



**Convenio de Estocolmo  
sobre contaminantes  
orgánicos persistentes**

Distr.: General  
13 de diciembre de 2009

Español  
Original: Inglés

---

**Comité de Examen de los Contaminantes  
Orgánicos Persistentes  
Quinta reunión**  
Ginebra, 12 a 16 de octubre de 2009

**Informe del Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos  
Persistentes sobre la labor de su quinta reunión**

**Adición**

**Perfil de riesgos del endosulfán**

En su quinta reunión, el Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes aprobó el perfil de riesgos del endosulfán sobre la base del proyecto incluido en el documento UNEP/POPS/POPRC.5/3. El texto del perfil de riesgos, en su forma modificada, figura *infra*, y no ha pasado por el servicio de corrección editorial oficial en el idioma inglés.

# **ENDOSULFÁN**

## **PERFIL DE RIESGOS**

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

Octubre de 2009

## Anexo

## Índice

1.	Introducción .....	5
1.1	Identidad química .....	5
1.2.	Conclusión del Comité de Examen en relación con la información del anexo D .....	6
1.3	Fuentes de datos .....	6
1.4	Situación del producto químico en el marco de los convenios internacionales .....	6
2.	Información sumaria relevante para el perfil de riesgo .....	7
2.1	Fuentes.....	7
2.1.1	Producción, comercio, existencias .....	7
2.1.2	Usos .....	7
2.1.3	Liberaciones al medio ambiente.....	7
2.2	Destino en el medio ambiente.....	8
2.2.1	Persistencia .....	8
2.2.2	Bioacumulación .....	10
2.2.3	Potencial de transporte a larga distancia en el medio ambiente .....	12
2.3	Exposición .....	13
2.3.1	Datos de vigilancia ambiental .....	13
2.4	Evaluación de riesgo para puntos terminales de interés .....	17
3.	Síntesis de la información .....	20
4.	Conclusiones .....	23
5	Referencias.....	24

## Resumen ejecutivo

El endosulfán es un compuesto organoclorado sintético que presenta dos isómeros (alfa y beta). Se utiliza ampliamente como insecticida agrícola. El endosulfán técnico es una mezcla de 2:1 a 7:3 de los isómeros alfa- y beta-.

El endosulfán se comercializa desde mediados del decenio de 1950, pero actualmente está prohibido en al menos 60 países, se han reemplazado sus usos anteriores y su producción está disminuyendo. Sin embargo, el endosulfán todavía se utiliza en diferentes regiones del mundo.

La transformación aeróbica del endosulfán se produce a través de la oxidación mediada biológicamente. El metabolito principal que se forma es el sulfato de endosulfán. Este compuesto se degrada lentamente a los metabolitos más polares endosulfán-diol, endosulfán-lactona y endosulfán-éter. El período de semidesintegración atmosférica  $DT_{50}$  combinada mediana, medida en estudios de laboratorio para el endosulfán alfa- y beta- y para el sulfato de endosulfán se seleccionó como un parámetro importante para cuantificar la persistencia; en general, sus valores oscilan entre 28 y 391 días. En compartimentos acuáticos, el endosulfán es estable en los procesos de fotólisis; sólo se observa hidrólisis rápida con valores altos de pH y no se biodegrada fácilmente. Se demostró que en sistemas de agua/sedimento el  $DT_{50}$  era  $>$  a 120 días. Existe incertidumbre en cuanto al coeficiente de degradación del endosulfán en la atmósfera; sin embargo, se estima que el período de semidesintegración supera el umbral de los dos días.

Los datos experimentales han confirmado el potencial de bioconcentración del endosulfán en organismos acuáticos. Los valores del factor de bioconcentración (BCF) validados son los siguientes: entre 1000 y 3000 para los peces, entre 12 y 600 para los invertebrados acuáticos y más de 3278 en las algas. De modo que los factores de bioconcentración que se han informado se encuentran por debajo del criterio de 5000; se ha medido un log  $K_{ow}$  de 4,7, que se encuentra por debajo del criterio de 5. No obstante, los valores BAF y BMF en los organismos árticos indican que el endosulfán tiene altos potenciales inherentes de bioacumulación y biomagnificación. Además, se detectó endosulfán en tejido adiposo y en sangre de animales del Ártico y de la Antártida. También se ha detectado endosulfán en la grasa de rocuales aliblanco y en el hígado de fulmares del norte. Por consiguiente, existe suficiente evidencia de que el endosulfán se incorpora a la cadena trófica, se bioacumula y tiene potencial de biomagnificarse en las redes tróficas.

La posibilidad de que el endosulfán experimente transporte a larga distancia se ha confirmado a partir de tres fuentes principales de información: el análisis de las propiedades del endosulfán, la aplicación de modelos de transporte a larga distancia y el examen de los datos de vigilancia existentes en regiones remotas.

El transporte a larga distancia se ha confirmado por la presencia de endosulfán en el aire y la biota de regiones remotas. La mayoría de los estudios ha medido endosulfán-alfa y endosulfán-beta y, en algunos casos, sulfato de endosulfán. Los otros metabolitos se han cuantificado sólo raramente. Se ha confirmado la presencia de endosulfán en regiones remotas, muy lejos de las regiones de su uso intensivo, en especial en el Ártico y la Antártida. El potencial de transporte a larga distancia parece deberse especialmente a la volatilización seguida de transferencia atmosférica. También se ha observado deposición en regiones montañosas de altura.

La toxicidad y ecotoxicidad del endosulfán está bien documentada. El endosulfán es sumamente tóxico para los seres humanos y para la mayoría de los taxones de animales, que muestran tanto efectos agudos como crónicos a niveles de exposición relativamente bajos. En condiciones normales de uso, en los casos en los que no se tomaron medidas de mitigación de los riesgos, se han observado envenenamiento letal agudo en seres humanos y efectos ambientales evidentes en las comunidades acuáticas y terrestres. Varios países han reconocido que el endosulfán plantea riesgos inadmisibles o ha causado daños inadmisibles para el medio ambiente y la salud humana y lo han prohibido o restringido severamente. No obstante, la información sobre su genotoxicidad y su potencial de perturbación endocrina no es totalmente concluyente. La evaluación de las características de contaminantes orgánicos persistentes del endosulfán, incluido el sulfato de endosulfán, confirma la preocupación respecto del endosulfán y su principal metabolito. Debe tenerse en cuenta asimismo que otros metabolitos, formados tanto mediante transformaciones ambientales como en la biota, mantienen la estructura química y en algunos casos presentan considerable toxicidad.

Finalmente, no se ha prestado demasiada atención al papel de los metabolitos de endosulfán distintos al sulfato de endosulfán. El endosulfán-lactona tiene el mismo valor de NOEC crónica que los isómeros de la sustancia matriz endosulfán. Si se integra la toxicidad de cada metabolito con el proceso de degradación/metabolismo, el resultado es una curva bifásica: el paso de degradación inicial, a sulfato de endosulfán, aumenta el potencial de bioacumulación y mantiene o reduce levemente la toxicidad; los pasos posteriores de degradación reducen la toxicidad y el potencial de bioacumulación, pero los pasos posteriores, con la formación de la lactona, aumentan nuevamente la toxicidad y el potencial de bioacumulación.

Sobre la base de sus propiedades inherentes y habida cuenta de su difundida presencia en los compartimentos ambientales y en la biota de regiones remotas, y considerando, además, la incertidumbre asociada al papel todavía no muy claro de los metabolitos que conservan la estructura química del endosulfán, se concluye que es probable que el endosulfán, a causa de su transporte a larga distancia en el medio ambiente, produzca importantes efectos adversos para la salud humana y el medio ambiente, por lo que se justifica la adopción de medidas a nivel mundial.

## 1. Introducción

El endosulfán es un compuesto organoclorado sintético. Se utiliza comúnmente como insecticida agrícola. Se introdujo en el mercado a mediados del decenio de 1950 y todavía forma parte de productos plaguicidas en algunos países. Diferentes fuentes en todo el mundo proporcionan amplia información técnica sobre su (eco)toxicidad, destino ambiental, residuos en alimentos y en el forraje y concentraciones en el medio ambiente. Durante el último decenio se han publicado varios trabajos que examinan aspectos relacionados con nuestro medio ambiente.

### 1.1 Identidad química

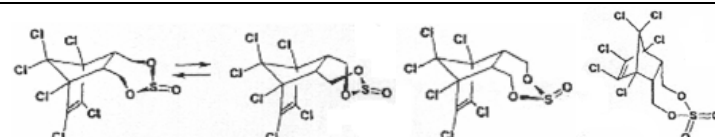
#### Nombres y números de registro

Nombre común	<u>endosulfán</u>	
Chemical Abstracts	3-óxido de 6,7,8,9,10,10-hexaclaro-1,5,5a,6,9,9a-hexahidro-6,9-metano-2,4,3-benzodioxatiepina	
Unión Internacional de Química Pura y Aplicada (IUPAC)	3-óxido de 6,9-metano-2,4,3-benzodioxatiepina-6,7,8,9,10,10-hexaclaro-1,5,5a,6,9,9-hexahidro	
Número de registro del Chemical Abstracts Service (CAS)	Endosulfán-alfa ( $\alpha$ )	959-98-8
	Endosulfán-beta ( $\beta$ )	33213-65-9
	Endosulfán técnico*	115-29-7
	Sulfato de endosulfán * No especificado estereoquímicamente	1031-07-8
Nombre comercial	Thiodan®, Thionex, Endosan, Farnoz, Endosulfán, Callisulfan	

\* El endosulfán técnico es una mezcla 2:1 a 7:3 de los isómeros alfa- y beta-.

El endosulfán de grado técnico es una mezcla diastereomérica de dos isómeros (alfa y beta) biológicamente activos en un cociente aproximado de 2:1 a 7:3, junto con impurezas y productos de degradación. El producto técnico debe contener al menos un 94% de endosulfán, de acuerdo con las especificaciones de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (Especificaciones FAO 89/TC/S), con un contenido de isómero-alfa que oscila entre 64 y 67% y de isómero-beta entre 29 y 32%. El isómero-alfa es asimétrico y existe en dos formas de silla axial, en tanto que la forma beta es simétrica. El isómero-beta se convierte fácilmente en endosulfán-alfa, pero no sucede lo mismo a la inversa (INIA, 1999).

#### Estructuras

Fórmula molecular	$C_9H_6Cl_6O_3S$ $C_9H_6Cl_6O_4S$
Masa molecular	406,96 g·mol <sup>-1</sup> 422,96 g·mol <sup>-1</sup>
Formulas estructurales de los isómeros y del principal producto de transformación	 Endosulfán-alfa                                      Endosulfán-beta                                      Sulfato de endosulfán

#### Propiedades físicas y químicas de los isómeros de endosulfán y de sulfato de endosulfán

	Isómero-alfa	Isómero-beta	Isómeros técnicos mezclados	Sulfato
Punto de fusión, °C	109,2	213,3	70-124	181 - 201
Solubilidad en el agua pH 5, a 25°C, mg/L	0,33	0,32	0,05-0,99 Valor recomendado: 0,5	0,22
Presión de vapor, Pa, a 25°C	1,05 E-03	1,38 E-03	2,27E-5 – 1,3E-3 Valor recomendado: 1,3E-3	2,3 E-05
Constante de Ley de Henry Pa m <sup>3</sup> /mol, a 20°C	1,1	0,2	1,09- 13,2. Valor recomendado: 1,06	0,041
Logaritmo del coeficiente de partición octanol-agua (Log Kow) a pH 5,1	4,7	4,7	3,6	3,77
Constante de disociación	N.D. (sin protones ácidos)	N.D. (sin protones ácidos)	N.D. (sin protones ácidos)	N.D. (sin protones ácidos)

### 1.2. *Conclusión del Comité de Examen en relación con la información del anexo D*

En su cuarta reunión, que tuvo lugar en Ginebra entre el 13 y el 17 de octubre de 2008, el Comité evaluó la información del anexo D y decidió que “se han cumplido los criterios de selección para el endosulfán” y concluyó que “el endosulfán reúnen los criterios de selección señalados en el anexo D”.

### 1.3 *Fuentes de datos*

La principal fuente de información para la preparación de este perfil de riesgos fue la propuesta de la Comunidad Europea y sus Estados miembros que son Partes en el Convenio, que se encuentra en el documento UNEP/POPS/POPRC.4/14 e información adicional presentada para evaluación del anexo D. En especial:

- INIA 1999-2004. Trabajo monográfico preparado en el contexto de la inclusión de la siguiente sustancia activa en el anexo I de la Directiva del Consejo 91/414/EEC, incluidos las adiciones del Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (I.N.I.A.).

Además, las siguientes partes y observadores respondieron a los pedidos de información realizados en octubre de 2008 especificados en el anexo E del Convenio: Albania, Australia, Bahrein, Bulgaria, Canadá, China, Congo (RDC), Costa Rica, Croacia, Ecuador, Egipto, Eslovaquia, Estados Unidos de América, Ghana, Honduras, Japón, Lituania, Mali, Mauricio, México, Nigeria, Noruega, Nueva Zelanda, República Checa, Rumania, Suiza, Togo, las Industrias Makteshim-Agan (MAI), CropLife, el Consejo Químico de la India (ICC), la Red Internacional de Acción en Plaguicidas (PAN) y la Red Internacional de Eliminación de Contaminantes Orgánicos Persistentes (IPEN). Un resumen más elaborado de las propuestas se proporciona como documento informal separado. *Resumen de datos presentados por las Partes y observadores para la información especificada en el anexo E del Convenio.*

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

Se han elaborado las siguientes reglamentaciones y tomado las siguientes medidas en relación con el endosulfán:

- En marzo de 2007, el Comité de Examen de Productos Químicos del Convenio de Rotterdam sobre el Procedimiento de Consentimiento Fundamentado Previo (CFP) aplicable a ciertos plaguicidas y productos químicos peligrosos objeto de comercio internacional decidió enviar a la Conferencia de las Partes del Convenio (COP) una recomendación para incluir el endosulfán en el anexo III. En el anexo III figuran los productos químicos que se someten al procedimiento CFP. La lista del anexo III está basada en dos notificaciones provenientes de diferentes regiones en las que se hayan tomado medidas reglamentarias que prohíban o restrinjan severamente el uso de la sustancia química, por razones de salud o ambientales que cumplen con los criterios establecidos en el anexo II del Convenio. En 2008, la Conferencia de las Partes todavía no había podido lograr consenso para la inclusión del endosulfán y decidió volver a considerar el proyecto de decisión en la próxima Conferencia de las Partes. Mientras tanto, el Comité de Examen de los Productos Químicos continúa evaluando más notificaciones sobre el endosulfán.
- El endosulfán está reconocido como uno de los veintidós compuestos de alta prioridad identificados por el Fondo para el Medio Ambiente Mundial del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (FMAM-PNUMA) en la Evaluación Regional de Sustancias Tóxicas Persistentes, de 2002. En relación con este compuesto, estos informes consideraron la magnitud de su uso, los niveles en el medio ambiente y los efectos para los seres humanos y para el medio ambiente.
- El Comité de Plaguicidas para el Sahel (CSP) prohibió todas las formulaciones que contengan endosulfán. El Comité de Plaguicidas para el Sahel (CSP) es la estructura de aprobación de los plaguicidas en los Estados miembro del Comité Interestatal Permanente de Lucha contra la Sequía en el Sahel (CILSS) (Burkina Faso, Cabo Verde, Chad, Gambia, Guinea Bissau, Mali, Mauritania, Nigeria y Senegal). La fecha límite establecida para dejar de utilizar las existencias de endosulfán era el 31 de diciembre de 2008.
- La CEPE (Comisión Económica para Europa de las Naciones Unidas) incluyó el endosulfán en el anexo II del Proyecto de Protocolo sobre liberaciones contaminantes y registros de transferencia del Convenio de Aarhus sobre el Acceso a la Información, la Participación del Público en la Adopción de Decisiones y el Acceso a la Justicia en Cuestiones Ambientales.
- En junio de 2009 el equipo de tareas de la CEPE llegó a la conclusión de que el endosulfán debería considerarse un COP. UNECE (2009)
- La Comisión del Convenio para la protección del medio marino del Atlántico Norte (Convenio OSPAR) incluyó el endosulfán en la Lista de Sustancias Químicas que necesitan una acción prioritaria (actualización de 2002).

- En la Tercera Conferencia del Mar del Norte (anexo 1A a la Declaración de la Haya) se coincidió en incorporar el endosulfán a la lista de sustancias prioritarias.

## 2. Información sumaria relevante para el perfil de riesgo

### 2.1 Fuentes

#### 2.1.1 Producción, comercio, existencias

El endosulfán se sintetiza a través de los siguientes pasos: reacción de Diels-Adler de hexaclorociclopentadieno y cis-buteno-1,4-diol en xileno. La reacción de este cis-diol con cloruro de tionilo forma el producto final.

El endosulfán se desarrolló a comienzos del decenio de 1950. La producción mundial estimada de endosulfán era de unas 10 000 toneladas anuales en 1984. Se piensa que la producción actual es mucho mayor que en 1984. La India es considerada el productor (9 900 toneladas por año, Gobierno de la India, 2001-2007) y exportador (4 104 toneladas en 2007-08 a 31 países (Gobierno de la India)) más importante del mundo; le siguen Alemania (aproximadamente 4 000 toneladas por año), la producción cesó en 2007 pero las exportaciones podrían seguir hasta fines de 2010); China (2 400 toneladas), Israel, Brasil y Corea.

