



NADANDO EN QUÍMICOS: Presencia generalizada de retardantes de llama bromados y de PCBs en las anguilas (*Anguilla anguilla*) de los ríos y lagos de 10 países europeos.

Santillo, D., Johnston, P., Labunska, I. & Brigden, K.

Laboratorios de Investigación de Greenpeace, Departamento de Ciencias Biológicas,
Universidad de Exeter, Exeter EX4 4PS

Nota Técnica 12/2005 - Octubre de 2005

GREENPEACE

San Bernardo 107, 1ª planta
28015 Madrid
T 91 444 14 00
F 91 447 15 98



NADANDO EN QUÍMICOS:

Presencia generalizada de retardantes de llama bromados y de PCBs en las anguilas (*Anguilla anguilla*) de los ríos y lagos de 10 países europeos.

Santillo, D., Johnston, P., Labunska, I. & Brigden, K.

Laboratorios de Investigación de Greenpeace, Departamento de Ciencias Biológicas,
Universidad de Exeter, Exeter EX4 4PS

Nota Técnica 12/2005 - Octubre de 2005

Este informe ha sido financiado gracias a las aportaciones de nuestros socios.
Greenpeace es una organización independiente política y económicamente que no recibe subvenciones de empresas, gobiernos ni partidos políticos.
Hazte socio de Greenpeace. 902 100 505

GREENPEACE

San Bernardo 107, 1ª planta
28015 Madrid
T 91 444 14 00
F 91 447 15 98



Nadando en químicos

Presencia generalizada de retardantes de llama bromados y de PCBs en las anguilas (*Anguilla anguilla*) de los ríos y lagos de 10 países europeos.

Índice:

Prefacio	4
Resumen	7
Mapa de las localizaciones de las 20 muestras de anguilas	10
Introducción	11
¿Qué son los retardantes de llama bromados?	11
Preocupaciones respecto a la toxicidad	12
Tendencias medioambientales en la contaminación por retardantes de llama	13
Imagen general	13
Las anguilas como bioindicadores de la contaminación por retardantes de llama	15
Las anguilas europeas bajo amenaza	17
¿Venenos latentes?	18
Ámbito del presente estudio	18
Materiales y métodos	19
Diseño del estudio	20
Recogida de muestras	21
Métodos analíticos	23
Resultados y Debate	24
PBDEs	27
HBCD	29
TBBP-A	31
PCBs	32
Conclusiones	35
Referencias	42
Anexo A: información sobre la preparación de las muestras y métodos analíticos	47
Anexo B: información detallada para PBDEs, HBCD, TBBP-A y PCBs	50

GREENPEACE

Publicado por	Greenpeace
Fecha	Noviembre 2005
Diseño	Nicole Post design BNO, Zandvoort The Netherlands
Autores	Santillo, D., Johnston, P., Labunska, I. & Brigden, K.
Prefacio	Helen Perivier
Traducción	Andrés Krakenberger
Agradecimientos	José Benito Pousa Vicente y Enrique Navarro, por conseguir y donar las anguilas de España



Prefacio

Este informe revela que las anguilas europeas, procedentes de 20 localidades situadas en 10 países en toda Europa, donadas por miembros de la comunidad pesquera y científica o compradas en los mercados locales contenían niveles variables de retardantes de llama bromados (BFRs) y/o bifenilos policlorados (PCBs). Algunas de las sustancias químicas analizadas siguen siendo utilizadas, mientras que otras han sido prohibidas en años recientes o, como en el caso de los PCBs, su prohibición data de hace más de 20 años. Los resultados proporcionan una instantánea de las sustancias químicas peligrosas en las anguilas procedentes de una selección, realizada al azar, de ecosistemas urbanos y rurales de agua dulce y salobre, e indican el grado hasta el que su hábitat se ha visto contaminado con las sustancias objeto del presente estudio.

