffries, S, Ross PS e Ikonomou M. (1999). Temporal trends in contaminants in Puget sound harbor seals. US EPA y Puget Sound Water Quality Action Team.
- Cornelissen G, Gustafsson Ö. The role of environmental black carbon in sediment sorption and bioavailability. Estocolmo: Instituto de Investigaciones Ambientales Aplicadas (ITM), Universidad de Estocolmo, 2004. <http://ipimar-iniap.ipimar.pt/Vale/oral%20presentations%204.pdf>.
- Carlson AR, Kosian PA. 1987. Toxicity of chlorinated benzenes to fathead minnows (*Pimephales promelas*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*; 16, 129-135.
- Chaisuksant Y, Yu Q, Connell DW. 1997. Bioconcentration of bromo- and chlorobenzenes by fish (*Gambusia affinis*). *Water Res* 31: 61-68.
- CHEMFATE Database; Environmental Fate Data Base (EFDB) del Syracuse Research Centre. Puede consultarse en: <http://www.syrres.com/esc/efdb.htm>.
- Corsolini, S., Covaci, A., Ademollo, N., Focardi, S., Schepens, P. 2006. Occurrence of organochlorine pesticides (OCPs) and their enantiomeric signatures, and concentrations of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the Adélie penguin food web, *Antarctica Environ Pollution* 140(2): 371-382.

- Den Besten C, Bennik MMH, Van Iersel M, Peters MAW, Teunis C, van Bladeren PJ. 1994. Comparison of the urinary metabolite profiles of hexachlorobenzene and pentachlorobenzene in the rat. *Chem Biol Interact* 90:121–137.
- Ministerio del Medio Ambiente del Canadá, 2005. Risk management strategy for Pentachlorobenzene (QCB) and tetrachlorobenzenes (TeCBs). Puede consultarse en: http://www.ec.gc.ca/Toxics/docs/substances/certToxics/rms/EN/CBz_RMS_E_05-01-05.pdf.
- Oficina Europea de Sustancias Químicas (2007). Sistema Europeo de Información de Sustancias Químicas (ESIS), <http://ecb.jrc.it/esis/>. Consultado el 22 de marzo.
- http://ec.europa.eu/food/plant/protection/evaluation/existactive/list1-19_en.pdf.
- Comisión Europea. (2007). Community Implementation Plan for the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. SEC (2007) 341. http://www.pops.int/documents/implementation/nips/submissions/SEC_2007_341.pdf.
- Gabrielsen, G.W., Knuden, L.B., Verreault, J., Pusk, K., Muir, D.C., Letcher, R.J., 2004. Halogenated organics contaminants and metabolites in blood and adipose tissue of polar bears (*Ursus maritimus*) from Svalbard. SFT project 6003080. Norsk Polar Institut. SPFO report 915/2004.
- Geyer H, G. Politzki, D. Freitag. 1984. Prediction of ecotoxicological behaviour of chemicals: Relationship between n-octanol/water partition coefficient and bioaccumulation of organic chemicals by alga *Chlorella*. *Chemosphere*, 13, (2), 269-284.
- Gobas FAPC, McNeil EJ, Lovett-Doust L, Haffner GD. 1991. Bioconcentration of chlorinated aromatic hydrocarbons in aquatic macrophytes. *Environ Sci Technol* 25: 924-929.
- Gobierno del Canadá. 1993. Canadian Environmental Protection Act Priority Substances List Assessment Report: Pentachlorobenzene. Ministerio del Medio Ambiente y Ministerio de Salud del Canadá, Ottawa, Ontario. 32 págs. Puede consultarse en: http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/psl1-lsp1/pentachlorobenzene/index_e.html.
- Gobierno del Canadá (2003). Follow-up Report on Five PSL1 Substances for Which There Was Insufficient Information to Conclude Whether the Substances Constitute a Danger to the Environment 1,2-Dichlorobenzene, 1,4-Dichlorobenzene, Trichlorobenzenes, Tetrachlorobenzenes, Pentachlorobenzene. Puede consultarse en: http://www.ec.gc.ca/substances/ese/eng/psap/assessment/PSL1_chlorobenzenes_followup.pdf.
- Grimalt, JO, F Borghini, JC Sánchez-Hernández, R Barra, CJ Torres García, S Focardi. 2004. Temperature Dependence of the distribution of Organochlorine compounds in the mosses of the Andean Mountains. *Environ. Sci. Technol.* 38: 5386-5392.