#### 2.1.2 Usos

El endosulfán es un insecticida usado para controlar insectos que mascan, chupan y perforan, entre los cuales se encuentran los pulgones, piojillos, escarabajos, orugas comedoras de hojas, ácaros, taladradores, gusanos podadores, gusanos belloteros, chinches, mosquitas blancas, loritos, caracoles en arrozales, gusanos de tierra en el césped y moscas tssetsé.

El endosulfán se utiliza en una gran variedad de cultivos. Los más importantes son: soja, algodón, arroz y té. También se aplica a los cultivos de verduras, frutas, frutos secos, bayas, uvas, cereales, legumbres, maíz, oleaginosas, papas, café, hongos, aceitunas, lúpulo, sorgo, tabaco y cacao. Se utiliza en árboles ornamentales y forestales y en el pasado se usó como conservante industrial y doméstico de la madera.

Inclusive en 2006 la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos aprobó y registró el uso de Endosulfán como insecticida veterinario para el control de ectoparásitos en carne y ganado lactante. Se usa como identificador de orejas en el ganado.

El uso de endosulfán está actualmente prohibido en al menos 60 países<sup>1</sup>; los usos anteriores se han reemplazado con productos y métodos menos peligrosos. La información más detallada sobre los usos actuales proporcionada por los países se entrega en un documento informal separado. *Resumen de datos presentados por las Partes y observadores para la información especificada en el anexo E del Convenio.*

Otros países usan Endosulfán, incluidos los Estados Unidos de América, Australia, Argentina, Brasil, Camerún, Canadá, Chile, Costa Rica, Ghana, Guatemala, India, Irán, Israel, [Jordania], Kenya, Madagascar, Malí, México, Mozambique, China, Paraguay, Pakistán, Sierra Leona, Sudáfrica, Corea, Sudán, Tanzania, Uganda, Venezuela, Zambia, Zimbabwe.

El Endosulfán se ha utilizado en forma generalizada en la India en los últimos años.

#### 2.1.3 Liberaciones al medio ambiente

Como resultado del uso del endosulfán como insecticida, este producto se libera al medio ambiente. No se conocen fuentes naturales del compuesto. También pueden producirse liberaciones ambientales al aire, a las aguas residuales o a las aguas superficiales a escala local, originadas en las operaciones de fabricación y formulación.

Li y MacDonald (2005) realizaron un informe sobre el uso y las emisiones mundiales de endosulfán y la relación entre las emisiones a nivel mundial y la concentración de endosulfán en el aire del Ártico canadiense. Se considera que el uso acumulativo mundial de endosulfán para cultivos es de 338 000 toneladas. Se calcula que el promedio mundial de uso de endosulfán en el mundo se encontraba en 10.500 t entre 1980 y 1989 y en 12.800 toneladas entre 1990 y 1999. La tendencia general del uso total mundial de endosulfán aumentó sin cesar desde el primer año en que este plaguicida se aplicó hasta, al menos, los últimos años del decenio de 1990. No se dispone de cifras recientes, actualizadas con posterioridad a la reciente prohibición en por lo menos 60 países. India es el consumidor más importante de endosulfán en el mundo, con un uso total de 113 000 toneladas entre 1958 y 2000. También se han incrementado sin cesar las

<sup>1</sup> Alemania, Arabia Saudita, Austria, Bahrein, Bélgica, Belice, Benin, Bulgaria, Burkina Faso, Cabo Verde, Camboya, Chad, Chipre, Colombia, Côte d'Ivoire, Croacia, Dinamarca, Egipto, Emiratos Árabes Unidos, Eslovaquia, Eslovenia, España, Estonia, Finlandia, Francia, Gambia, Grecia, Guinea Bissau, Hungría, Indonesia, Irlanda, Italia, Jordania, Kuwait, Letonia, Lituania, Liechtenstein, Luxemburgo, Malasia, Malí, Malta, Mauricio, Mauritania, Níger, Nigeria, Noruega, Nueva Zelandia, Omán, Países Bajos, Polonia, Portugal, Qatar, Reino Unido, República Checa, Rumania, Santa Lucía, Senegal, Singapur, Siria, Sri Lanka, Suiza, Suecia.

emisiones mundiales totales de endosulfán desde el año en que este plaguicida se aplicó por primera vez hasta la cantidad actual de emisiones, calculada en aproximadamente 150 000 toneladas. Los datos recientes sobre el uso y las emisiones de endosulfán en China arrojan un uso de endosulfán de un total de 24 000 toneladas en el período comprendido entre 1994 y 2004 y emisiones de la sustancia por un total de 1 100 toneladas (Jia et al. 2009a, 2009b). Desde 1998 hasta 2004, el uso fue de aproximadamente 2 700 t/a y las emisiones ascendían a 1 250 t/a; antes de 1998 los valores eran menores.

La evolución temporal de la concentración en el aire de endosulfán-alfa en Alert, Canadá, (Li and MacDonald (2005)), entre 1987 y 1997, recopilada a partir de varias fuentes (Patton et al., 1989, Halsall et al., 1998 y Hung et al., 2002), muestra que se trata de uno de los pocos plaguicidas organoclorados con concentraciones que se mantuvieron estables o levemente en aumento en el aire del Ártico durante el período 1987-1997. Los datos sobre las emisiones de endosulfán-alfa varían ampliamente, pero demuestran una tendencia generalmente en aumento, al menos hasta fines del decenio de 1990. Los datos provenientes de muestras de aire del Ártico canadiense también varían mucho, pero los pocos datos disponibles son congruentes con los datos de emisiones, lo que parece indicar que la atmósfera es un importante medio de transporte. En épocas más recientes, la tendencia a largo plazo del endosulfán en el aire del ártico –calculada usando filtración digital, un modelo estadístico de series temporales que filtra las fluctuaciones estacionales regulares para revelar la tendencia subyacente– no muestra una disminución en el período 1993 a 2006, a diferencia de otros plaguicidas organoclorados (por ejemplo,  $\gamma$ -HCH y de p,p'-DDT) ( Hung et al., 2009).

## **2.2 Destino en el medio ambiente**

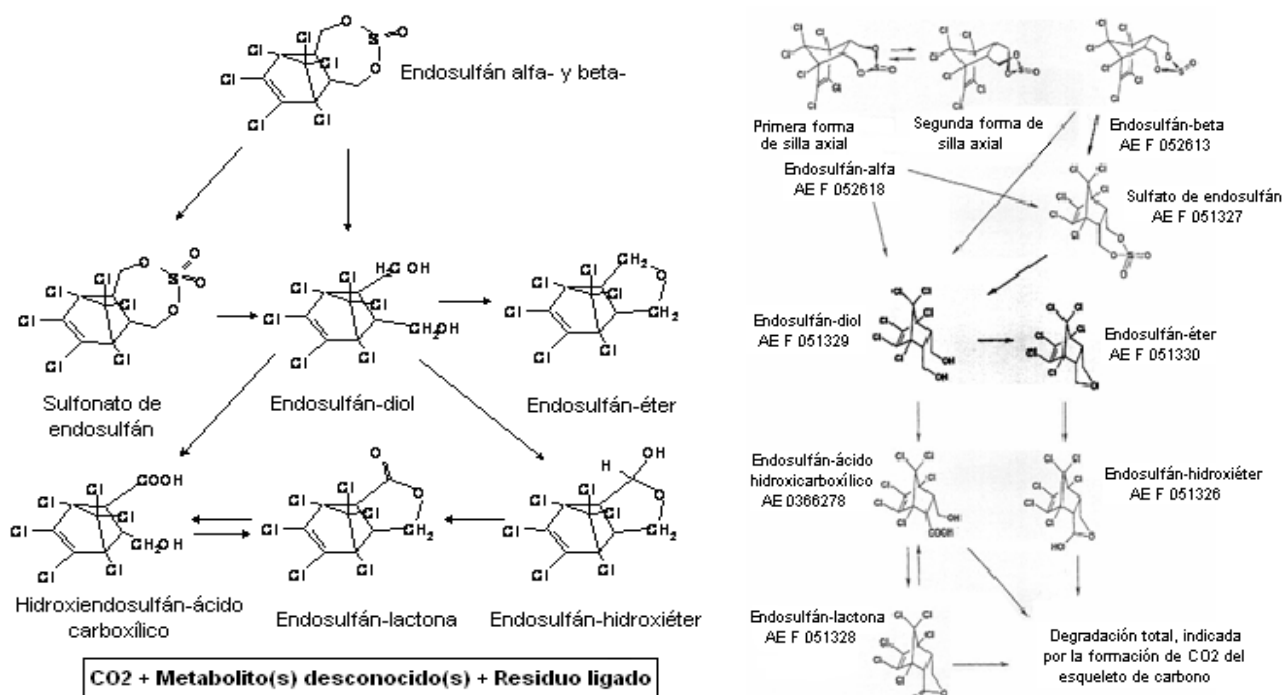
### **2.2.1 Persistencia**

La transformación aeróbica del endosulfán se produce a través de la oxidación mediada biológicamente. El metabolito principal que se forma es el sulfato de endosulfán. Este compuesto se degrada lentamente a los metabolitos más polares endosulfán-diol, endosulfán-lactona y endosulfán-éter. La formación de sulfato de endosulfán está fundamentalmente mediada por microorganismos; el endosulfán-diol fue el producto principal de hidrólisis. La mineralización microbiana a dióxido de carbono en condiciones de laboratorio a 20° C fue 1,01 a 13,08% después de 100 días para el endosulfán matriz y para el sulfato de endosulfán 1,01 a 13,08% a 120 días y 5 a 35% a 365 días está dentro de lo normal en función del tipo de suelo.

El sulfato de endosulfán también tiene actividad insecticida. Dado que es posible comparar la toxicidad del metabolito de sulfato, varios autores utilizan el término "endosulfán(suma)", que incluye los residuos combinados de los dos isómeros de la sustancia matriz y del sulfato de endosulfán. Sin embargo, este término no debe llevar a considerar que en realidad todos los metabolitos de endosulfán conservan el elemento principal de la estructura con el biciclo de hexachloronorborno.

En la evaluación de riesgos de la Unión Europea se proponen los siguientes patrones de degradación para el suelo (figura de la derecha) y para el agua (figura de la izquierda). En ambos casos, los isómeros de la sustancia matriz se transforman en endosulfán-diol, ya sea directamente o a través del sulfato de endosulfán. El endosulfán-diol luego se degrada en un conjunto de metabolitos relacionados, que incluyen: endosulfán-éter, endosulfán-hidroxiéter, endosulfán-ácido carboxílico y endosulfán-lactona.





Este destino ambiental dificulta la evaluación de la persistencia, así como el cálculo de los valores de DT<sub>50</sub> (INIA, 1999-2004). La mayoría de los estudios dan a entender que el endosulfán-alfa tiene una mayor degradación que el endosulfán-beta y que el sulfato de endosulfán es mucho más persistente. Los valores de DT<sub>50</sub> que se han informado para estas sustancias son muy variables. Los estudios de la degradación aeróbica del suelo de que se notificó en la evaluación de la UE incluían distintos tipos de suelo (franco arenoso, arena arcillosa, arcilla y suelos franco-limosos, pH de 4,7 a 7,4, carbono orgánico de 0,5 a 2,9%, y entre 30 y 50 % de capacidad máxima de retención de agua) y se realizaron siguiendo las directrices de la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos o de Biologische Bundesanstalt (BBA) a 20° C. El valor de DT<sub>50</sub> informado para la degradación aeróbica en el suelo en condiciones de laboratorio iba de 25 a 128 días para los isómeros alfa + beta y de 123 a 391 días para el sulfato de endosulfán. La disipación rápida de endosulfán en el campo, después de su aplicación en condiciones normales se relaciona principalmente con la volatilización y varía ampliamente. La evaluación de la Unión Europea estableció que en las regiones templadas los DT<sub>50</sub> en el campo se encontraban entre 7,4 y 92 días para los isómeros alfa + beta. En los climas tropicales se observó una disipación rápida; se considera que la volatilización (especialmente para los isómeros alfa- y beta-) es el proceso más importante de disipación del endosulfán en los medio ambientes tropicales (Ciglasch et al., 2006; Chowdhury et al., 2007). En estudios de campo realizados en la India, las semividas de disipación notificadas iban de 3 días (sin datos sobre el isómero) (Raikwar, et al., 2003) a 100 y 150 días para  $\alpha$  y  $\beta$ -endosulfán, respectivamente (Jayashree y Vasudevan 2007). El envejecimiento del campo aumenta la persistencia en el suelo y es especialmente importante en el caso del endosulfán, con un aumento de 3 veces en el coeficiente aparente de partición K<sub>OC</sub> de carbono orgánico dentro de los 84 días en un huerto de frutas tropicales en condiciones climáticas normales (Ciglasch et al., 2008).

En POPRC 4, el DT<sub>50</sub> combinado medido en estudios de laboratorio para el endosulfán alfa- y beta- y para el sulfato de endosulfán se consideró un parámetro importante para la cuantificación de la persistencia del endosulfán. Se observó una amplia variabilidad en el coeficiente de esta degradación. El período de semidesintegración combinado en el suelo calculado para el endosulfán (isómeros alfa- y beta- y sulfato de endosulfán) se encuentra en general entre los 28 y los 391 días; pero en condiciones específicas, la bibliografía informa valores más altos y más bajos.

En el compartimento acuático, el endosulfán es estable en los procesos de fotólisis. Sólo se observó hidrólisis rápida con valores altos de pH y no se biodegrada fácilmente. En los sistemas agua/sedimento (Jones, 2002; 2003, citado en el informe de la UE) los valores de DT<sub>50</sub> para los isómeros alfa- y beta- y para el sulfato de endosulfán se encontraban entre 3,3 y 273 días. Estos valores específicos no han sido validados, pero se demostró que el valor de DT<sub>50</sub> era > a 120 días. También se observaron endosulfán-diol, máximo 63,5%, y, en condiciones ácidas, (pH= 4,5 en agua y 4,9 en sedimento) endosulfán-lactona, máximo 14,8%.

Hay gran incertidumbre en relación con el coeficiente de degradación del endosulfán en la atmósfera. Buerkle (2003) presentó un conjunto de cálculos basados en modelos de la relación estructura-actividad y valores experimentales. En 1991 se realizó un cálculo del período de semidesintegración en la atmósfera utilizando el método de Atkinson y el valor resultante fue de 8,5 días. Se presentaron cifras experimentales para el endosulfán-alfa (27 días a 75°C en reacción de fase gaseosa con radicales HO generados por fotólisis de destello) y endosulfán-beta (15 días basadas en la reacción con los radicales HO en freón 113 líquido). El método de cálculo AOPWIN indica un período de semidesintegración de 47,1 horas, si se considera una concentración de HO diurna constante de  $5 \times 10^5 \text{ cm}^{-3}$ . Cabe señalar que para moléculas complejas como el endosulfán, el AOPWIN tiende a hacer una estimación inferior a la real de la semivida atmosférica de acuerdo a la degradación de radicales HO (Atkinson et al., 1999).

Se concluyó que, si se considera el endosulfán y sus productos de transformación relacionados, queda confirmada la persistencia del endosulfán en el suelo, los sedimentos y el aire.

### 2.2.2 Bioacumulación

Se han considerado tres fuentes complementarias de información para la evaluación de la bioacumulación y el potencial de biomagnificación del endosulfán y sus productos de degradación: la evaluación de selección basada en las propiedades físico-químicas, el análisis de los datos experimentales, que incluyen la bioconcentración, la bioacumulación y los estudios toxicocinéticos y el análisis de información recogida en el campo. A continuación se presentan los elementos más importantes de estas evaluaciones.

#### Evaluación de selección basada en las propiedades físico-químicas

El log  $K_{ow}$  informado para los isómeros alfa- y beta- y el sulfato de endosulfán osciló entre 3 y 4,8. Nuevos estudios (Muehlberger and Lemke 2004), que utilizan el método de cromatografía líquida de alta resolución (HPLC) indican un log  $K_{ow}$  de 4,65 para el endosulfán-alfa, de 4,34 para el endosulfán-beta y de 3,77 para el sulfato de endosulfán. Los otros metabolitos incluidos en la determinación del  $K_{ow}$  tienen valores de  $K_{ow}$  menores que el sulfato de endosulfán. Estos valores indican potencial de bioconcentración en organismos acuáticos, aunque se encuentran por debajo del valor umbral del criterio de selección (5), según el Convenio de Estocolmo.