Este estudio demuestra que la contaminación de los ecosistemas de agua dulce con sustancias químicas persistentes y bioacumulativas producidas por el hombre sigue siendo un problema en Europa a la vez que indica el fracaso de las regulaciones, tanto las del pasado como las actuales, a la hora de controlar la contaminación química de nuestro medio ambiente. Los resultados nos proporcionan además una visión general de la contaminación química en una especie europea cuya población se encuentra en franco y rápido declive. Los resultados de este estudio subrayan la necesidad de medidas preventivas, una rápida identificación de los contaminantes químicos, así como la sustitución de las sustancias más peligrosas por alternativas más seguras.

La anguila europea (*Anguilla anguilla*) constituye una parte importante de los ecosistemas de agua dulce y salobre. Puede vivir hasta 20 años, y pasa gran parte de ese ciclo vital en hábitats localizados. Puesto que se trata de una especie con bastante tejido adiposo, la anguila europea absorbe y concentra los contaminantes orgánicos bioacumulativos que puedan encontrarse presentes en concentraciones más bajas dentro de su dieta diversificada de crustáceos, gusanos, caracoles, larvas e incluso peces pequeños. Por estos motivos, las anguilas llevan mucho tiempo reconocidas como especie "bioindicadora" capaz de revelar los contaminantes presentes en los hábitats locales.

Además de proporcionar una visión general sobre la calidad medioambiental de sus ecosistemas de agua dulce, la presencia de sustancias químicas peligrosas en la anguila europea es significativa debido al potencial impacto adverso sobre la propia especie. Las poblaciones de anguila europea se encuentran en grave declive en todo el continente y es urgente aplicar un enfoque preventivo dirigido hacia la protección de la

especie. Tal medida es de gran importancia para su supervivencia. En algunas aguas europeas, las cantidades de anguilas jóvenes han disminuido, alcanzando un 1% de sus niveles históricos.

El ciclo vital tan complejo de la anguila europea plantea incógnitas sobre el impacto que pudieran tener las sustancias químicas peligrosas sobre su ciclo reproductivo. Las anguilas llegan a la madurez sexual al final de sus vidas, cuando vuelven al mar para criar y morir. Algunos científicos defienden la teoría de que las sustancias químicas peligrosas almacenadas en la grasa corporal de las anguilas en su madurez sexual puede movilizarse en esta última fase de migración y cría, liberando grandes cantidades de sustancias químicas que acabarían con las posibilidades de una reproducción exitosa y una descendencia sana.

El presente estudio no intenta proporcionar respuestas definitivas a estas preguntas. Más bien, nuestra esperanza es que proporcione una pieza sustancial del rompecabezas en torno a esta especie poco conocida y proporcione información importante sobre el legado de una deficiente regulación medioambiental en el pasado y en el presente. Por lo que sabemos, este estudio representa geográficamente el conjunto más extenso de datos recogido hasta la fecha sobre la distribución de los retardantes de llama bromados de tipo HBCD en especies acuáticas.

Otros análisis contratados por Greenpeace y realizados en años recientes han confirmado la presencia de sustancias con propiedades peligrosas en productos de consumo, como los electrónicos, juguetes, cosméticos y textiles. Los aditivos químicos pueden liberarse de esos productos con el paso del tiempo y Greenpeace ha descubierto que esas sustancias químicas se encuentran presentes típicamente en el polvo doméstico en los hogares europeos, en el agua de lluvia así como en la sangre de cordones umbilicales. El presente estudio es una parte más de ese trabajo de documentación de la distribución medioambiental de un subconjunto de sustancias químicas que sometemos a seguimiento, algunas de estas sustancias están prohibidas, mientras que otras, como el HBCD, siguen siendo utilizadas de forma rutinaria, demostrando así su presencia en los ecosistemas de agua dulce europeos.