- Gustafson, DL, Long ME, Thomas RS, Benjamin SE, Yang RSH. 2000. Comparative hepatocarcinogenicity of hexachlorobenzene, pentachlorobenzene, 1,2,4,5-tetrachlorobenzene, and 1,4-dichlorobenzene: application of a medium-term liver focus bioassay and molecular and cellular indices. *Toxicol. Sci.* 53: 245-252.
- Hesse JM, Speijers GJA, Taalman RDFM (1991). Appendix to Report no. 710401005 Integrated criteria document chlorobenzenes. Effects. RIVM, Appendix to Report no. 710401005.
- Hoogen G Van, Opperhuizen A. 1988. Toxicokinetics of chlorobenzenes in fish. *Environ. Toxicol. Chem.* 7, 213-219.
- Hoydal, K, Dam, M (2003) AMAP Greenland and the Faroe Islands 1997-2001. Vol. 3: The Environment of the Faroe Islands. DANCEA, Danish Cooperation for Environment in the Arctic Ministry of Environment.
- HSDB (2003). Biblioteca Nacional de Medicina de los Estados Unidos, banco de datos de sustancias peligrosas, HSDB. Information on pentachlorobenzene. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/r?dbs+hsdb:@term+@rn+@rel+608-93-5>.
- Hulzebos EM, Adema, DMM, Dirven-Van Breemen EM, Henzen, L, Van Dis WA, Herbold HA, Hoekstra JA, Baerselman R and Van Gestel CAM. (1993). Phytotoxicity studies with *Lactuca sativa* in soil and nutrient solution. *Env. Toxicol. Chem.* 12: 1079-1094.
- ICCA/WCC, Consejo Internacional de Asociaciones Químicas/Consejo Mundial sobre el Cloro (2007). ICCA/WCC Submission for PeCB & All Risk Profiles for the POPs Review Committee of the Stockholm Convention including annexes.
- IUPAC-NIST solubility database. Puede consultarse en: <http://srdata.nist.gov/solubility/>.

- Johnston JJ, Furcolow CA, Kimball BA. 1997. Identification of Metabolites of Pentachlorobenzene and 1,2,4,5-Tetrachlorobenzene in Coyote Feces: Development of Physiological Markers for Wildlife Damage Control. *Pestic. Sci.* 1997, 50, 249-257.
- Kaj, L., Dusan, B., 2004. Screening av Organiska Moljoegidter I Fisk-HCBD och Klorenbensener. (Screening of organics environmental toxins-HBCD and chlorobenzenes.). Report B1557, Swedish Environmental Research Int. (IVL), Estocolmo, Suecia.
- Kim KS, Hong KH, Ko YH, Kim MG. (2004). Emission characteristics of PCDD/Fs, PCBs, chlorobenzenes, chlorophenols, and PAHs from polyvinylchloride combustion at various temperatures. *J Air Waste Manag Assoc.* 54 (5):555-562
- King, TL, Lee, K, Yeats, P, Alexander, R. (2003). Chlorobenzenes in Snow Crab (*Chionoectes opilio*): Time-series monitoring following an accidental release. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* 71: 543-550.
- Klimisch HJ, Andreae M, Tillman U. 1997. A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. *Regul Toxicol Pharmacol* 25: 1-5.
- Landrum PF, Steevens JA, Gossiaux DC, McElroy M, Robinson S, Begnoche L, Chernyak S, Hickey J. 2004. Time-dependent lethal body residues for the toxicity of pentachlorobenzene to *Hyalella azteca*. *Environ Toxicol Chem* 23: 1335-1343.
- Legierse KCHM, Sijm DTHM, Van Leeuwen CJ, Seinen W, Hermens JLM. 1998. Bioconcentration kinetics of chlorobenzenes and the organophosphorus pesticide chlorthion in the pond snail *Lymnaea stagnalis* - a comparison with the guppy *Poecilia reticulata*. *Aquat Toxicol* 41: 301-323.
- Linder, R., T. Scotti, J. Goldstein, K. McElroy, y D. Walsh. 1980. Acute and subchronic toxicity of pentachlorobenzene. *J. Environ. Pathol. Toxicol.*, 4 (5-6): 183-196.
- Lunde, G., Bjorseth, A. (1977). Human blood samples as indicators of occupational exposure to persistent chlorinated hydrocarbons. *Sci. Total Environm.* 8 (3): 241-246.