Recientemente, se ha brindado especial atención al papel del coeficiente de partición octanol/aire ( $K_{oa}$ ) para la evaluación de selección del potencial de biomagnificación de los contaminantes orgánicos persistentes en cadenas tróficas terrestres. Kelly y Gobas (2003) y Kelly y colaboradores (2007) propusieron que la biomagnificación del endosulfán en la cadena trófica terrestre es especialmente importante, porque tiene un elevado log  $K_{oa}$ . Un  $K_{oa}$  elevado provoca eliminación lenta por la respiración. El log  $K_{oa}$  propuesto para el endosulfán alfa- y beta- es 10,29 y para el sulfato de endosulfán, 5,18. Aunque no existen umbrales específicos de selección para el  $K_{oa}$ , los autores consideran que los productos químicos con un log  $K_{ow}$  superior a 2 y un log  $K_{oa}$  superior a 6 tienen un potencial de biomagnificación inherente en organismos de respiración aérea de las cadenas tróficas terrestres, de los mamíferos marinos y de los seres humanos, siempre que los índices de transformación metabólica del producto químico no sean extensivos. Los isómeros de endosulfán alfa- y beta- pertenecen sin dudas a esta categoría; el metabolito principal, sulfato de endosulfán, es muy cercano a ella. Sin embargo, varios miembros formularon reservas respecto del uso del log  $K_{ow}$  para evaluar la biomagnificación, ya que opinaban que ese parámetro no está recogido en el Convenio.

#### Estudios de bioconcentración y bioacumulación en organismos acuáticos

Los valores de BCF informados para los peces se encuentran aproximadamente entre 20 y 11.600 ( $\text{L kg}^{-1}$  de peso húmedo); sin embargo, no se considera que el valor de 11 600 (Johnson and Toledo, 1993) sea muy confiable ya que la semivida de eliminación derivada de  $K_2$  no está en concordancia con datos observados y por consiguiente el BCF basado en la cinética es cuestionable. Se calculó un BCF de 21 días (método de coeficiente) de 5 670 sobre la base del total (endosulfán alfa. Beta y sulfato de endosulfán). La reevaluación de este estudio realizado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos propuso un BCF de 5 670, pero la incertidumbre sigue siendo alta y no deben considerarse datos confiables. La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos realizó una nueva evaluación de los estudios de bioconcentración en 2007 (USEPA 2007). Los dos estudios de mayor calidad indican que, en los peces, los valores de BCF están entre 1 000 (lisas; Schimmel et al. 1977) y 3 000 (*cyprinodon variegatus*; Hansen and Cripe 1991). Las vidas medias de depuración en los peces para el endosulfán alfa- y beta- fueron de 2 a 6 días. En los estudios de bioconcentración disponibles para cinco especies de invertebrados, el BCF osciló entre 12 y 600. Un BCF promedio de 2 682 y 3 278 (peso seco) se determinó para las algas verdes de agua dulce y para *Daphnia magna*, respectivamente (DeLorenzo et al. 2002). Hay que señalar que los neonatos de *D. magna* acumularon poco endosulfán cuando se los expuso a esta sustancia a través de la ingesta de fitoplancton contaminado.

Weber *et al.* (2009) han publicado nueva información sobre las cadenas tróficas del Ártico. Los factores de bioacumulación (BAF) y biomagnificación (BMF) se limitaron a los resultados relativos al endosulfán determinados únicamente mediante GC/MS, para evitar las incertidumbres derivadas del uso de distintas técnicas analíticas (por ejemplo, GC-ECD y GC-MS, respectivamente). En el caso del endosulfán, se calcularon los BAF empleando las concentraciones medidas por medio de GC-MS en la umbra del Ártico, el salmón, el bacalao del Ártico, la foca anillada

y la beluga conjuntamente con las concentraciones medidas en agua de mar o en lagos (umbra). Los valores de BAF para el endosulfán (suma) en la umbra, el bacalao y el salmón variaron entre 1 690 y 7 280 de peso húmedo. Habida cuenta de la incertidumbre en las mediciones de endosulfán a bajos niveles en la biota y la posible variación espacial y temporal de la concentración de los tipos de endosulfán en el agua, estos BAF deberían considerarse con cautela. No obstante, es oportuno evaluar los BAF sobre la base de las concentraciones de endosulfán (suma) ya que la carga corporal en esas especies de la biota puede ser resultado de la biotransformación ante la presencia de sulfato de endosulfán. Los valores medios de BAF para el endosulfán (suma) en tres especies de peces (4 080 de peso húmedo) no superan el criterio de 5 000, sin embargo, los BAF para el endosulfán (suma) basados en concentraciones en la grasa de belugas y focas anilladas (donde  $BAF_{iw}=BAF_{ww}$ ) alcanzaron una media de  $3,95 \times 10^5$ . Estos valores elevados de BAF se deben fundamentalmente a las altas concentraciones de endosulfán beta- notificadas por Kelly (2005).

Los valores BMF en algunas especies de predadores/presas se basan en los resultados notificados por Kelly (2005) y Kelly et al. (2007) ya que éstos fueron los únicos datos publicados en relación con la presencia de endosulfán en mamíferos marinos basados en análisis mediante GC-MS. Se observaron  $BMF > 1$  para el endosulfán (suma) en belugas (*Delphinaterus leucas*) que tienen como presas el bacalao del Ártico (*Arctogadus glacialis*) y el salmón (*Salmo* sp), dando por resultado un BMF medio de 1,5 en general para peces y mamíferos marinos.

La evaluación de la bioconcentración de la sustancia matriz y los metabolitos es especialmente importante. El estudio de Pennington y colaboradores (2004) ofrece un buen ejemplo de la complejidad de estos cálculos. Se expuso a ostras a endosulfán en un mesocosmo estuarino durante 96 horas. En este corto período de exposición se observó una bioacumulación significativa de endosulfán alfa- y beta- en las ostras, pero la cuantificación, incluso en las condiciones controladas del mesocosmo, es muy diferente según cómo se comparen el agua y las concentraciones en los organismos. Los autores plantean valores de BCF entre 375 y 1776 (peso seco) para el total (endosulfán alfa- y beta- y sulfato de endosulfán). En el informe de CropLife (Schanne, 2002), se presentó un estudio de microcosmos acuático al aire libre. Éste se llevó a cabo al aire libre, para simular en la mayor medida posible las condiciones de los sistemas naturales. Con este objetivo, se recogieron sedimento, agua y otras biotas en una región de una reserva natural acuifera amplia y de poca profundidad, en la parte austríaca del Lago Constanza. Durante el estudio aumentaron constantemente las concentraciones en el agua de endosulfán-lactona radiomarcado y dos metabolitos desconocidos, M1 y M4, en tanto que el sulfato de endosulfán se mantuvo más o menos constante y en un nivel bajo o levemente decreciente en ambas rutas de entrada. El residuo total de sedimento radiactivo aumentó durante el estudio a un máximo de 13,8  $\mu\text{g}$  equivalentes de radioactividad/kg. El residuo total radioactivo en macrofitos aumentó con el tiempo y alcanzó un máximo de 2236  $\mu\text{g}$  equivalentes de radioactividad  $\text{kg}^{-1}$  de peso fresco. Así como sucede con los macrofitos, el residuo total radioactivo en los peces que sobrevivieron alcanzó un máximo de 3 960  $\mu\text{g}$  equivalentes de radioactividad  $\text{kg}^{-1}$  de peso fresco.

Este estudio demuestra con claridad que el endosulfán se encontraba en el sedimento, los peces y los macrofitos hasta el momento de finalización del estudio y que también se degradó a los metabolitos que conservan la estructura cíclica clorada del endosulfán. Estos metabolitos tienen potencial de bioacumulación en peces y macrofitos y algunos han demostrado potencial de persistencia en el medio ambiente. Además, el estudio revela que existen otros metabolitos desconocidos con el mismo potencial de bioacumulación. Se calcularon los siguientes factores de bioacumulación (BAF) para la difusión de la fumigación y las escorrentías: BAF de radioactividad total, cerca a 1000; BAF para el sulfato de endosulfán 4600-5000 (difusión de la fumigación). Hay que considerar con algún cuidado estos factores de bioacumulación, ya que las concentraciones evaluadas provocaron efectos evidentes en los organismos acuáticos, o eran muy cercanas a las concentraciones tóxicas. Por consiguiente, el potencial de bioacumulación estimado podría ser diferente del esperado, a causa de los efectos tóxicos de las concentraciones evaluadas.

### **Toxicocinética y estudios del metabolismo**

Después de haber recibido endosulfán por vía oral, ya sea en dosis únicas o a través de la dieta, la eliminación del compuesto matriz y sus metabolitos es considerable y relativamente rápida en una cantidad de especies de animales experimentales. Los metabolitos del endosulfán incluyen: sulfato de endosulfán, diol, hidroxietér, éter y lactona.

Chan y colaboradores (2006) desarrollaron un modelo farmacocinético de base fisiológica para estudiar el metabolismo del endosulfán en ratas macho Sprague-Dawley. Recientemente se publicaron los datos de la cinética de acumulación y eliminación del endosulfán ingerido con la dieta en el salmón del Atlántico (Berntsen et al., 2008). El endosulfán-beta recibido a través de la dieta mostró un factor de biomagnificación (BMF) mayor ( $0,10 \pm 0,026$  vs.  $0,05 \pm 0,003$ ,  $p < 0,05$ ), con mayores constantes de absorción ( $41 \pm 8\%$  vs.  $21 \pm 2\%$ ) y menores constantes de eliminación ( $26 \pm 2 \times 10^{-3} \text{ día}^{-1}$  vs.  $40 \pm 1 \times 10^{-3} \text{ día}^{-1}$ ) que el endosulfán-alfa. Los niveles de sulfato de endosulfán permanecieron sin cambios durante el período de depuración, en tanto que las isoformas matrices se eliminaron rápidamente. Sobre la base de la disminución del factor diastereomérico a través del tiempo, se calculó que la biotransformación alcanzaría al menos el 50% de la eliminación del endosulfán. La formación del metabolito sulfato de endosulfán comprendió un máximo de 1,2% de la acumulación total del endosulfán. No se midieron otros metabolitos y, por consiguiente, a partir de este estudio no es posible calcular un factor de biomagnificación para el endosulfán más todos los metabolitos.

### **Evaluación de datos de campo y modelos de biomagnificación**

Una gran cantidad de estudios ofrece información sobre la medición de niveles de endosulfán en la biota en todo el mundo. Frecuentemente se encuentran endosulfán y su metabolito sulfato de endosulfán en los cultivos y en la cercanía de los sitios en los que se ha utilizado esa sustancia química, así como en regiones lejanas donde la presencia de este plaguicida debe ser el resultado del transporte a media y larga distancia desde aquellas regiones.

Se pueden obtener estimaciones cuantitativas de biomagnificación con modelos matemáticos calibrados con los datos de campo (Alonso et al., 2008). Varios modelos publicados indican el potencial de biomagnificación del endosulfán a través de la cadena trófica. Un modelo de cadena trófica líquen-caribú-lobo predice la biomagnificación del endosulfán-beta. Los factores de biomagnificación para el lobo varían entre 5,3 y 39,8 –para lobos de entre 1,5 y 13,1 años– (Kelly et al. 2003).

En 2007 se publicó un artículo muy importante (Kelly et al., 2007). El modelo predice un factor de biomagnificación significativo para el endosulfán-beta en las especies de respiración aérea, que va de 2,5 para los herbívoros terrestres, a 28 para los carnívoros terrestres y un factor de biomagnificación inferior a 1 para los organismos de respiración acuática.

También se presentaron concentraciones de endosulfán alfa- y beta- y sulfato de endosulfán en el Ártico canadiense en algas del hielo, fitoplancton, zooplancton, peces marinos y en la foca anillada. Las concentraciones iban de 0,1 a 2,5 ng g<sup>-1</sup> de lípido. Los factores de magnificación trófica calculados fueron menores a 1, lo que parece indicar que no existe magnificación en la cadena alimentaria de la foca anillada (Morris et al. 2008). Sin embargo, se calculó un factor de magnificación > a 1 en las redes tróficas del Mar de Beaufort sur y el Golfo de Amundsen, en el caso en que los mamíferos marinos estén incluidos en la red trófica (Mackay & Arnold, 2005).

La comparación de las concentraciones informadas de endosulfán en la biota y, especialmente, en los depredadores de nivel superior, con las observadas en los mismos organismos y ecosistemas para otros contaminantes orgánicos persistentes también ofrece indicaciones indirectas acerca del potencial de bioacumulación. Aunque el umbral numérico de BCF no se ha superado en los estudios normalizados de laboratorio, existe suficiente información que demuestra que el potencial de bioacumulación del endosulfán existe.

#### **2.2.3 Potencial de transporte a larga distancia en el medio ambiente**

La posibilidad de que el endosulfán experimente transporte a larga distancia puede evaluarse a partir de tres fuentes principales de información: el análisis de las propiedades del endosulfán, la aplicación de modelos de transporte a larga distancia y el examen de los datos de vigilancia existentes en regiones remotas.

### **Evaluación de selección basada en las propiedades físico-químicas**

Existe suficiente información sobre la volatilidad de endosulfán alfa- y beta- como para avalar el potencial de transporte atmosférico. El transporte atmosférico a larga distancia requiere un nivel mínimo de persistencia en la atmósfera. Como se señaló anteriormente, existe incertidumbre sobre el coeficiente de degradación real del endosulfán en la atmósfera, pero parece que supera el umbral del periodo de semidesintegración, que es de dos días. Considerando las temperaturas mucho más bajas de la troposfera, el periodo de semidesintegración en el medio ambiente del endosulfán en situaciones reales probablemente sea más largo. Por lo tanto, debería concluirse que la combinación de volatilidad y persistencia atmosférica suficiente da como resultado un potencial significativo de transporte a larga distancia.

### **Predicciones del modelo de transporte a larga distancia**

Se han creado varios modelos para el cálculo de este potencial, de acuerdo con las características de cada contaminante orgánico persistente. Becker, Schenker y Scheringer (ETH, 2009, información presentada por Suiza) calcularon la persistencia total y el transporte a larga distancia potencial del endosulfán alfa- y beta- y de dos de sus productos de transformación, sulfato de endosulfán y endosulfán-diol, con dos modelos multimedios, las técnicas Pov y el LRTP Screening Tool, de la OCDE, y el modelo internacional de resolución latitudinal, CliMoChem. La Screening Tool de la OCDE proporciona los valores de Pov y LRTP para cada compuesto por separado, en tanto que el modelo CliMoChem calcula simultáneamente la distribución ambiental de las sustancias matrices y la formación y distribución de los productos de transformación. Los resultados obtenidos con el modelo CliMoChem muestran que la persistencia total y el potencial de transporte a larga distancia de la familia de la sustancia endosulfán (alfa-, beta- y sulfato de endosulfán) son similares a los de los contaminantes orgánicos persistentes ya conocidos, como la aldrina, el DDT y el heptacloro. También indican que la persistencia total y el potencial de transporte a larga distancia para la familia de la sustancia, es decir, que incluye los productos de transformación, son significativamente mayores que los de los isómeros matrices solos (430d a diferencia de 33 d (endosulfán alfa- por separado) y 65 d (endosulfán beta- por separado) (Becker et al. (2009). Otros resultados obtenidos con el modelo CliMoChem (Scheringer et al. 2000) indican que todas las zonas latitudinales del hemisferio norte contribuyen a la presencia del endosulfán en el Ártico aunque en diferentes medidas. El aporte de la región tropical (0-20°) es aproximadamente 2%, por cuanto a esta región se atribuyó

el 12% de las emisiones de endosulfán en 2000. Las zonas de temperaturas más bajas (40-70° N) aportan cerca del 60% del endosulfán encontrado en el Ártico pero representan sólo el 16% de las emisiones. Por último, la región subtropical del Norte (20-40° N) comparte las mismas partes de las emisiones y contribuye en igual medida a la presencia del endosulfán en el Ártico (35%). No obstante, este modelo no ha sido validado para el endosulfán **específicamente, sino para otras moléculas comparables y, según la opinión de un miembro**, los valores de predicción podrían no ser realistas.

Los Estados Unidos (USEPA 2007) concluyen que los estudios recientes indican que los residuos desorbidos de endosulfán se volatilizan y siguen reciclándose en el sistema mundial a través del proceso de migración y que vuelven a depositarse a través de las deposiciones húmedas y secas, así como también a través del intercambio aire-agua en el hemisferio norte. La dispersión de polvo y la traslocación también contribuyen a la presencia de endosulfán en la atmósfera en la fase de adsorción en materia particulada suspendida, pero no parece que este proceso sea un contribuyente principal, como sucede en el caso de la volatilización. El transporte del endosulfán en solución y en residuos ligados a sedimentos también puede contribuir potencialmente a la distribución a larga distancia y regional del endosulfán.

Brown y Wania (2008) publicaron recientemente un modelo basado en dos metodologías de selección paralela: una de las metodologías selecciona productos químicos sobre la base de las propiedades de las sustancias y la otra selecciona los productos químicos basándose en un perfil estructural de contaminantes conocidos del Ártico. De acuerdo con el modelo, se encontró que el Ártico estaba muy contaminado con endosulfán, que tenía un gran potencial de bioacumulación y que se correspondía con el perfil estructural de los contaminantes ya conocidos del Ártico. Estos resultados concuerdan con los cálculos empíricos del potencial de contaminación del Ártico examinados por Muir y colaboradores (2004), que concluyeron que el endosulfán experimenta transporte a larga distancia, tal como habían predicho los modelos y confirmado las mediciones ambientales.

### **Confirmación basada en mediciones en regiones remotas**

Este potencial se ha confirmado con datos de vigilancia. Existe una cantidad significativa de información, puesto que el endosulfán se ha medido en combinación con otros insecticidas organoclorados. Varias publicaciones indican el potencial de transporte a larga distancia de los residuos de endosulfán e informan hallazgos de niveles cada vez más altos de endosulfán en el agua, el aire y la biota del Ártico.