Reconociendo la necesidad de un mejor control de sustancias químicas, la Unión Europea (UE) debate en la actualidad una nueva propuesta legislativa conocida como REACH (Registro, Evaluación, Autorización de Sustancias Químicas). En otoño de 2005, los políticos y los gobiernos tomarán decisiones importantes para fortalecer, o bien para debilitar, esta propuesta de una mayor protección ante sustancias químicas peligrosas. Las organizaciones ecologistas, sanitarias, de consumidores, de mujeres y sindicales tienen esperanza en esta reforma y, sin embargo, son varios los políticos y gobiernos que han propuesto exenciones para la industria a la hora de proporcionar una información básica de toxicidad para aproximadamente dos tercios de las 30.000 sustancias químicas que serían reguladas al amparo de REACH.

Para ser eficaz, REACH requiere que la industria identifique y proporcione datos básicos en materia de salud, seguridad y medio ambiente, que en la actualidad no se suministran para la mayoría de las sustancias químicas comercializadas. Sólo entonces podremos identificar las sustancias químicas persistentes y bioacumulativas que pueden producir cáncer, defectos de nacimiento, enfermedades reproductivas o dañar el futuro desarrollo y fertilidad de la persona alterando las funciones hormonales. Para que REACH sea el motor de las soluciones, debe requerir la eliminación por fases y la sustitución de las sustancias químicas más peligrosas en todos aquellos casos en que sea posible, autorizando su utilización únicamente con plazos y sólo en aquellos casos en que sean absolutamente necesarias.

Greenpeace insta a los líderes europeos a que consideren las lecciones aprendidas de las deficientes regulaciones del pasado. Las sustancias químicas como los PCBs siguen contaminando la fauna y los ecosistemas europeos, a pesar de que ya se dejaron de utilizar en la década de los setenta. A pesar de este hecho, seguimos observando el uso ininterrumpido de otras sustancias bioacumulativas como el HBCD, que tendrá un impacto aún mayor durante muchos años. El futuro incierto de la anguila europea coloca la fragilidad de la biodiversidad en contraste con la alta persistencia de algunas sustancias químicas.

Una regulación REACH fuerte ofrece el mecanismo para impedir la contaminación química antes de que se produzca. Greenpeace hace un llamamiento a la Unión Europea para que dé muestras de liderazgo y apoye una legislación que proteja la fauna y los ecosistemas y nuestra salud y la de las futuras generaciones.





Resumen

Un estudio de 20 grupos de muestras de tejido muscular procedentes de anguilas europeas (*Anguilla anguilla*) que recientemente habían sido pescadas en ríos o lagos de 10 países de toda Europa durante el verano de 2005, demostró la presencia generalizada de algunos retardantes de llama bromados (entre los que destacaban tetra y pentabromodifenil éteres, PBDEs, y hexabromociclododecano - HBCD) en esta especie. Los resultados indicaban asimismo que los PCBs siguen siendo un problema significativo de contaminación en muchas masas de agua.

Por lo que sabemos, este es el estudio geográficamente más extenso realizado hasta la fecha sobre la presencia de retardantes de llama bromados en la anguila europea, y seguramente supondrá un incremento importante para el conjunto de datos disponibles, tanto sobre las distribuciones de estos contaminantes que persisten en el medioambiente, como sobre la carga química corporal en esta especie. Puesto que el estudio se basaba en el análisis de tan sólo 20 grupos de muestras de anguilas, claramente no se trata de un estudio exhaustivo, ni proporciona niveles representativos de todas las capturas en esos países en general. Estos datos proporcionan una instantánea de los niveles de contaminantes por toda Europa en lo que es una especie clave en muchos ecosistemas acuáticos, además de una especie gravemente amenazada por varias otras presiones entre las que cabe destacar la pesca excesiva, la pérdida de hábitats, ataques de parásitos y el cambio climático.