- Lydy MJ, Belden JB, Ternes, MA. (1999). Effects of temperature on the toxicity of M-Parathion, Chlorpyrifos, and Pentachlorobenzene on *Chironomus tentans*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 37: 542-547.
- Mackay D, Shiu W-Y, Ma K-C, Lee SC. 2006. Physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. 2nd ed. Boca Raton, Florida, Estados Unidos.: CRC Press, Taylor & Francis Group. 4182 págs.
- Mantseva E, S Dutchak, O Rozovskaya, V Shatalov. 2004. EMEP contribution to the preparatory work for the review of the CLRTAP Protocol on Persistent Organic Pollutants. EMEP MSC-E Information Note 5/2004. Meteorological Synthesizing Centre –East, Moscú, Rusia.
- Masunaga S, Susarla S, Yonezawa Y. Dechlorination of chlorobenzenes in anaerobic estuarine sediment. *Water Science and Technology* 1996; 33:173-180.
- Ministerio del Medio Ambiente de Ontario (1999). Niagara river mussel biomonitoring program 1997.
- Ministerio del Medio Ambiente de Ontario (2003). Niagara river mussel biomonitoring program 2000.
- Mortimer MR, Connell DW. 1993. Bioconcentration factors and kinetics of chlorobenzenes in a juvenile crab [*Portunus pelagicus* (L)]. *Aust J Mar Freshwater Res* 44: 565-576.
- Mortimer MR, Connell DW. 1995. Effect of exposure to chlorobenzenes on growth rates of the crab *Portunus pelagicus* (L). *Environ Sci Technol* 29:1881-1886.
- Muller J, Dongmann G, Frischkorn CGB. (1997). The effect of aluminium on the formation of PAH, methyl-PAH and chlorinated aromatic compounds during thermal decomposition of PVC. *Journal Anal and Appl Pyrolysis* 43:157-168.
- NITE (2007). (Japón, National Institute of Technology and Evaluation) en <http://www.safe.nite.go.jp/english/db.html>. Consultado el 17 de marzo de 2007.
- NTP (Programa Toxicológico Nacional) (1991). NTP report on the toxicity studies of Pentachlorobenzene in F344 rats and B6C3F1 mice (feed studies). NTP Tox 6. US Department of Health and Human Services, RTP, North Carolina. Puede consultarse en <http://ntp.niehs.nih.gov/index.cfm?objectid=072C8956-036B-A0CA-51A7A8D30E5E7BDA>.

- Oliver BG, Niimi AJ. 1983. Bioconcentration of chlorobenzenes from water by rainbow trout: correlations with partition coefficients and environmental residues. *Environ. Sci. Technol.*; 17, 287-291.
- OSPAR Commission for the protection of the marine environment of the North-East Atlantic (1998) OSPAR Strategy with regard to Hazardous Substances, http://www.ospar.org/eng/html/sap/strategy_hazardous_substances.htm.
- PHYSROP Database; Environmental Fate Data Base (EFDB) del Syracuse Research Centre. Puede consultarse en: <http://www.syrres.com/esc/efdb.htm>.
- Priority Substance No. 26. Pentachlorobenzene. Substance Data Sheet. (2005). Environmental Quality Standards (EQS). Bruselas: Estrategia Común de Implantación de la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea.
- Ramanand K, Balba MT, Duffy J. Reductive dehalogenation of chlorinated benzenes and toluenes under methanogenic conditions. *Applied and Environmental Microbiology* 1993; 59:3266-3272.
- Renberg L, M. Tarkpea, E. Linden. 1985. The use of the bivalve *Mytilus edulis* as a test organism for bioconcentration studies. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 9, 171-178.
- Ribes A, Grimalt JO, Torres García CJ, Cuevas E. (2002). Temperature and organic matter dependence of the distribution of organochlorine compounds in mountain soils from the subtropical Atlantic (Teide, Isla de Tenerife). *Environ Sci Technol.* 236(9):1879-85.
- Rossberg y otros, (2006). Enciclopedia de química industrial de Ullmann.
- Scheunert I, Topp E, Schmitzer J, Klein W, Korte F. Formation and fate of bound residues of [¹⁴C]benzene and [¹⁴C]chlorobenzenes in soil and plants. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 1985; 9:159-170.