## **2.3 Exposición**

### **2.3.1 Datos de vigilancia ambiental**

Aunque sólo recientemente se ha incluido el endosulfán en programas formales de vigilancia de contaminantes orgánicos persistentes, esta sustancia se ha medido frecuentemente en estudios sobre plaguicidas organoclorados y, por lo tanto, existe información abundante, aunque muy disímil, sobre la medición de niveles de endosulfán en muestras ambientales. La mayoría de los estudios incluye mediciones de endosulfán alfa- y beta- y, en algunos casos, de sulfato de endosulfán. Los otros metabolitos se han cuantificado sólo raramente. La información se ha agrupado en tres categorías principales:

- Transporte a media distancia: recopila la información de regiones en donde no se ha utilizado el plaguicida, cercanas a regiones en las que se ha utilizado –o potencialmente utilizado– endosulfán (regiones con actividad agrícola intensiva).
- Potencial de transporte a larga distancia: recopila información en regiones a distancia significativa de aquellas en las que se utiliza esta sustancia, donde la presencia de endosulfán sólo puede explicarse a causa de transporte atmosférico y deposición; incluye regiones de montañas de gran altura.
- Transporte a larga distancia: recoge información de regiones remotas, muy lejos de las regiones de uso intensivo, en especial el Ártico y la Antártida.

A continuación se presenta un resumen de los valores relevantes de vigilancia. Éste se basa mayormente en los exámenes recientes llevados a cabo por la Comunidad Europea y los Estados Unidos, presentados en sus informes y completados con información adicional presentada por otras partes/observadores y el examen de los datos de la bibliografía reciente.

### **POTENCIAL DE TRANSPORTE A LARGA DISTANCIA: REGIONES MONTAÑOSAS**

Se cree que el efecto de “destilación global” explica el transporte de los contaminantes orgánicos persistentes cuando un compuesto se volatiliza desde regiones más cálidas, experimenta transportado atmosférico a larga distancia y luego vuelve a condensarse, lo que lleva a una acumulación de esas sustancias en las regiones templadas, de montañas más elevadas y del Ártico. Wania y Mackay (1993) propusieron que mediante la “destilación global” los compuestos orgánicos podían fraccionarse según las latitudes y “condensarse” a diferentes temperaturas de acuerdo con su

volatilidad, de modo que los compuestos con presiones de vapor relativamente bajas podrían acumularse preferentemente en las regiones polares. Se encontró endosulfán en la atmósfera de las regiones montañosas de Europa (Pirineos centrales y las altas montañas Tatra). Al igual que con el hexaclorociclohexano (HCH), las concentraciones de endosulfán fueron mayores en los períodos cálidos ( $4\text{-}10\text{ pg m}^{-3}$ ), tanto en la fase gaseosa como particulada, lo que refleja su patrón de uso estacional (van Drooge et al., 2004). Se encontró endosulfán, junto con muchos otros contaminantes orgánicos persistentes, en muestras de capas de nieve acumulada recolectadas a distintas altitudes de las montañas del oeste de Canadá. El nivel de los contaminantes en la nieve y en la capa de nieve acumulada aumentaba con las mayores alturas, mostrando un incremento de 60 a 100 veces en los índices netos de deposición de contaminantes en las capas de nieve acumulada, en elevaciones superiores a 2300 metros (Blais et al, 1998). Las concentraciones de endosulfán-alfa variaron entre  $0,06$  y  $0,5\text{ ng L}^{-1}$  en las muestras obtenidas a una altura de 700 a 3.100 m. El transporte aéreo también causó contaminación de la nieve (Parque Nacional Secuoya) y del agua (Cuenca del lago Tahoe) de las montañas de Sierra Nevada en California, una región adyacente al Valle Central de California, que se halla entre las zonas de los Estados Unidos de América en las que más se usan plaguicidas. Se midieron niveles de endosulfán-alfa en la lluvia de entre  $< 0,0035\text{ ng L}^{-1}$  y  $6,5\text{ ng L}^{-1}$ , en tanto que las concentraciones medidas de endosulfán-beta variaron entre  $< 0,012\text{ ng L}^{-1}$  y  $1,4\text{ ng L}^{-1}$  (Mc Connell et al. 1998). **En 1997, LeNoir et al. (1999) notificaron concentraciones de endosulfán (suma de los isómeros alfa y beta) medidas en lagos remotos del Parque Nacional de Secuoyas, en las montañas de la Sierra Nevada de California. Específicamente, las concentraciones en tres Lagos a elevaciones entre 2000 y 3300 metros fluctuaron entre 1,3 y 120,3 ng/L. Los niveles de nivel máximo (120 ng/L) superaron la concentración sin efectos adversos observados (NOAEC) para los peces de agua dulce correspondiente a 56 ng/L (Dionne 2002).**

Se midieron concentraciones de  $71,1\text{ pg m}^{-3}$  de endosulfán-alfa en los Himalayas; el análisis de trayectoria inversa indicó que había llegado allí desde el subcontinente indio con los vientos del oeste, impulsados por el monzón asiático (Li et al., 2006). Sin embargo, **según uno de los miembros**, no se sabe con certeza si se realizaron estudios de caracterización o determinación del número de fuentes para llegar a esta conclusión]

En los lagos de las montañas de los Alpes, los Pirineos (Estany Redò) y las montañas de Caledonia (Øvre Neådalsvatn, Noruega), la deposición atmosférica de endosulfán se calculó entre  $0,2$  y  $340\text{ ng m}^{-2}$  por mes (Carrera et al., 2002). Contrariamente a otras sustancias químicas, el endosulfán mostró una distribución geográfica más uniforme; los lagos del sur estuvieron mucho más expuestos al efecto del endosulfán, lo que refleja el impacto de las actividades agrícolas en el sur de Europa. En los lagos del norte sólo se midió el sulfato de endosulfán, que es más persistente. Las concentraciones de sulfato de endosulfán fueron de  $1000, 92$  y  $120\text{ pg L}^{-1}$  en los Pirineos, los Alpes y las montañas de Caledonia, respectivamente (Vilanova et al. 2001).

### **TRANSPORTE A LARGA DISTANCIA: REGIONES POLARES**

El informe de los Estados Unidos resume información de la Agencia Federal Alemana de Medio Ambiente (GFEA) (2007), Nage y Bidleman, 2001, y el informe del Grupo de Tareas sobre endosulfán (ETF) MRID 467343-01.

El primer informe sobre el transporte atmosférico a larga distancia de endosulfán alfa- y beta- hacia el Ártico (Patton et al. 1989) es de 1986. Durante el año 1988 hubo “nieve marrón” en la zona central del Ártico canadiense. La nieve se había coloreado por polvo que aparentemente había sido transportado desde Asia. Se detectó endosulfán en el polvo, con una concentración máxima de  $22\text{ pg L}^{-1}$ . Desde entonces (1993 hasta la fecha), se ha encontrado habitualmente endosulfán en el programa de vigilancia del aire en el Ártico canadiense (Halsall et al., 1998; Hung et al., 2001). Hay abundantes datos de vigilancia sobre el endosulfán en el Ártico, de la atmósfera, la capa de nieve acumulada, el agua superficial y la biota (Bidleman et al., 1992; De Wit et al., 2002; Halsall et al., 1998; Hobbs et al, 2003; Jantunen and Bidleman, 1998).

#### **Transporte a larga distancia: aire del Ártico**

Se ha informado que el endosulfán es un plaguicida ampliamente distribuido en la atmósfera de la región del Polo norte. Contrariamente a la mayoría de los otros plaguicidas organoclorados, cuyas concentraciones han disminuido, las concentraciones promedio de endosulfán en el Ártico no han cambiado significativamente durante los último años del decenio de 1990 (Meaking, 2000). Las concentraciones de endosulfán-alfa medidas en las estaciones de vigilancia del aire del Ártico aumentaron desde el comienzo hasta la mitad de 1993 y permanecieron aproximadamente en  $0,0042\text{-}0,0047\text{ ng m}^{-3}$  hasta el final de 1997. No se observó una tendencia temporal clara en las concentraciones de endosulfán en la atmósfera ártica (Hung et al., 2002). Las mediciones realizadas en el aire en Alert, en Nunavut, Canadá, mostraron concentraciones promedio anuales de entre  $3$  y  $6\text{ pg m}^{-3}$  durante los años 1993 a 1997. Los valores fluctuantes reflejan las aplicaciones estacionales en las regiones de origen.

Las concentraciones de endosulfán en el aire del Ártico sólo fueron superadas por las de los isómeros  $\Sigma\text{HCH}$  y el hexaclorobenceno (HCB) (Halsall et al., 1998). En comparación con las concentraciones medidas en la región de los Grandes Lagos, los niveles atmosféricos en el Ártico eran menos dependientes de la temperatura, aunque también se observaron variaciones estacionales. Por ejemplo, las concentraciones de endosulfán-alfa variaron en un factor de 3-5

desde la primavera hasta el otoño. Eso sugiere un ciclo estacional bimodal menos claro a medida que aumenta la distancia desde las regiones de aplicación. Hung y colaboradores (2002) utilizaron normalización de temperatura, regresión lineal múltiple y filtración digital para analizar las tendencias temporales de un conjunto de datos atmosféricos de plaguicidas organoclorados recolectados en el centro de Alert, Nunavut, en el alto Ártico canadiense.

También se comunicó variación estacional en las concentraciones en la isla Sable (240 km al este de Nueva Escocia, Canadá, a 43°57'N, 60°00'O). En verano se midieron concentraciones aéreas de endosulfán (isómeros alfa- y beta-) de entre 69 y 159 ng m<sup>-3</sup>, en tanto que en invierno los valores cayeron a niveles de 1,4 a 3,0 pg m<sup>-3</sup> (sólo isómero-alfa) (Bidleman et al., 1992).

Se comunicaron datos similares sobre el endosulfán-alfa en la bahía Resolute (isla Cornwallis, 75° lat N), donde se han medido concentraciones aéreas de aproximadamente 4 pg m<sup>-3</sup> (Bidleman et al., 1995), y de muestras de aire tomadas en un iceberg que se desprendió de la barrera de hielo de Ward Hunt, en la costa norte de la isla Ellesmere, en Canadá, aproximadamente a 81°N, 100°O). La concentración media de endosulfán-alfa en verano, en 1986 y 1987, fue de 7,1 y 3,4 ng m<sup>-3</sup>, respectivamente (Patton et al., 1989). La evidencia adicional de transporte aéreo a larga distancia proviene de los datos de Newfoundland, que mostraron concentraciones medias de 20 pg m<sup>-3</sup> en el verano de 1977 (Bidleman et al., 1981).

Hay más datos sobre concentraciones de endosulfán en aire, provenientes de Amerma (región de Rusia en el Ártico oriental), con valores de entre 1 y 10 pg m<sup>-3</sup> (De Wit et al., 2002; Konoplev et al., 2002). Se detectó endosulfán en alrededor del 90% de todas las muestras, evidenciándose una correlación significativa con la temperatura atmosférica. Contrariamente a lo que sucede con otros organoclorados, cuyos incrementos estacionales se presumen causados por la (re)volatilización desde fuentes secundarias, se piensa que las aplicaciones frescas son las responsables de las concentraciones de endosulfán de 3,6 pg m<sup>-3</sup> en invierno y de 5,8 pg m<sup>-3</sup> en verano (valores medios). En el espacio, las concentraciones anuales en los diversos sitios circumpolares no evidenciaron diferencias notables, lo que indica un grado de uniformidad en la contaminación de la atmósfera del Ártico.

#### **Transporte a larga distancia: agua dulce del Ártico**

También se midió el endosulfán (isómero no especificado) en el lago Amituk, en la isla de Cornwallis, en NV, Canadá. Los valores medidos fueron (en ng L<sup>-1</sup>): entre 0,135 y 0,466 en 1992; entre 0,095 y 0,734 en 1993 y entre 0,217 y 0,605 en 1994 (citado en Ngabè and Bidleman 2001). Las concentraciones anuales pico de endosulfán observadas en verano se atribuyeron al aporte fresco de la fusión de las nieves por parte de las corrientes afluentes.

#### **Transporte a larga distancia: sedimento de agua dulce del Ártico**

Los núcleos laminados recolectados del lago ártico DV09 en la isla Devon, en Nunavut, Canadá, en mayo de 1999, se analizaron buscando, entre otros compuestos, endosulfán. En el sedimento de ese lago sólo se encontró endosulfán-alfa. La concentración era más elevada en la superficie del sedimento y disminuía rápidamente hasta debajo de los límites de detección en los cortes de núcleos previos a 1988.

#### **Transporte a larga distancia: agua de mar del Ártico**

Durante el decenio de 1990, en reiteradas oportunidades se detectó endosulfán en el agua de mar del Ártico. Las concentraciones medias fueron similares a las del clordano y variaron entre 2 y 10 pg L<sup>-1</sup>. Las tendencias estacionales mostraron concentraciones crecientes durante la estación de mar abierto, lo que parece indicar aporte fresco del intercambio y escorrentía de gas. Esta tendencia es análoga a las tendencias estacionales observadas en el aire del Ártico y en el lago Amituk (USEPA, 2007).

En el verano de 1993, una evaluación de varios plaguicidas en el aire, el hielo, la niebla, el agua de mar y la microcapa de superficie en los mares de Bering y Chukchi (Chernyak et al., 1996) identificó endosulfán-alfa en el aire y en el agua de mar subsuperficial, en niveles de alrededor de 2 pg L<sup>-1</sup>. Se detectaron niveles < 9 pg L<sup>-1</sup> en hielo fusionado y < 40 pg L<sup>-1</sup> en la microcapa superficial del agua de mar. En condensados de niebla de varios sitios de esa región se midieron concentraciones de <10 a <0,5 ng L<sup>-1</sup>. Se encontró endosulfán-beta en varias muestras atmosféricas, por ejemplo, del Bering central o del golfo de Anadyr, en concentraciones de alrededor de 1 pg m<sup>-3</sup>. Se registraron concentraciones similares de endosulfán en la capa superficial del agua de mar (40 a 60 m), recolectada en los mares de Bering y Chukchi, al norte de Spitzbergen y del mar de Groenlandia (Jantunen and Bidleman, 1998).

Desde el decenio de 1990 hasta el año 2000, se midieron las concentraciones de endosulfán en agua de mar del Ártico en distintas regiones del Océano Ártico (Weber et al., 2006). Las concentraciones de endosulfán alfa- y beta- en agua de mar superficial variaron entre <0,1 y 8,8 pg L<sup>-1</sup> y 0,1 y 7,8 pg L<sup>-1</sup>, respectivamente. Morris et al. (2008) han notificado la presencia de endosulfán alfa- y sulfato de endosulfán en el Estrecho de Barrow con una concentración media de 1,4 y 4,6 pg L<sup>-1</sup> a 2 metros de profundidad. La distribución geográfica de endosulfán-alfa reveló que las mayores concentraciones se encontraban en el Ártico occidental, particularmente en los mares de Bering y Chukchi, y sus niveles más bajos en la zona central del Océano Ártico. Los resultados del índice de fugacidad aire-agua indican que el endosulfán-alfa se ha estado depositando en las aguas superficiales en todas las regiones en el Océano Ártico

desde el decenio de 1990. Los autores concluyeron que la deposición neta a través de la transferencia aire-agua puede ser la vía dominante de ingreso del endosulfán-alfa al Océano Ártico, especialmente durante los períodos sin hielo.

#### **Transporte a larga distancia: nieve y capa de nieve acumulada en el Ártico**

Las concentraciones de endosulfán-alfa en las muestras de nieve recolectadas en la cubeta de hielo de Agassiz, en la isla Ellesmere, en Canadá, en 1986 y 1987, variaron entre 0,10 y 1,34 ng m<sup>-3</sup> (Gregor and Gummer, 1989). Las concentraciones de endosulfán-alfa en la capa de nieve acumulada de la cubeta de hielo de Agassiz fueron 0,288 ng L<sup>-1</sup> en 1989 y 0,046 ng L<sup>-1</sup> en 1992 (Franz et al., 1997). A partir de las concentraciones medidas en la capa de nieve acumulada y las cantidades de nieve caída, se calculó que las tasas mínimas de deposición en invierno fueron 0,03 µg m<sup>-2</sup> en 1986 y 1987 (Barrie et al., 1992).

#### **Transporte a larga distancia: biota ártica y antártica**

Se encontró endosulfán-alfa en el 40% de las muestras de krill antártico. El nivel geométrico medio detectado fue de 418 pg g<sup>-1</sup> pl y el máximo fue de 451 pg g<sup>-1</sup> pl (Bengston et al., 2008).

Se encontró endosulfán (isómeros alfa- y beta-) en muchas especies diferentes de Groenlandia. A continuación, se resumen las mayores concentraciones medianas y máximas en ng g<sup>-1</sup> pl, por especie, en diversos sitios y tejidos. Especies terrestres: lagópodo (mediana 1,9 y máxima 3,0 en hígado), liebre (mediana 0,55 y máxima 0,64 en hígado), cordero (mediana no determinada y máxima 0,65 en hígado), caribú (mediana 0,17 y máxima 0,39 en músculo), buey almizclero (mediana 0,016 y máxima 1,8 en grasa). Peces de agua dulce: umbra del Ártico (mediana 21 y máxima 92 en tejido muscular). Organismos marinos: camarón (mediana 3 y máxima 5,2 en músculo), cangrejo de las nieves (mediana 19 en músculo y máxima 95 en hígado), vieira de Islandia (mediana 0,36 y máxima 1,6 en músculo), capellán (mediana 50 ng g<sup>-1</sup>). Aves marinas: éider común (mediana 4,9 y máxima 8,6 en hígado), éider real (mediana 3,7 en hígado y máxima 10 en músculo), gaviota tridáctila (mediana 62 y máxima 130 en músculo) y arao de pico ancho (mediana 8,8 y máxima 15 en hígado). Mamíferos marinos: foca anillada (mediana 5,6 en hígado, en Qeqertarsuaq, y máxima 25 en músculo, en Ittoqqortoormiit), foca de Groenlandia (mediana 12 y máxima 45 en grasa), rorcual aliblanco (mediana 12 y máxima 29), beluga (mediana 45 y máxima 83 en piel) y narval (mediana 81 y máxima 120 en piel) (Vorkamp et al., 2004).

En Cumberland Sound, Canadá, se recolectaron muestras de grasa de belugas macho durante 20 años en cinco puntos en el tiempo. Sólo se detectó sulfato de endosulfán. Pero contrariamente a lo que sucede con otros organoclorados, los niveles parecen haber aumentado en forma sostenida (3,2 veces) durante el período de 20 años comprendido entre 1982 y 2002, en el que alcanzaron cerca de 14 ng g<sup>-1</sup> pl. (USEPA 2007). En 1998 se midieron las concentraciones de endosulfán-alfa en la grasa de poblaciones de rorcual aliblanco en distintas partes del Atlántico norte (Hobbs et al., 2003). Las mayores concentraciones medias se encontraron en los rorcuales aliblancos del Mar del Norte/islas Shetland (34 ng g<sup>-1</sup> de lípidos en las hembras y 43,0 ng g<sup>-1</sup> en los machos), el mar de Barents (7,74 ng g<sup>-1</sup> pl en las hembras y 9,99 ng g<sup>-1</sup> pl en los machos) y en la isla de Vestfjorden en el archipiélago de Lofotes, en Noruega (4,51 ng g<sup>-1</sup> pl en las hembras y 9,17 ng g<sup>-1</sup> pl en machos). Se encontraron concentraciones menores, de < 1 ng g<sup>-1</sup> pl y 5 ng g<sup>-1</sup> pl, en ballenas de Jan Mayen (territorio de Noruega) y de Groenlandia. Las diferencias se atribuyeron a distintos aspectos genéticos, distintos perfiles de ácidos grasos, etc.

Se detectó endosulfán en el tejido adiposo y en la sangre de osos polares de Svalbard (Noruega). Los valores medios hallados para el endosulfán-alfa fueron 3,8±2,2 ng g<sup>-1</sup> de peso húmedo (mín-máx: 1,3-7,8 ng g<sup>-1</sup>) y 2,9 ± 0,8 ng g<sup>-1</sup> para el endosulfán-beta (mín-máx: 2,2-4,3 ng g<sup>-1</sup>). El isómero alfa- se detectó en todas las muestras (15/15); el isómero beta- sólo se encontró en 5 muestras de 15.

En las muestras de grasa obtenidas de osos polares en la costa del mar de Beaufort, en Alaska, en la primavera de 2003 (Bentzen et al., 2008), los niveles de endosulfán-alfa variaron entre <0,1 y 21 ng g<sup>-1</sup> de peso húmedo de grasa (<0,1-36 ng g<sup>-1</sup>pl).

En hígado de fulmares del norte de Bjørnøya, se detectó endosulfán en sólo dos individuos (de 15) y los niveles hallados fueron bajos: 0,28 y 0,50 ng kg<sup>-1</sup> pl (Gabrielsen, 2005).

Los niveles en huevos de arao medidos en 2003 en la isla St. Lazuria variaron entre 3,04 y 11,2 ng g<sup>-1</sup> (media 5,89 ng g<sup>-1</sup>) para el endosulfán-beta, y entre 0,116 y 0,428 ng g<sup>-1</sup> (media 0,236 ng g<sup>-1</sup>) para el endosulfán-alfa. En la isla de Middleton, en el Golfo de Alaska, los niveles de endosulfán-beta medidos en 2004 en huevos de arao alcanzaron 11,8 ng g<sup>-1</sup> (media de 6,74 ng g<sup>-1</sup>). También se encontraron endosulfán alfa- y beta- en huevos de arao común en las islas East Anatuli, Duck y Gull, en los cabos Denbigh y Pierce y en las islas Sledge, Bluff y Bogoslov (Roseneau et al., 2008).

Los niveles de endosulfán en salmón real y salmón rojo, en Cook Inlet, Alaska, variaron entre 252 y 1610 ng kg<sup>-1</sup> (USEPA, 2003).



En las focas anilladas de Alaska, los mayores niveles se encontraron en el Océano Ártico occidental frente a Barrow (la media geométrica en la grasa de la foca anillada, combinando machos y hembras, fue de 22,6 ng g<sup>-1</sup> de endosulfán-alfa, y la mayor concentración fue de 43,39 ng g<sup>-1</sup>) (Mackay and Arnold, 2005).

Se ha detectado endosulfán en la biota ártica (5 especies terrestres, 1 de agua dulce y 13 marinas con niveles máximos de entre 0,39 y 130 pg g<sup>-1</sup>pl) y antártica (una especie de foca y krill con niveles máximos de 451 pg g<sup>-1</sup> pl). Los datos de vigilancia han detectado endosulfán (y sulfato de endosulfán) en el aire, el agua dulce, el agua de mar y el sedimento de las regiones ártica y/o antártica. Por lo tanto, existe evidencia de que el endosulfán experimenta transporte a larga distancia y se bioacumula en la biota de regiones remotas, **aunque uno de los miembros estimó que las concentraciones detectadas fueron muy bajas.**

#### 2.4 Evaluación de riesgo para puntos terminales de interés

El endosulfán es sumamente tóxico para la mayoría de los invertebrados y vertebrados, incluyendo los seres humanos. Los isómeros alfa- y beta- y el metabolito sulfato de endosulfán comparten las propiedades insecticidas, con algunas diferencias de potencia. La toxicidad del endosulfán ha sido evaluada por varias organizaciones, entre las que se incluyen, entre otras, la Reunión conjunta FAO/OMS sobre residuos de plaguicidas (JMPR) en 1998 (FAO/WHO, 1998); la Agencia para sustancias tóxicas y el registro de enfermedades de Estados Unidos, en 2000 (ATSDR, 2000); la UE en 1999, con adiciones hasta 2004 (documento de la Comisión Europea presentado como información adicional); un panel científico de la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria en 2005 (EFSA, 2005), Australia en 2005 (presentado como información adicional), Canadá en 2007 (informe de la Agencia reguladora de manejo de plagas, de Canadá (PMRA, 2007), presentado como información adicional); Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA, 2007) (presentado como información adicional), y Nueva Zelandia en 2008 (presentado como información adicional).

También se ha demostrado la toxicidad de otros metabolitos del endosulfán en diferentes especies, incluyendo los seres humanos.

#### Efectos adversos en los organismos acuáticos

El endosulfán alfa- y beta- y el sulfato de endosulfán son sumamente tóxicos para los invertebrados acuáticos y los peces. En varias especies, las concentraciones medianas letales agudas (LC<sub>50</sub>) fueron inferiores a 1 µg L<sup>-1</sup>. En peces e invertebrados acuáticos las concentraciones crónicas sin efectos observados (NOEC) fueron inferiores a 0,1 µg L<sup>-1</sup>. También se observó una toxicidad significativa para los organismos acuáticos con otros metabolitos; lamentablemente no hay datos disponibles sobre estos metabolitos y la toxicidad acuática crónica, pero las LC<sub>50</sub> agudas para endosulfán-lactona y -éter son inferiores a 1 mg l<sup>-1</sup> (sumamente tóxicas para los organismos acuáticos, de acuerdo con la clasificación del Sistema armonizado mundial de clasificación y etiquetado de los productos químicos) (UN-GHS), con K<sub>ow</sub> superiores al umbral del criterio de selección del Sistema armonizado mundial de clasificación y etiquetado de los productos químicos, para la clasificación crónica en el caso del endosulfán-éter y no se cree que sean rápidamente biodegradables.

El NOEC para los organismos que viven en el sedimento tiende a variar entre 0,1 y 1 mg kg<sup>-1</sup>, con una concentración de agua intersticial equivalente de alrededor de 1 µg L<sup>-1</sup>. Se ha estudiado la toxicidad dietaria del endosulfán en los peces en el salmón del Atlántico (*Salmo salar*). Se observaron efectos histopatológicos luego de 35 días de exposición a una dieta que contenía 4 µg kg<sup>-1</sup> de endosulfán; el factor patológico se redujo significativamente en peces expuestos a 500 µg kg<sup>-1</sup> durante 49 días (Petri et al., 2006; Glover et al., 2007).

Se han informado otros efectos subletales especialmente preocupantes, entre ellos la genotoxicidad y las alteraciones endócrinas. En ostras expuestas al endosulfán se han observado efectos genotóxicos y embriotóxicos (Wessel et al., 2007). Se ha demostrado que el sulfato de endosulfán es un compuesto antiecdisteroide para la *Daphnia magna*, en la que retrasa el proceso de muda (Palma et al., 2009). Los crustáceos y otros artrópodos utilizan el sistema ecdisteroide como las principales moléculas de señalización endócrina, mediante las cuales regulan procesos como la muda y el desarrollo embrionario. Se ha observado neurotoxicidad en renacuajos de sapo común (*Bufo bufo*) (Brunelli et al., 2009), y anomalías del desarrollo en embriones de anuros *Bombina orientalis* (Kang et al., 2008). La exposición del huevo en un período crítico para la organogénesis gonadal provocó efectos post-eclosión en el *Caiman latirostris* (Stoker et al., 2008). Se ha observado inmunotoxicidad en la tilapia del Nilo (Tellez-Bañuelos et al., 2008; Girón-Pérez et al., 2008). También se han observado efectos tóxicos en especies no animales, como la cianobacteria (Kumar et al., 2008) y los macrofitos acuáticos (Menone et al., 2008).

#### Efectos adversos sobre los organismos terrestres

En animales de laboratorio, el endosulfán produce efectos neurotóxicos, que se atribuyen a la sobreestimulación del sistema nervioso central. Asimismo, puede causar efectos hematológicos y nefrotoxicidad. Se estableció que el isómero alfa era generalmente más tóxico que el isómero beta (ATSDR, 2000).

El menor NOEC de importancia para el endosulfán en vertebrados terrestres es de 0,6 mg kg<sup>-1</sup> peso corporal día<sup>-1</sup>, basado en una disminución del peso corporal, glomerulonefritis marcada y progresiva y aneurismas vasculares en ratas macho con 2,9 mg kg<sup>-1</sup> peso corporal día<sup>-1</sup>; el mismo valor se registró en un estudio de 1 año en perros. Los efectos reproductivos en patos mallard (*Anas platyrhynchos*) se observaron con niveles bajos en la dieta, el NOEC informado fue de 30 ppm en la dieta. En esa especie, la dosis letal mediana aguda (LD<sub>50</sub>) es de 28 mg kg<sup>-1</sup> peso corporal (véase INIA, 1999).

Se ha demostrado toxicidad en abejas, artrópodos beneficiosos e invertebrados que habitan el suelo, tanto en estudios de laboratorio como de campo (por ejemplo, INIA; 1999, informe de Nueva Zelandia, Vig et al., 2006; Bostanian and Akalach 2004).

### **Efectos adversos sobre la salud humana**

El endosulfán es sumamente tóxico por las vías de exposición oral, dérmica e inhalatoria y se relaciona con el envenenamiento de seres humanos (Moon et Chun, 2009; Satar et al., 2009). La exposición causada por ciertas condiciones de uso (por ejemplo, la falta de equipo protector) y la exposición del “observador” se han considerado factores de riesgo (Beauvais et al. 2009) y se han vinculado a anomalías físicas congénitas, retardo mental y muerte en trabajadores agrícolas y habitantes de los pueblos en países en desarrollo en África, Asia y América Latina (Kishi 2002; NIOH 2003; Wesseling et al. 2005; Glin et al. 2006). Una investigación realizada por la Red de Acción sobre los Plaguicidas de África (PAN Africa) en Mali en 2001, en pueblos en 21 regiones de Kita, Fana y Koutiala, encontró 73 casos de envenenamiento por plaguicidas y el endosulfán fue el principal compuesto identificado (Glin et al. 2006). El endosulfán estuvo entre los compuestos más frecuentemente citados en los incidentes por intoxicación, con lo que se agregó así más evidencia no intencional sobre su elevada toxicidad en seres humanos (Glin et al. 2006).

El efecto primario del endosulfán, por las vías de exposición oral y dérmica, se produce sobre el sistema nervioso central (SNC). Los estudios en animales de laboratorio de toxicidad aguda, subaguda, crónica y sobre el desarrollo indican que el endosulfán causa efectos neurotóxicos, especialmente convulsiones, que pueden deberse a la sobreestimulación del sistema nervioso central. Los posibles mecanismos de neurotoxicidad incluyen a) alteración de los niveles de neurotransmisores en las áreas cerebrales, al afectar la síntesis, degradación y/o las velocidades de liberación y recaptación, y/o b) interferencia con la unión de los neurotransmisores a sus receptores. Se observaron efectos adicionales en hígado, riñón, vasos sanguíneos y en los parámetros hematológicos luego de la exposición repetida al endosulfán. La evaluación llevada a cabo por USEPA (2006) sobre un estudio de la neurotoxicidad del desarrollo en ratas realizado por Gilmore et al. En 2006, indica un LOAEL en relación con los efectos sobre el desarrollo de 3,74 mg/kg de peso corporal/día sobre la base de la disminución del peso de las crías y el aumento del peso en los fallecidos; en el estudio no se logró establecer NOAL en relación con las crías. No se observaron efectos neurotóxicos en dosis inferiores a 10 mg/kg de peso corporal/día. En las madres sólo se observaron efectos leves. **Un estudio realizado en Australia arrojó que el endosulfán no es genotóxico (Australia, (1998)).**

La exposición aguda a dosis elevadas de endosulfán provoca hiperactividad, temblores musculares, ataxia y convulsiones. La LD<sub>50</sub> de endosulfán varía ampliamente según la vía de administración, la especie, el vehículo y el sexo del animal. Las ratas hembra son claramente más sensibles al endosulfán que las ratas macho y, sobre la base de un solo estudio, esta diferencia según el sexo parece observarse también en ratones. La menor LD<sub>50</sub> por vía oral es de 9,6 mg kg<sup>-1</sup> pc en ratas hembra Sprague-Dawley (*Ratus norvegicus*), y la menor LC<sub>50</sub> por vía inhalatoria es de 0,0126 mg L<sup>-1</sup> (2,13 mg kg<sup>-1</sup> pc) en ratas hembra Wistar (*R. norvegicus*). El menor NOAEL relevante para el endosulfán en animales de laboratorio es de 0,6 mg kg<sup>-1</sup> pc día<sup>-1</sup>.

Con respecto a los metabolitos, un estudio de especial importancia es el de toxicidad a los 90 días en ratas expuestas a endosulfán-lactona en la dieta, dirigido por Langrand-Lerche (2003) e incluido en el documento de la Unión Europea. El NOEC comunicado en ese estudio fue de 0,6 mg kg<sup>-1</sup> pc día<sup>-1</sup>, aunque con esa dosis se observaron efectos leves en hígado y riñón.

La evidencia sobre genotoxicidad no es concluyente. Las evaluaciones realizadas por la Unión Europea, Canadá y los Estados Unidos concluyeron que el endosulfán no es carcinogénico. Sin embargo, Bajpayee y colaboradores (2006) encontraron que la exposición a dosis subletales de endosulfán y sus metabolitos induce daño y mutaciones en el ADN. No obstante, la contribución de los metabolitos a la genotoxicidad de la sustancia matriz en las bacterias (*Salmonella spp.*) y las células de mamíferos no está clara y parecían diferir las vías que llevan a mutación bacteriana y daño del ADN celular.

Se han presentado opiniones contradictorias acerca del potencial de alteración endócrina. La información reciente indica que el endosulfán simula las acciones no uterotróficas E(2), fortaleciendo la hipótesis de que es un xenoestrógeno ampliamente difundido (Varayoud et al., 2008), que actúa a través de una versión de membrana del receptor estrogénico alfa sobre las células hipofisarias y puede provocar entrada de Ca<sup>++</sup> por canales tipo L, lo que genera secreción de prolactina (Watson et al., 2007), y que también es un antiprogestágeno (Chatterjee et al., 2008).

Es de notar que la revisión de los exámenes toxicológicos generalmente se ha realizado en diversos países, en el marco de los registros de plaguicidas. Como consecuencia, algunos temas específicos, especialmente importantes cuando se evalúa la exposición a largo plazo del contaminante orgánico persistente, recibieron escasa atención. Por ejemplo, en el estudio crónico en ratas, la tasa de sobrevivencia fue menor en las hembras del grupo de dosis alta a las 26 semanas (93% en grupos control, 74% en el grupo de dosis alta) y a las 104 semanas (88 % en grupos control, 46% en el grupo de dosis alta). Las muertes se asociaron principalmente con infecciones respiratorias. Este efecto podría estar asociado a la potencial inmunotoxicidad del endosulfán, planteada como hipótesis en algunos estudios. Como el estudio no fue diseñado para la evaluación específica de ese punto final, los efectos importantes a dosis bajas podrían haberse pasado por alto y sólo se evidenciaron los efectos dramáticos (en este caso se observó una mortalidad superior al 50%).