- Schuler LJ, Landrum PF, Lydy MJ. (2006). Comparative toxicity of fluoranthene and pentachlorobenzene to three freshwater invertebrates. *Environ Toxicol Chem* 25: 985-994.
- Schuler LJ, Landrum PF, Lydy MJ. 2007. Response spectrum of fluoranthene and pentachlorobenzene for the fathead minnow (*Pimephales promelas*). *Environ Toxicol Chem* 26: 139-148.
- Schuler, LJ, Landrum, PF, Lydy MJ. (2007b). Response spectrum of pentachlorobenzene and fluoranthene for *Chironomus tentans* and *Hyalella azteca*. *Env. Toxicol. Chem.* 26(6): 1248-1257.
- Shen, L, F Wania, YD Lei, C Teixeira, DCG Muir, TF Bidleman. 2005. Atmospheric distribution and long-range transport behaviour of organochlorine pesticides in North America. *Environ. Sci. Technol.* 39: 409-420.
- Shen H, Main KM, Virtanen HE, Damgaard IN, Haavisto AM, Kaleva M, Boisen KA, Schmidt IM, Chellakooty M, Skakkebaek NE, Toppari J, Schramm KW. (2007). From mother to child: Investigation of prenatal and postnatal exposure to persistent bioaccumulating toxicants using breast milk and placenta biomonitoring. *Chemosphere*.
- Slobodník, J., Dogterom J. (2003). UNDP/GEF Danube Regional Project Strengthening the Implementation Capacities for Nutrient Reduction and Transboundary Cooperation in the Danube River Basin. Analysis of the results of the EMIS inventory and their comparison with TNMN and JDS results with particular attention to the EU Priority List of Pollutants Project Component 2.2: Development of operational tools for monitoring, laboratory and information management with particular attention to nutrients and toxic substances. Rodeco Consulting GmbH. http://www.undp-drp.org/pdf/2.2_Tools%20for%20WQMLIM%20-%20phase%20I/Chapter%20III%20EMIS%20Inventory%20FINAL.pdf.
- Slooff W., Bremer H.J., Hesse J.M. y Matthijssen A.J.C.M. (eds.) 1991. Integrated criteria document chlorobenzenes. Report no. 710401015. RIVM.
- Smeds, A., Saukko, P. (2001). Identification and quantification of polychlorinated biphenyls and some endocrine disrupting pesticides in human adipose tissue from Finland. *Chemosphere* 44(6): 1463-1471.
- Sternbeck, J., Brorström-Lundén, E., Remberger, M., Kaj, L., Palm, A., Junedahl, E., Cato, I., 2003. WFD priority substances in sediments from Stockholm and the Svealand coastal region. Report B1538, Swedish Environmental Research Inst. (IVL), Estocolmo, Suecia, <http://www.ivl.se/rappporter/pdf/B1538.pdf>.
- Susarla S, Yonezawa Y, Masunaga S. Transformation kinetics and pathways of chlorophenols and hexachlorobenzene in fresh water lake sediment under anaerobic conditions. *Environmental Technology* 1997; 18:903-911.
- Thomas RS, Gustafson DL, Pott WA, Long ME, Benjamin SA, RS Yang. 1998. Evidence for hepatocarcinogenic activity of pentachlorobenzene with intralobular variation in foci incidence. *Carcinogenesis* 19: 1855-1862.

- Umegaki, K, Ikegami, S., Ichikawa, T. (1993). Effects of restricted feeding on the absorption, metabolism, and accumulation of pentachlorobenzene in rats. *J. Nutr. Sci. Vitaminol.* 39:11-22.
- US EPA (1998). Memorandum 2/26/98. Assessment of the Dietary Cancer Risk of Hexachlorobenzene and Pentachlorobenzene as impurities in Chlorothalonil, PCNB, Picloram, and several other pesticides. DP Barcode D243499. Chemical codes 061001 (Hexachlorobenzene) & 081901 (Chlorothalonil).
http://www.epa.gov/oppsrrd1/reregistration/endsulfan/hexachlorobenzene_endo.PDF.
- United States Environmental Protection Agency Superfund. (sin datos.) APPENDIX K. Soil Organic Carbon (Koc) / Water (Kow) Partition Coefficients, http://www.epa.gov/superfund/resources/soil/appd_k.pdf.