En algunos estudios de toxicidad crónica, las concentraciones de endosulfán y sus metabolitos se midieron al final del estudio, pero el límite de los niveles de detección fue demasiado alto y sólo excedieron el límite de cuantificación el sulfato de endosulfán y ocasionalmente el endosulfán-lactona. Estas limitaciones aumentan la incertidumbre cuando se comparan los valores medidos en la biota con la información toxicológica registrada.

Recientemente Weber et al., 2009 compararon los datos de la biota medidos en el Ártico con los puntos terminales de importancia desde el punto de vista de la toxicidad. Las concentraciones máximas de endosulfán alfa- y beta- para diversas especies medidas se encontraron en el rango de un orden de magnitud del valor más bajo de NOAEL para mamíferos. Esos resultados **se suman a las preocupaciones** sobre los efectos perjudiciales. Es preciso señalar que en estos cálculos no se tiene en cuenta la función de los metabolitos. En algunos estudios de toxicidad en mamíferos se han detectado sulfato de endosulfán y otros metabolitos, aunque, lamentablemente, el límite de detección aplicado en esos estudios era demasiado alto y no permitió calcular las concentraciones internas pertinentes para compararlas con los datos medidos.

Hay datos sobre toxicidad y ecotoxicidad para ambos isómeros del endosulfán y para varios de sus metabolitos. El endosulfán es un compuesto químico muy tóxico para muchos tipos de biota. El metabolismo se produce rápidamente, pero el metabolito oxidado, sulfato de endosulfán, demuestra una toxicidad aguda similar a la de la sustancia matriz. El endosulfán puede causar alteraciones endócrinas tanto en especies terrestres como acuáticas. Los estudios de degradación indican que el endosulfán se degrada en una gran cantidad de metabolitos, todos los cuales conservan la estructura del endosulfán. Algunos de ellos provocan toxicidad significativa, en tanto que otros no lo hacen. Por lo tanto, existe evidencia suficiente de que el endosulfán causa efectos adversos para la salud humana y el medio ambiente.

A modo de información adicional, se ha realizado una comparación de referencia en la que el lindano tiene una toxicidad similar a la del endosulfán. Esta comparación demuestra que el lindano y el endosulfán están presentes con concentraciones similares en la biota de zonas remotas.

Cuadro: Análisis comparativo de la toxicidad y los datos de vigilancia de la biota en zonas remotas para el endosulfán y el lindano. El NOEC y el NOAEL para el endosulfán figuran en el documento UNEP-POPS\_POPRC-END-08-EU-VI-1.

<b>COMPARACIÓN DE LA TOXICIDAD DEL ENDOSULFÁN Y EL LINDANO</b>			
TOXICIDAD EN ORGANISMOS ACUÁTICOS	Nivel más bajo de NOEC en organismos acuáticos (peces)	Endosulfán: 0.05 µ g/l (Knacker et al., 1991)	Lindano: 2,9 µ g/l (perfil de riesgo del lindano)
TOXICIDAD EN MAMÍFEROS	Nivel más bajo de NOAEL en mamíferos	Endosulfán 0,6 mg/kg/peso/día Ratas (Ruckman et al., 1989) Perros (Brunk 1989-1990)	Lindano: 0,8 mg/kg/peso/día Conejo (perfil de riesgo del lindano)
<b>COMPARACIÓN DE LAS CONCENTRACIONES MEDIDAS EN LA BIOTA DEL ÁRTICO Y LA ANTÁRTIDA</b> (para el endosulfán : $\Sigma = \alpha$ -endosulfán+ $\beta$ -endosulfán + sulfato de endosulfán; suma de isómeros indicados en otros casos)			
Referencia y ubicación	Organismo (tejidos)	Endosulfán (Promedio) (proporción)	Lindano (Promedio) (proporción)
Bengtson Nash et al 2008. Antártida	Invertebrado: Krill de la Antártida	$\Sigma$ 419 (<LOQ-451) pg/g lw	127 (<LOQ-127) pg/g lw

EPA 910-R-01-003. 2003 Alaska	Pez: Salmón Chinook Pez: Salmón Chum Pez: Salmón Sockeye	$\sum (<273-780)$ ng/kg $\sum (<273)$ ng/kg $\sum (<273-1610)$ ng/kg	(<124-203) ng/kg (<124-186) ng/kg (<124-793) ng/kg
Bentzen et al 2008 Alaska	Mamífero: Oso Polar (grasa)	$\alpha + \beta$ 8 ng/g lw	8 ng/g lw
Roseau et al. 2008 Alaska	Aves: Arao común (huevos)	$\sum$ 3.15 ng/g ww	0.19 ng/g ww
Miranda-Filho et al.2007 Antarctica	Mamíferos marinos: elefantes marinos: Machos adultos Hembras adultas Jóvenes Crías	$\sum$ 3.02 ng/g lw $\sum$ 2.68 ng/g lw $\sum$ 1.99 ng/g lw $\sum$ 0.90 ng/g lw	1.04 ng/g lw 0.65 ng/g lw 0.34 ng/g lw 0.28 ng/g lw
Hobbs et al 2003 Atlántico Norte	Mamíferos marinos: Ballena Mink (grasa)	$\alpha$ (<1 -33.6) ng/g lw	(<1 - 86.6) ng/g lw

### 3. Síntesis de la información

Los posibles riesgos para la salud y el medio ambiente vinculados al uso del endosulfán como plaguicida están bien documentados y han provocado la prohibición del compuesto o la imposición de severas restricciones a su uso en muchos países del mundo. Se han comunicado casos de fatalidades y envenenamiento crónico en seres humanos y también problemas ambientales severos (Durukan et al., 2009; Jergentz et al., 2004). **La evaluación de las características del endosulfán como contaminante orgánico persistente confirma la preocupación generada por el endosulfán y sus principales metabolitos. Se debe tener en cuenta asimismo que otros metabolitos, formados mediante transformaciones tanto en el medio ambiente como en la biota, mantienen la estructura química y en algunos casos presentan considerable toxicidad**

La persistencia del endosulfán debería evaluarse de dos maneras. Primero, la persistencia de moléculas “activas” con actividad insecticida: los isómeros endosulfán alfa- y beta- y el metabolito principal, sulfato de endosulfán. Segundo, la persistencia de todos los productos de transformación que conservan una estructura química similar al biciclo hexacloronorborno: endosulfán-diol, endosulfán-lactona, endosulfán-éter, endosulfán-hidroxiéter, endosulfán-ácido carboxílico.

Este destino ambiental complica la evaluación de la persistencia utilizando los valores de DT<sub>50</sub>. En POPRC 4 se seleccionó como parámetro relevante la DT<sub>50</sub> combinada, medida en los estudios de laboratorio para endosulfán alfa- y beta- y para el sulfato de endosulfán. Se ha observado una gran variabilidad en este cociente de degradación. El período de semidesintegración combinado en el suelo, calculado para el endosulfán (isómeros alfa-y beta-y sulfato de endosulfán) varía en general entre 28 y 391 días, pero en la bibliografía se han comunicado valores mayores y menores en condiciones específicas. En el campo, se cree que la volatilización desde las superficies del suelo y de las plantas constituye una de las principales vías de disipación.

En compartimentos acuáticos, el endosulfán biota estable a los procesos de fotólisis; sólo se observa hidrólisis rápida en valores altos de pH y no se biodegrada fácilmente. La disipación del endosulfán y la abundancia de uno u otro producto de degradación se ven influenciadas por el pH y otras propiedades del sistema agua/sedimento. En todos los estudios se ha observado la acumulación de sulfato de endosulfán en el sedimento y de endosulfán-ácido hidroxicarboxílico en el agua. No pudo estimarse la tasa de degradación, pero se demostró una DT<sub>50</sub> > 120 días. Bajo condiciones ácidas, el endosulfán-lactona parece acumularse en el sedimento y después de un año no llega a alcanzar una meseta. La persistencia del endosulfán y otros plaguicidas en los ecosistemas acuáticos de los trópicos no es marcadamente inferior a la observada en verano en las regiones templadas.

El coeficiente de degradación del endosulfán en la atmósfera es sumamente incierto. Sin embargo, existe información suficiente sobre la volatilidad del endosulfán alfa- y beta- y, por lo tanto, la persistencia en la atmósfera es esencial para avalar el potencial de transporte atmosférico. El transporte atmosférico a larga distancia requiere un nivel mínimo de persistencia en la atmósfera; a pesar de la incertidumbre sobre el coeficiente real de degradación del endosulfán en este compartimento, parece que excede el umbral del período de semidesintegración, que es de 2 días. Por lo tanto, debe concluirse que la combinación de elevada volatilidad y suficiente persistencia atmosférica pueden dar como resultado un significativo potencial de transporte a larga distancia.

Se han desarrollado varios modelos para calcular este potencial, de acuerdo con las características de las moléculas propuestas como contaminante orgánico persistente. Los resultados del modelo CliMoChem muestran que la persistencia global (Pov) y el potencial de transporte a larga distancia (LRTP) de las sustancias de la familia del endosulfán son similares a los de contaminantes orgánicos persistentes reconocidos, como la aldrina, el DDT y el heptacloro. Los resultados también muestran que los valores de Pov y LRTP de la familia completa de sustancias, que incluye los productos de transformación, son significativamente mayores que los de las sustancias matrices solamente. No obstante, este modelo no ha sido validado **específicamente para el endosulfán y, según uno de los miembros**, los valores previstos podrían no ser realistas.

Varios autores han sugerido que el endosulfán está sujeto a transporte a larga distancia, como lo predicen los modelos, y posee un alto grado de potencial de contaminación del Ártico y de bioacumulación, con un perfil estructural similar al de los contaminantes árticos conocidos. En los Estados Unidos se concluyó que los residuos desorbidos de endosulfán se volatilizan y continúan reciclándose en el sistema global a través de un proceso de migración y que se vuelven a depositar a través de las deposiciones húmedas y secas, así como también a través del intercambio aire-agua en el hemisferio norte.

Estas sugerencias se han confirmado con los datos medidos. La presencia de endosulfán en regiones remotas, incluyendo las regiones ártica y antártica, confirma que el endosulfán tiene suficiente persistencia y potencial de transporte como para desplazarse alrededor del planeta, por lo que representa una preocupación potencial a nivel mundial.

Hay tres bloques de información complementaria que se han analizado para evaluar el potencial de bioacumulación y biomagnificación del endosulfán y sus productos de degradación: la evaluación de selección, basada en las propiedades físico-químicas; el análisis de los datos experimentales, que incluyen los estudios de bioconcentración, bioacumulación y toxicocinéticos, y el análisis de la información recolectada en el campo.

El log  $K_{ow}$  informado para los isómeros alfa- y beta- y para el sulfato de endosulfán varía entre 3 y 4,8. Estos valores indican un potencial de bioconcentración en los organismos acuáticos, aunque están por debajo del umbral del criterio de selección del convenio de Estocolmo. Recientemente, se está brindando especial atención al papel del coeficiente de partición octanol/aire  $K_{oa}$  para la evaluación de selección del potencial de biomagnificación de los contaminantes orgánicos persistentes en las cadenas tróficas terrestres. **No obstante, varios miembros formularon reservas respecto del uso del log  $K_{ow}$  para evaluar la biomagnificación ya que, según su opinión, ese parámetro no está recogido en el Convenio.** Si bien no existen umbrales específicos de selección para el  $K_{oa}$ , los autores consideran que las sustancias químicas orgánicas con un log  $K_{ow}$  mayor que 2 y un log  $K_{oa}$  mayor que 6 tienen un potencial inherente de biomagnificación en los organismos de respiración aérea de las cadenas tróficas terrestres, de los mamíferos marinos y de los seres humanos. Claramente, el endosulfán entra dentro de esta categoría, junto con otros contaminantes orgánicos persistentes conocidos, como el hexaclorociclohexano-beta, la dieldrina, el hexaclorobenceno, el mirex y el pentaclorobenceno.

A través de datos experimentales se ha confirmado el potencial de bioconcentración del endosulfán en los organismos acuáticos. Los valores del factor de bioconcentración (BCF) validados varían entre 1000 y 3000 para los peces, entre 12 y 600 para los invertebrados acuáticos y llegan hasta 3278 en las algas. Estos valores, medidos en estudios convencionales, están de acuerdo con los esperados por el  $K_{ow}$ , e indican un claro potencial de bioconcentración, pero menor que el umbral del criterio de selección de 5000. Sin embargo, debido al patrón complejo de degradación y al metabolismo del endosulfán, el potencial de bioconcentración requiere una mayor evaluación.

Los datos obtenidos en los experimentos en microcosmos estuarino y de agua dulce confirman que la evaluación de la bioconcentración de la sustancia matriz y sus metabolitos es especialmente importante. En el experimento estuarino de corto plazo, los autores presentan factores de bioacumulación (BAF) de entre 375 y 1776 en total (endosulfán alfa- y beta- y sulfato de endosulfán); pero se obtuvieron BAF mayores a 5000 para el endosulfán-alfa, basados en las concentraciones medidas al final del experimento. Un estudio de microcosmos acuáticos al aire libre calculó los factores de bioacumulación en alrededor de 1000, sobre la base de la radiactividad total, pero el valor llegó hasta 5000 para el sulfato de endosulfán. Se observó una situación similar en los experimentos de exposición a través de la dieta con organismos acuáticos. La evaluación inicial "normalizada" indica una bioacumulación baja originada por los alimentos en cladoceros expuestos a algas contaminadas y en peces expuestos a alimento contaminado. No obstante, un análisis detallado de los resultados mediante la evaluación comparativa de la toxicocinética de largo plazo del endosulfán y sus productos de degradación revela algunos motivos de preocupación, por ejemplo, las concentraciones de endosulfán en los peces expuestos a dicha sustancia en la dieta fueron bajas, pero no se modificaron durante toda la fase de depuración.

El potencial de biomagnificación del endosulfán se ha asociado recientemente con su elevado  $K_{oa}$  y las estimaciones con modelos, basadas en las concentraciones medidas de elementos clave de las cadenas tróficas remotas del Ártico, indican una considerable biomagnificación del endosulfán en los ecosistemas terrestres. **Sin embargo, varios**

**miembros formularon reservas respecto del uso del log  $K_{ow}$  para evaluar la biomagnificación ya que, según su opinión, ese parámetro no está recogido en el Convenio.**

Esta situación compleja ha sido confirmada por la presencia de endosulfán en la biota de regiones remotas. La mayoría de los estudios ha medido endosulfán alfa- y beta- y, en algunos casos, sulfato de endosulfán. Los otros metabolitos sólo se han cuantificado en raras oportunidades. La presencia de endosulfán en la biota, incluyendo los principales depredadores, se ha confirmado en situaciones que representan transporte a media distancia; el potencial de transporte a larga distancia, incluyendo la transferencia atmosférica y la deposición en regiones montañosas de gran altura y en regiones remotas, muy lejos de las regiones de uso intensivo, en especial, el Ártico y la Antártida.

Respecto del potencial del endosulfán para producir efectos adversos, se hallan bien documentadas su toxicidad y ecotoxicidad. El endosulfán es sumamente tóxico para los seres humanos y la mayoría de los grupos animales y produce efectos agudos y crónicos con niveles de exposición relativamente bajos. En condiciones normales, en los casos en los que no se tomaron medidas de mitigación de los riesgos, se han observado envenenamiento letal agudo en seres humanos y efectos ambientales evidentes en las comunidades acuáticas y terrestres. Muchos países han reconocido que el endosulfán implica riesgos inadmisibles, o ha causado daños inadmisibles para la salud humana y el medio ambiente, y por lo tanto han prohibido o restringido severamente su uso.

Con respecto a la exposición ambiental, el riesgo potencial del endosulfán no se limita a las zonas vecinas a las regiones de uso extensivo. Se han observado concentraciones potencialmente preocupantes en regiones que se encuentran a distancias considerables, debido al transporte atmosférico de media distancia.

Tal como se espera de un plaguicida actualmente en uso, sus concentraciones en regiones remotas tienden a ser de órdenes de magnitud inferiores a los previstos/observados en regiones de cultivo. Sin embargo, el análisis de los contaminantes orgánicos persistentes y los productos químicos semejantes a los contaminantes orgánicos persistentes requiere una evaluación muy específica, que difiere en gran medida de la utilizada en la evaluación local de riesgos, empleada por los organismos regulatorios, para avalar el registro de los plaguicidas. Las evaluaciones reglamentarias de riesgos de los plaguicidas se centran en las consecuencias de las exposiciones locales episódicas para la salud y el medio ambiente, consideran los beneficios que se esperan por su aplicación y los criterios de aceptabilidad difieren enormemente de aquellos pertinentes para la evaluación de los contaminantes persistentes. Los contaminantes orgánicos persistentes tienen el potencial de distribuirse por todo el mundo, alcanzan regiones remotas y experimentan bioconcentración a lo largo de la cadena trófica, con la consiguiente exposición de largo plazo para las poblaciones humanas y de la vida silvestre. Por lo tanto, las concentraciones que se suponen aceptables a nivel local en los programas de reglamentación de los plaguicidas no deberían considerarse aceptables para la evaluación de los contaminantes orgánicos persistentes. Dicha evaluación debería llevarse a cabo sobre la base de evidencias científicas acerca de los potenciales efectos adversos para la salud humana o para el medio ambiente generados por el transporte a larga distancia del compuesto químico.

La preocupación a largo plazo en cuanto a los compuestos químicos con características de contaminante orgánico persistente está relacionada con su distribución hacia regiones remotas, lo que obviamente llevaría a concentraciones bajas pero potencialmente importantes, seguidas por procesos de concentración determinados biológicamente, a través de vías ecológicas específicas (biomagnificación). Aunque tradicionalmente se considera que estos procesos están dominados por el potencial de fugacidad asociado a una lipofilia muy elevada y una muy baja solubilidad en agua, ahora resulta claro que existen otros mecanismos y rutas que pueden provocar problemas de salud y ambientales equivalentes, como se demostró para otros productos químicos que se proponía incluir entre los contaminantes orgánicos persistentes, como el sulfonato de perfluorooctano (PFOS) o los isómeros de hexaclorociclohexano (HCH)..

Mediante la aplicación de dos métodos complementarios se ha obtenido información adicional sobre la probabilidad de que el endosulfán provoque daños al medio ambiente en regiones remotas: a saber, el establecimiento de índices de referencia con COP conexos y la comparación de las mediciones de la concentración en la biota con puntos terminales de importancia desde el punto de vista ecotoxicológicos. Se ha seleccionado el lindano como índice de referencia dada sus similitudes en términos de toxicidad (siendo el endosulfán ligeramente más tóxico) y de comercialización (hace poco tiempo fue clasificado como COP). Los datos de vigilancia del endosulfán indican concentraciones en la biota en varias especies del Ártico y la Antártida en el mismo rango que las observadas para el lindano, lo que suscita niveles de preocupación similares en relación con ambas sustancias en lo que respecta a sus efectos sobre la salud y el medio ambiente. Además, el espectro superior de los datos medidos en varias especies se encuentra en el rango de un orden de magnitud al comparársele con el NOAEL validado para los mamíferos, lo cual se suma a los posibles riesgos vinculados al transporte de endosulfán a largas distancias.

Finalmente, no se ha prestado demasiada atención al papel de los metabolitos del endosulfán distintos del sulfato de endosulfán. El endosulfán-lactona presenta los mismos valores crónicos de NOEC que los isómeros de la sustancia matriz endosulfán. La lactona se produce por la degradación del ácido carboxílico y/o el hidroxietér. Si la toxicidad de cada metabolito se integra al proceso de degradación/metabolismo, el resultado será una curva bifásica. El paso inicial de degradación, a sulfato de endosulfán, incrementa el potencial de bioacumulación y mantiene o reduce ligeramente la

toxicidad; los pasos posteriores de degradación provocan una clara reducción de la toxicidad y el potencial de bioacumulación, pero luego, otros pasos adicionales aumentan nuevamente la toxicidad y el potencial de bioacumulación, con la formación de lactona.

#### 4. Conclusiones

El endosulfán ha sido prohibido o rigurosamente restringido en un gran número de países, pero sigue utilizándose ampliamente en otros países.

Se ha informado que el endosulfán **está ampliamente diseminado** en la atmósfera de las regiones polares septentrionales. Las concentraciones de endosulfán (isómeros no especificados) en las estaciones de vigilancia del aire en el Ártico han aumentado desde comienzos hasta mediados de 1993 y permanecieron en ese nivel hasta fines de 1997. Contrariamente a lo que sucede con la mayoría de los otros plaguicidas organoclorados, que han disminuido con el correr del tiempo, las concentraciones promedio de endosulfán en el Ártico no han cambiado significativamente durante los últimos cinco años.

La rápida disipación de los isómeros de endosulfán que se produce sobre el terreno se relaciona con la volatilidad y por ello es objeto de transporte atmosférico a larga distancia. La persistencia, en particular en las regiones más frías, y el potencial de bioacumulación se confirman mediante la combinación de datos experimentales, modelos y resultados de la vigilancia. El endosulfán es sumamente tóxico para el medio ambiente y existen pruebas que sugieren la importancia de algunos de sus efectos en la salud de las personas. No obstante, la información sobre su genotoxicidad y posible perturbación endocrina no es totalmente concluyente. Sobre la base de sus propiedades inherentes y dada su amplia presencia en compartimentos ambientales y en la biota de regiones remotas, y considerando, además, la incertidumbre vinculada a la función aún insuficientemente entendida de los metabolitos que conservan la estructura química del endosulfán, se llega a la conclusión de que, como resultado de su transporte a larga distancia en el medio ambiente, es probable que el endosulfán pueda llegar a producir efectos perjudiciales importantes para la salud humana y el medio ambiente, en un grado tal que se justifique la adopción de medidas a nivel mundial.

## 5 Referencias

- Alonso E, Tapie N, Budzinski H, Leménach K, Peluhet L, Tarazona JV. 2008. A model for estimating the potential biomagnification of chemicals in a generic food web: preliminary development. *Environ Sci Pollut Res Int.*; 15(1):31-40.
- Atkinson R, Guicherit R, Hites RA, Palm W U, Seiber JM, de Voogt P. 1999. Transformation of Pesticides in atmosphere : A state of the Art, Water, Air, and Soil Pollution;115, 219-243
- ATSDR (Agencia para sustancias tóxicas y el registro de enfermedades de Estados Unidos ). Toxicological Profile for Endosulfán, September 2000. Available at: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp41.pdf>.
- Australia, National Registration Authority for Agriculture and Veterinary Chemical (1998) preliminary review of endosulfan. Evaluation of the Mammalian Toxicology and Metabolism/Toxicokinetics, 183-190**
- Bajpayee M, Pandey AK, Zaidi S, Musarrat J, Parmar D, Mathur N, Seth PK, Dhawan A. 2006. DNA damage and mutagenicity induced by endosulfán and its metabolites. *Environ Mol Mutagen.* Dec; 47(9):682-92.
- Barrie, L.A., D. Gregor, B. Hargrave, R. Lake, D. Muir, R. Shearer, B. Tracey, T. Bidleman. 1992. Arctic contaminants: sources, occurrence and pathways. *Sci. Tot. Environ.* 122, 1-74.
- Beauvais SL, Silva MH, Powell S. 2009. Human health risk assessment of endosulfan. Part IV: Occupational reentry and public non-dietary exposure and risk. *Regul Toxicol Pharmacol.* Sep 3
- Becker, L., Scheringer, M., Schenker, U., Hungerbühler, K. (2009) Investigation of the environmental persistence and long-range transport of endosulfan with the CliMoChem model. Report, Institute for Chemical and Bioengineering, Swiss Federal Institute of Technology Zurich. Available from <http://www.sust-chem.ethz.ch/downloads>
- Bengston Nash SM, Poulsen AH, Kawaguchi S, Vetter W, Schlabach M. 2008. Persistent organohalogen contaminant burdens in Antarctic krill (*Euphausia superba*) from the eastern Antarctic sector: A baseline study. *Sci Total Environ* 407(1):304-14.
- Bentzen TW, Muir DCG, Amstrup SC, O'Hara TM. 2008. Organohalogen concentrations in blood and adipose tissue of Southern Beaufort Sea polar bears. *Sci Total Environ* 406:352-67.
- Berntssen MH, Glover CN, Robb DH, Jakobsen JV, Petri D. 2008. Accumulation and elimination kinetics of dietary endosulfán in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquat Toxicol.*; 86(1):104-11.
- Bidleman, D.F., Cotham, W.E., Addison, R.F., Zinck, M.E. 1992. Organic contaminants in the Northwest Atlantic atmosphere at Sable Island, Nova Scotia 1988-89. *Chemosphere* 24, 1389-1412.
- Bidleman, T.F., E.J. Christensen, W.N. Billings. 1981. Atmospheric transport of organochlorines in the North Atlantic gyre. *J. of Marine Research* (39), 443-464.
- Bidleman, T.F., R.L. Falconer, M.D. Walla. 1995. Toxaphene and other organochlorine compounds in air and water at Resolute Bay, N.W.T. Canada. *Sci. Tot. Environ.* 160/161, 55-63.
- Blais, J.M., D.W. Schindler, D.C.G. Muir, L.E. Kimpe, D.B. Donals, B. Rosenberg. 1998 Accumulation of Persistent Organochlorine Compounds in mountains of Western Canada. *Nature* 395: 585-588.
- Bostanian Noubar J; Akalach Mohammed 2004. The contact toxicity of indoxacarb and five other insecticides to *Orius insidiosus* (Hemiptera: Anthocoridae) and *Aphidius colemani* (Hymenoptera: Braconidae), beneficials used in the greenhouse industry. *Pest management science*; 60(12):1231-6.
- Brown, Trevor N., and Frank Wania. 2008. Screening Chemicals for the Potential to be Persistent Organic Pollutants: A Case Study of Arctic Contaminants. *Environ. Sci. Technol.*, 42 (14), 5202-5209.
- Brun G.L. Howell G.D. H. J. O'Neil. 1991. Spatial and temporal patterns of organic contaminants in wet precipitation in Atlantic Canada. *Environ. Sci. Technol.* 27 : 910-914.
- Brunelli E, Bernabò I, Berg C, Lundstedt-Enkel K, Bonacci A, Tripepi S. 2009. Environmentally relevant concentrations of endosulfán impair development, metamorphosis and behaviour in *Bufo bufo* tadpoles. *Aquat Toxicol.*; 91(2):135-42.
- Buerkle 2003 Endosulfán -Evaluation of estimation of half file in atmosphere MRID 46029902 END. CropLife submission.
- Carrera G., P., Fernandez, J.O. Grimalt, M. Ventura, L. Camarero, J. Catalan, U. Nickus, H. Thies, R. Psenner. 2002. Atmospheric deposition of organochlorine compounds to remote high mountain lakes of Europe. *Environ. Sc. Technol.* 36: 2581-2588.



- Autoridad Europea en Salud Alimentaria, 2005. Opinión del Panel Científico sobre Contaminantes en la Cadena Trófica, a pedido de la Comisión sobre endosulfán como sustancia indeseable en el alimento animal. Question N° EFSA-Q-2003-066 The EFSA Journal (2005) 234, 1-31.
- Chan MP, Morisawa S, Nakayama A, Kawamoto Y, Sugimoto M, Yoneda M. 2006. A physiologically based pharmacokinetic model for endosulfán in the male Sprague-Dawley rats. *Environ Toxicol.*; 21(5):464-78.
- Chatterjee S, Kumar V, Majumder CB, Roy P. 2008. Screening of some anti-progestin endocrine disruptors using a recombinant yeast based in vitro bioassay. *Toxicol In Vitro.*;22(3):788-98.
- Chernyak S.M., C.P. Rice, L.L. McConnell. 1996. Evidence of currently-used pesticides in air, ice, fog, seawater and surface microlayer in the Bering and Chukchi Seas. *Marine Pollution Bulletin* 22 (5), 410-419.
- Chowdhury AG, Das C, Kole RK, Banerjee H, Bhattacharyya A. 2007. Residual fate and persistence of endosulfán (50 WDG) in Bengal gram (*Cicer arietinum*). *Environ Monit Assess.*; 132(1-3):467-73.
- Ciglasch H, Busche J, Amelung W, Totrakool S, Kaupenjohann M. 2006. Insecticide dissipation after repeated field application to a Northern Thailand Ultisol. *J Agric Food Chem.*; 54(22):8551-9.
- Ciglasch H, Busche J, Amelung W, Totrakool S, Kaupenjohann M. 2008. Field aging of insecticides after repeated application to a northern Thailand ultisol. *J Agric Food Chem.*; 56(20):9555-62.
- De Wit, C.A., A.T. Fisk, K.E. Hobbs, D.C.G. Muir. Levels, trends and effects of Persistent Organic Pollutants (POPs) in the Arctic environment. 2nd AMAP International Symposium on Environmental Pollution in the Arctic, Rovaniemi 1-3 October 2002.
- DeLorenzo ME, Taylor LA, Lund SA, Pennington PL, Strozier ED, Fulton MH. 2002. Toxicity and bioconcentration potential of the agricultural pesticide endosulfán in phytoplankton and zooplankton. *Arch Environ Contam Toxicol.*;42(2):173-81.
- Dionne, E. (2002) Endosulfan: The Chronic Toxicity to the Fathead Minnow (*Pimephales promelas*) During Full Life-Cycle Exposure: Lab Project Number: 13726.6140: B004189. Unpublished study prepared by Springborn Smithers Laboratories. 142 p. EPA MRID 45868601
- Drooge van, B.;L., J.O. Grimalt. 2004. Atmospheric semivolatile organochlorine compounds in European High-Mountain areas (Central Pyrenees and High Tatra). *Environ. Sci. Technol.* 38: 3525-3532.
- Durukan P, Ozdemir C, Coskun R, Ikizceli I, Esmoğlu A, Kurtoglu S, Guven M. 2009. Experiences with endosulfán mass poisoning in rural areas. *Eur J Emerg Med.*;16(1):53-6.
- El Departamento de California para la reglamentación de plaguicidas, el Programa de Evaluación de Riesgo Ambiental (EHAP), el Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS) y el Consejo de Control de Calidad del Agua de la Región del Valle Central llevaron a cabo estudios de vigilancia de plaguicidas en las aguas superficiales (CDPR 2000).
- Export Import Data Bank. Export: Commodity-wise all countries. Commodity 38081018. Endosulfán technical. Government of India, Ministry of Commerce & Industry, Department of Commerce, <http://commerce.nic.in/eidb/Default.asp>.
- FAO/OMS (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación/Organización Mundial de la Salud), 1998. Reunión conjunta FAO/OMS sobre residuos de plaguicidas (JMPR). Endosulfán, parte II, toxicología. Puede consultarse en: <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc43.htm>.
- Franz, T.P., D.J. Gregor, S.J. Eisenreich. 1997. Snow deposition of atmospheric organic chemicals in: Baker, J.E. editor. Atmospheric deposition of contaminants to the Great Lakes and coastal waters. Pensacola, FL: Society for Environmental Toxicology and Chemistry 73-107.
- Gabrielsen G.W., L.B. Knudsen, M. Schlabach. 2005. Organic Pollutants in Northern Fulmars (*Fulmarus glacialis*) from Bjørnøya SPFO-Report 922/2005.
- GFEA (Agencia Federal Alemana de Medio Ambiente). 2007. Proyecto de informe preparado como apoyo a una propuesta para que el endosulfán sea considerada una sustancia química candidata a ser incluida en el protocolo de las Naciones Unidas y la CEPE sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia de Contaminantes Orgánicos Persistentes. Agencia Federal Alemana de Medio Ambiente. Umweltbundesamt, Berlin. [http://www.unece.org/env/popsxg/docs/2004/Dossier\\_Endosulfan.2004.pdf](http://www.unece.org/env/popsxg/docs/2004/Dossier_Endosulfan.2004.pdf).
- Glin LJ, Kuiseau J, Thiam A, Vodouhe DS, Dinham B, Ferrigno S. 2006. Living with Poison: Problems of Endosulfan in West Africa Cotton Growing Systems. Pesticide Action Network UK, London.