- United States Environmental Protection Agency Toxics Release Inventory (TRI) Program (2007a)
<http://www.epa.gov/tri/tridata/index.htm#pdr>. Consultado el 28/03/07.
- U.S. EPA. (2007b). EPI Suite™ [computer program]. version 3.2. Washington, DC, U.S.A.: U.S. Environmental Protection Agency (EPA) Office of Pollution Prevention Toxics and Syracuse Research Company (SRC).
http://www.syrres.com/esc/est_soft.htm.
- US National Institute of Standards and Technology. NIST Chemistry WebBook. NIST Standard Reference Database, Número 69, publicada en junio de 2005. Puede consultarse en: <http://webbook.nist.gov/chemistry/>.
- Van Gestel, C.A., W.-C. Ma y C.E. Smit. 1991. Development of QSARs in terrestrial ecotoxicology: earthworm toxicity and soil sorption of chlorophenols, chlorobenzenes and dichloroaniline. *Sci. Total Environ.* 109/110: 589-604.
- Van de Plassche EJ, Polder MD, Canton JH (1993). Derivation of maximum permissible concentrations for several volatile compounds for water and soil. Bilthoven, Países Bajos: National Institute of Public Health and Environmental Protection., Report no. 679101 008.
- Van de Plassche, E.J., Schwegler, A.M.G.R., Rasenberg, M. and Schouten, A. (2002) Pentachlorobenzene. Dossier prepared for the third meeting of the UN-ECE Especial Expert Group on POPs. Royal Haskoning report L0002.A0/R0010/EVDP/TL.
- Van Leeuwen, S., Traag, W., de Boer, J., 2004. Monitoring of brominated flame retardants, dioxines, PCBS and other organohalogen compounds in fish from the Netherlands. *Organohalogen compounds* 66: 1764-1769.
- Vorkamp, K., Riget, F., Glasius, M., Pecseli, M., Lebeuf, M., Muir, D. 2004. Chlorobenzenes, chlorinated pesticides, coplanar chlorobiphenyls and other organochlorine compounds in Greenland biota. *Sci Total Environ.* 331: 157-175.
- Vulykh N, S. Dutchak, E. Mantseva, V. Shatalov. 2005. Model assessment of potential for long-range transboundary atmospheric transport and persistence of Pentachloro-benzene. EMEP contribution to the preparatory work for the review of the CLRTAP Protocol on Persistent Organic Pollutants. EMEP MSC-E 15/2005. Meteorological Synthesizing Centre –East, Moscú, Rusia.
- Wang M-J, Jones KC. Behavior and fate of chlorobenzenes in spiked and sewage sludge-amended soil *Environmental Science and Technology* 1994; 28:1843-1852.
- Wang M-J, McGrath SP, Jones KC. Chlorobenzenes in field soil with a history of multiple sewage sludge applications *Environmental Science and Technology* 1995; 29:356-362.
- Wegmann, F, MacLeod, M, Scheringer, M. (2007). Pop Candidates 2007: Model results on overall persistence and Long-range transport potential using the OECD Pov & LRTP screening tool.
<http://www.pops.int/documents/meetings/poprc/prepdocs/annexEsubmissions/All%20chemicals%20Switzerland.pdf>.
- OMS- Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (IPCS), (1991). Criterios de salud ambiental (EHC) 128: Chlorobenzenes other than Hexachlorobenzene. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Organización Internacional del Trabajo. Organización Mundial de la Salud. Ginebra. Puede consultarse en:
<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc128.htm>.
- OMS- Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (IPCS) (Organización Mundial de la Salud – Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas), 1997. Hexachlorobenzene, Criterios de salud ambiental 195. Organización Mundial de la Salud, Ginebra, Suiza.
<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc195.htm>.
- Yakata N, Sudo Y, Tadokoro H. 2006. Influence of dispersants on bioconcentration factors of seven organic compounds with different lipophilicities and structures. *Chemosphere* 64: 1885-1891.

Ying CO, Conolly RB, Thomas RS, Xu Y, Andersen ME, Chubb LS, Pitot HC, Yang RSH. 2001. A clonal growth model: time-course simulations of liver foci growth following penta- or hexachlorobenzene treatment in a medium-term bioassay. *Cancer Research*, 61: 1879-1889.

Qiao, P, Farrell, AP. (1996). Uptake of hydrophobic xenobiotics by fish in water laden with sediments from the Fraser river *Environ Toxicol Chem* 15: 1555-1563.