- Girón-Pérez MI, Montes-López M, García-Ramírez LA, Romero-Bañuelos CA, Robledo-Marengo ML. 2008. Effect of sub-lethal concentrations of endosulfán on phagocytic and hematological parameters in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Bull Environ Contam Toxicol.*; 80(3):266-9.
- Glover CN, Petri D, Tollefsen KE, Jørum N, Handy RD, Berntssen MH. 2007. Assessing the sensitivity of Atlantic salmon (*Salmo salar*) to dietary endosulfán exposure using tissue biochemistry and histology. *Aquat Toxicol.*; 84(3):346-55.
- Gregor, D.J., W. Gummer. 1989. Evidence of atmospheric transport and deposition of organochlorine pesticides and PCB in Canadian Arctic snow. *Environ. Sci. Technol.* 23 (5), 561-565.
- Hafner, W. D. and Hites, R. A. 2003. Potential sources of pesticides, PCBs, and PAHs to the atmosphere of the Great Lakes. *Environ. Sci. Technol.* 37: 3764-3773.
- Hageman K.J., Simonich S. L., Campbell D.H. Wilson G.R., and D.H. Landers. 2006. Atmospheric deposition of current-use and historic use pesticides in snow at National Parks in the Western United States. *Environ. Sci. and Tech.* 40: 3174-3180.
- Halsall, C.J., R. Bailey, G.A. Stern, L.A. Barrie, P. Fellin, D.C.G. Muir, B. Rosenberg, F.Ya. Rovinsky, E.Ya. Kononov, B. Pastukhov. 1998. Multi-year observations of organohalogen pesticides in the Arctic atmosphere. *Environmental Pollution* 102, 51-62.
- Hansen, D.J., G.M. Cripe. Interlaboratory comparison of the Early Life-Stage Test using sheephead minnows (*Cyprinodon variegatus*). In: *Aquatic Toxicity and Risk Assessment*, edited by M.A.
- Harman-Fetcho, J.A., L.L. McConnell, C.P. Rice, and J.E. Baker. 2000. Wet deposition and air-water gas exchange of currently used pesticides to a subestuary of the Chesapeake Bay. *Environ. Sci. Technol.* 34:1462-1468.
- Harris, M.L.; Van den Heuvel, M.R.; Rouse, J.; Martin, P.A.; Struger, J.; Bishop, C.A.; Takacs, P. Pesticides in Ontario: 2000. A Critical Assessment of Potential Toxicity of Agricultural Products to Wildlife, with Consideration for Endocrine Disruption. Volume 1: Endosulfán, EBDC fungicides, Dinitroaniline herbicides, 1,3-Dichloropropene, Azinphos-methyl, and pesticide mixtures. Technical Report Series No.340. Canadian Wildlife Service, Ontario Region.
- Hobbs, K.E., D.C.G. Muir, E.W. Born, R. Dietz, T. Haug, T. Metcalfe, C. Metcalfe, N. Øien. 2003. Levels and patterns of persistent organochlorines in minke whale (*Balaenoptera acutorostrata*) stocks from the North Atlantic and European Arctic. *Environmental Pollution* 121 (2), 239-252.
- Hoh, E.; Hites, R. A. 2004. Sources of toxaphene and other organochlorine pesticides in North America as determined by air measurements and potential source contribution function analyses. *Environ. Sci. Technol.* 38: 4187-4194.
- Hung H, et al. 2009. Atmospheric Monitoring of Organic Pollutants in the Arctic under the Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP): 1993-2006. *Science of the Total Environment* (accepted for publication)
- Hung H., Halsall C.J., Blanchard P., Li H., Fellin P., Stern G., Rosenberg B. 2002. Temporal trends of organochlorine pesticides in the Canadian Arctic atmosphere. *Environ Sci Technol.* 36:862-868.
- INIA 1999-2004. Monograph prepared in the context of the inclusion of the following active substance in Annex I of the Council Directive 91/414/EEC. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (I.N.I.A.) including addenda. Available at <http://chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/Meetings/POPRC4/Convention/tabid/359/Default.aspx>**
- Jantunen L.M. Mannd T.F. Bidleman. 1998. Organochlorine Pesticides and Enantiomers of Chiral Pesticides in the Arctic Ocean Water. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 35 218-228.
- Jayashree R, Vasudevan N. 2007. Persistence and distribution of endosulfan under field condition. *Environ Monit Assess.* Aug;131(1-3):475-87
- Jergentz S, Mugni H, Bonetto C, Schulz R. 2004. Runoff-related endosulfán contamination and aquatic macroinvertebrate response in rural basins near Buenos Aires, Argentina. *Arch Environ Contam Toxicol.*;46(3):345-52.
- Jia, H., Li, Y.-F., Wang, D., Cai, D., Yang, M., Ma, J., Hu, J. (2009a) Endosulfan in China 1: gridded usage inventories, *Environ. Sci. Pollut. Res.* 16, 295-301
- Jia, H., Sun, Y., Li, Y.-F., Tian, C., Wang, D., Yang, M., Ding, Y., Ma, J. (2009b) Endosulfan in China 2: emissions and residues, *Environ. Sci. Pollut. Res.* 16, 302-311
- Jones W. 2002. Degradation of [<sup>14</sup>C] Endosulfán in two aerobic water/sediment systems. Reference: C022921. EU Additional Information Dossier.

- Jones W. 2003. Degradation of [<sup>14</sup>C] Endosulfán in two aerobic water/sediment systems (under acid conditions). Reference: C031060. EU Additional Information Dossier.
- Jonsson, C.M., M.C.F. Toledo. 1993. Bioaccumulation and elimination of endosulfán in the fish Yellow Tetra (*Hyphessobrycon bifasciatus*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 50(4), 572-577.
- Kang HS, Gye MC, Kim MK. 2008. Effects of endosulfán on survival and development of *Bombina orientalis* (Boulienger) embryos. *Bull Environ Contam Toxicol.*; 81(3):262-5.
- Kelly BC. 2005. Bioaccumulation potential of organic contaminants in an arctic marine food web. School of resource and environmental Management. PhD thesis, Simon Fraser University, Vancouver BC, pp. 486
- Kelly BC, Gobas FAPC. 2003. An arctic terrestrial food-chain bioaccumulation model for persistent organic pollutants. *Environ Sci Technol* 37(13):2966-74.
- Kelly BC, Ikononou MG, Blair JD, Morin AE, Gobas FAPC. 2007. Food web-specific biomagnification of persistent organic pollutants. *Science* 317:236-9.
- Kelly, Barry C., and Frank A. P. C. Gobas. 2003. An Arctic Terrestrial Food-Chain Bioaccumulation Model for Persistent Organic Pollutants. *Environ. Sci. Technol.*, 37 (13), 2966-2974.
- Kelly, Barry C., Michael G. Ikononou, Joel D. Blair, Anne E. Morin, Frank A. P. C. Gobas. 2007. Food web-specific biomagnification of persistent organic pollutants. *Science*, 317, p. 236.
- Kishi M. 2002 Acutely Toxic pesticides. Report submitted to IFCS Workgroup. International Forum On Chemical Safety. <http://www.who.int/heli/risks/toxics/bibliographykishi.pdf>
- Konoplev, A., P. Fellin, H. Li, P. Blanchard, H. Hung, D. Samsonov, G. Stern. 2002. Monitoring of POPs in Arctic Ambient Air: Initial results from Anderma (Russia) and Preliminary Assessment. 2nd AMAP International Symposium on Environmental Pollution in the Arctic, Rovaniemi 1-3 October 2002.
- Kumar S, Habib K, Fatma T. 2008. Endosulfán induced biochemical changes in nitrogen-fixing cyanobacteria. *Sci Total Environ.*; 403(1-3):130-8. Epub 2008 Jun 26.
- LeNoir JS, McConnell LL, Fellers GM, Cahill TM, Seiber JN. 1999. Summertime transport of current-use pesticides from California's Central Valley to the Sierra Nevada Mountain Range, USA. *Environ Toxicol Chem* 18:2715-2722.
- Li J, Zhu T, Wang F, Qiu XH, Lin WL. 2006. Observation of organochlorine pesticides in the air of the Mt. Everest region. *Ecotoxicol Environ Saf* 63(1):33-41.
- Li, Y. F. and R. MacDonald, 2005, Sources and pathways of selected organochlorine pesticides to the Arctic and the effect of pathway divergence on HCH trends in biota: A review, *the Science of the Total Environment*, 342, 87-106.
- Mackay N, Arnold D. 2005. Evaluation and Interpretation of Environmental Data on Endosulfán in Arctic Regions. Draft Report for Bayer CropScience Report Number CEA.107.
- Mackay N, Arnold D. 2005. Evaluation and Interpretation of Environmental Data on Endosulfán in Arctic Regions. Draft Report for Bayer CropScience Report Number CEA.107.
- Majewski M.S. and P.D. Capel . 1995. Pesticides in the atmosphere- distribution, Trends, and Governing Factors. Ann Arbor Press, Chelsea, USA.
- McConnell, L.L., J.S. Lenoir, S. Datta, and J.N. Seiber. 1998. Wet deposition of current-use pesticides in the Sierra Nevada mountain range, California. *Environ. Toxicol. Chem.* 17(10), 1908-1916.
- Meakin, S. What's New with POPs Research in the Arctic Northern Perspectives 26 (1), 6-7 (2000).
- Menone ML, Pesce SF, Diaz MP, Moreno VJ, Wunderlin DA. 2008. Endosulfán induces oxidative stress and changes on detoxication enzymes in the aquatic macrophyte *Myriophyllum quitense*. *Phytochemistry*; 69(5):1150-7.
- Moon JM, Chun BJ. 2009. Acute endosulfan poisoning: a retrospective study. *Hum Exp Toxicol.* 28:309-16.
- Morris AD, Sturman S, Solomon KR, Teixeira C, Epp J, Wang X. 2008. Current use pesticide bioaccumulation in a Canada Arctic seal (*Phoca hispida*) food web. Presented at the Arctic Change Conference, Québec, Canada
- Morris A.D., D.C.G. Muir, K.R. Solomon, C. Teixeira, J. Epp, A.T. Fisk, R. Letcher, and X. Wang. 2008. Current-use pesticide bioaccumulation in Canadian Arctic ringed seal (*Phoca hispida*) food webs. Presented at Arctic Change 2008, Quebec, Canada, December 2008.

- Muehlberger, B., Lemke, G. 2004. Endosulfán and metabolites, partition coefficient 1-octanol/water (HPLC-method), endosulfán hydroxy carboxylic acid, sodium salt; endosulfán hydroxy ether; endosulfán lactone; endosulfán sulfate; endosulfán ether; beta-endosulfán, alpha-endosulfán. Bayer CropScience, Doc. No. C042001.
- Muir, Derek C.G., Camilla Teixeira, and Frank Wania. 2004. Empirical and modelling evidence of regional atmospheric transport of current-use pesticides. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 23, No. 10, pp. 2421-2432.
- Ngabè, B., T.F. Bidleman. 2001. Endosulfán in the Atmosphere, Review and Evaluation. Report for Center of Coastal Environmental Health and Biomolecular Research, National Ocean Service, national Oceanic and Atmospheric Administration, Charleston, SC 29412, U.S.A. (2001).
- NIOH. 2003. Final Report of the Investigation of Unusual Illnesses Allegedly Produced by Endosulfan Exposure In Padre Village of Kasargod District (N Kerala). National Institute of Occupational Health, Indian Council for Medical Research, Ahmedabad
- Palma P, Palma VL, Matos C, Fernandes RM, Bohn A, Soares AM, Barbosa IR. 2009. Effects of atrazine and endosulfán sulfate on the ecdysteroid system of *Daphnia magna*. *Chemosphere.*; 74(5):676-81.
- Patton G.W., Walla M.D. Bidleman T.F. B.T. Hargrave. 1989. Airborne organochlorines in the Canadian high Arctic. *Tellus* 41 B: 243-255.
- Patton, G.W., D.A. Hinckley, M.D. Walla, T.F. Bidleman. 1989. Airborne organochlorines in the Canadian High Arctic. *Tellus*, 41B, 243-255.
- Pennington, P.L., DeLorenzo, M.E., Lawton, J.C., Strozier, E.D., Fulton, M.H., and G.I. Scott. 2004. Modular Estuarine Mesocosm Validation: Ecotoxicological Assessment of direct effects with a model compound endosulfán. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 298: 369-387.
- Performance of Chemical & Petrochemical Industry at a Glance (2001-2007). Monitoring and Evaluation Division, Department of Chemicals & Petrochemicals, Ministry of Chemicals & Fertilizers, Government of India, New Delhi. <http://www.chemicals.nic.in/stat0107.pdf>.
- Petri D, Glover CN, Ylving S, Kolås K, Fremmersvik G, Waagbø R, Berntssen MH. 2006. Sensitivity of Atlantic salmon (*Salmo salar*) to dietary endosulfán as assessed by haematology, blood biochemistry, and growth parameters. *Aquat Toxicol.*; 80(3):207-16.
- Raikwar, M. K., Nag, S. K., Tirthankar Banerjee, Shah, N. K.-Persistence behaviour of endosulfan in fodder maize. *Pesticide Research Journal. Indian Grassland and Fodder Research Institute, Jhansi 284 003, U.P., Society of Pesticide Science India*
- Roseneau DG, Becker PR, Vander Pol SS, Day RD, Point D, Simac KS, Moors AJ, Ellisor MB, Pugh RS, York GS. 2008. Expanding the Seabird Tissue Archival and Monitoring Project (STAMP) in the North Pacific: Geographic Patterns in Contaminant Residues in Seabird Eggs Used in Rural Subsistence Diets. North Pacific Research Board Project Final Report (NPRB Project 0534). [http://doc.nprb.org/web/05\\_prjs/534\\_Final%20Report%20\(Mar%202008\)%20\(2\).pdf](http://doc.nprb.org/web/05_prjs/534_Final%20Report%20(Mar%202008)%20(2).pdf).
- Satar S, Sebe A, Alpay NR, Gumusay U, Guneysel O. 2009. Unintentional endosulfan poisoning. *Bratisl Lek Listy.*;110(5):301-3.
- Schanne, 2002. [14C]-Endosulfán formulated as emulsifiable concentrate (352g/l endosulfán): outdoor aquatic microcosm study of the environmental fate and ecological effects. Springborn Laboratories. 500pp.
- Scheringer, M., Wegmann, F., Fenner, K., Hungerbuehler, K. (2000), Investigation of the cold condensation of persistent organic chemicals with a global multimedia fate model, *Environ. Sci. Technol.* 34, 1842-1850
- Schimmel, S.C. et al.1977. Acute toxicity to and bioconcentration of endosulfán in estuarine animals. In: *Aquatic Toxicology and Hazard Evaluation*, edited by F.L. Mayer, J.L. Hamelink, 1stSymp. ASTM STP 634, Philadelphia (PA), 241-252.
- Shen L., F. Wania, F. Lei, Y.D., D.C.G Muir and T. Bidleman. 2005. Atmospheric distribution and long range transport behavior of organochlorine pesticides in north America. *Environ. Sci. and Technol.* 39: 409-420.
- Stoker C, Beldoménico PM, Bosquiazzo VL, Zayas MA, Rey F, Rodríguez H, Muñoz-de-Toro M, Luque EH. 2008. Developmental exposure to endocrine disruptor chemicals alters follicular dynamics and steroid levels in *Caiman latirostris*. *Gen Comp Endocrinol.*; 156(3):603-12.

Sun P., Basu I., Blanchard P., Backus S.M., Brice K. L., Hulting M.L., Hites R.A. 2003. temporal and spatial trends of atmospheric toxic substances near the great lakes: IADN results through 2003. Environment Canada and the United States Environmental Protection Agency, Chicago IL.

Sun P., P. Blanchard, K. B. Kenneth, and R.A. Hites. 2006. Atmospheric organochlorine pesticide concentrations near the Great Lakes: temporal and spatial trends. Environ. Sci. and Tech. 40: 6587-6593.

Survey of Chemical Contaminants in Fish, Invertebrates, and Plants Collected in the Vicinity of Tyonek, Seldovia, Port Graham, and Nanwalek in Cook Inlet, Alaska. December 2003. Prepared by the U.S. Environmental Protection Agency Region 10 Office of Environmental Assessment (EPA 910-R-01-003).

<http://yosemite.epa.gov/r10/oea.nsf/Risk+Assessment/Cook+Inlet+Seafood+Study>

Tellez-Bañuelos MC, Santerre A, Casas-Solis J, Bravo-Cuellar A, Zaitseva G. 2008. Oxidative stress in macrophages from spleen of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) exposed to sublethal concentration of endosulfán. Fish Shellfish Immunol.

**UNECE (2009)**

**<http://www.unece.org/env/documents/2009/EB/wg5/wgsr45/ece.eb.air.wg5.2009.7.e.pdf>**

UNEP-POPS-POPRC-END-08-EU-A6.English.

USEPA, 2007. Apéndice 1 a la Adición de 2007: Evaluación del destino ambiental y del riesgo ecológico del endosulfán. USEPA, 101pp.

Varayoud J, Monje L, Bernhardt T, Muñoz-de-Toro M, Luque EH, Ramos JG. 2008. Endosulfán modulates estrogen-dependent genes like a non-uterotrophic dose of 17beta-estradiol. Reprod Toxicol.; 26(2):138-45.

Vig K, Singh DK, Sharma PK. 2006. Endosulfán and quinalphos residues and toxicity to soil microarthropods after repeated applications in a field investigation. J Environ Sci Health B.; 41(5):681-92.

Vilanova R, Fernández P, Martínez C, Grimalt JO. 2001. Organochlorine pollutants in remote mountain lake waters. J Environ Qual. Jul-Aug; 30(4):1286-95. 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(1-3):157-75.

Wania F, Mackay D, 1993a. Global fractionation and cold condensation of low volatile organochlorine compounds in polar regions. Ambio 22:10-18.

Watson CS, Bulayeva NN, Wozniak AL, Alyea RA. 2007. Xenoestrogens are potent activators of nongenomic estrogenic responses. Steroids.; 72(2): 124–134.

Weber J, Halsall CJ, Muir DC, Teixeira C, Burniston DA, Strachan WM, Hung H, Mackay N, Arnold D, Kylin H. 2006. Endosulfán and gamma-HCH in the arctic: an assessment of surface seawater concentrations and air-sea exchange. Environ Sci Technol.; 40(24):7570-6.

***Weber J, Halsall C.J., Muir D., Teixeira C., Small J., Solomon K., Hermanson M., Hung H., Bidleman T. 2009. Endosulfán, a global pesticide: a review of its fate in the environment and occurrence in the Arctic. Sci. Total Environ. En imprenta.***

Wessel N, Rousseau S, Caisey X, Quiniou F, Akcha F. 2007. Investigating the relationship between embryotoxic and genotoxic effects of benzo[a]pyrene, 17alpha-ethinylestradiol and endosulfán on *Crassostrea gigas* embryos. Aquat Toxicol.; 85(2):133-42.

Wesseling C, Corriols M, Bravo V. 2005. Acute pesticide poisoning and pesticide registration in Central America. Toxicol Appl Pharmacol 207(2 Suppl 1):697-705