Los niveles de tetra-BDE (BDE-47) variaban desde <0.1 ppb (ng/g en peso fresco), en una de las dos muestras de Francia y en una de las dos de Irlanda, hasta alcanzar niveles de 46 ppb (256 ppb sobre la base de grasas) en una única muestra procedente del río Thames en el Reino Unido. Las concentraciones de congéneres penta-bromados (BDE-99 y 100) fueron, por lo general, algo menores. Se detectaron congéneres con contenidos mayores de bromo (desde hexa- hasta octabromados) con menor frecuencia en concentraciones por encima de 0,1 ppb, probablemente debido a que esas muestras correspondían a tejidos de hígado y no a músculos. En general, estos niveles y pautas de contaminación son similares a las registradas en anguilas y otras especies en el número limitado de otros estudios (por lo general de enfoque regional).

Las concentraciones HBCD en tejidos arrojaron resultados de magnitudes similares (<1 - >50 ppb en peso fresco, nd - >278 ppb en peso de lípidos), siendo la muestra del Reino Unido la que demostraba una vez más los niveles más altos (cuantificación sujeta a confirmación). También había dos muestras que no mostraban residuos detectables (una de dos muestras de la República Checa y, de nuevo, una de dos de Irlanda). Se encontraron concentraciones intermedias en muestras procedentes de otras regiones con algunas pruebas con niveles más altos en muestras de localidades predominantemente industriales o urbanas que en las capturas más rurales. Tomados en conjunto, esos datos significan que las gamas de niveles anteriormente registradas en zonas geográficas más limitadas (sin contar estudios realizados aguas abajo de fábricas que producen o utilizan retardantes de llama bromados) pueden ser típicas de las poblaciones de anguilas en toda Europa.



Aunque se han tomado medidas recientemente en toda Europa para poner fin a la utilización de formas BDE "penta" y "octa", cabe esperar que continúe el legado de su utilización anterior (en los productos existentes que ya se encuentran en el medio ambiente) durante algún tiempo. Algunas pruebas sugieren que el "deca-BDE", utilizado aún ampliamente dentro de Europa, puede permanecer en el medio ambiente formando una de las formas menos bromadas (y más bioacumulativas). El HBCD también sigue siendo utilizado de forma continua a pesar de su reconocida toxicidad acuática y su potencial para ocasionar desórdenes hormonales.

No se detectó tetrabromo bisfenol A (TBBP-A) en ninguna de las muestras, si bien esto puede deberse a que los límites de detección (3-5 ppb) que se podían lograr en este estudio eran altos. Otros estudios anteriores han registrado la presencia de residuos de TBBP-A en tejidos musculares de peces, aunque en niveles por debajo de 3 ppb. No se realizaron análisis para detectar residuos de deca-BDE (BDE-209) en el marco del presente estudio.

Aunque las concentraciones variaban mucho, los datos del presente estudio también reafirmaron el continuo legado de contaminación con PCBs, habitualmente presente en concentraciones de entre 10 y 50 veces más altas que para los tetra- y penta-BDEs y el HBCD. Las concentraciones más altas expresadas (la suma de los siete congéneres ICES) fueron detectadas en una de las tres muestras procedentes de Holanda (Hollandsdiep), en 1500 ppb en peso fresco y casi 10 000 ppb (10 partes por millón) en peso de grasa.

Este estudio demuestra, una vez más, que no se puede estimar que los riesgos que presentan las sustancias químicas persistentes y bioacumulativas estén adecuadamente controlados. Al mismo tiempo, demuestra la presencia continua, y en algunos casos altos niveles de PCBs en los tejidos de las anguilas, a pesar del hecho de que su uso fue prohibido hace más de 20 años, e ilustra las consecuencias a largo plazo de reconocer demasiado tarde la existencia de un problema, o al menos de actuar demasiado tarde.

No parece haber una relación clara entre los niveles contaminantes (de PBDEs, HBCD o PCBs) y las longitudes o pesos medios del grupo de muestras de anguilas, a pesar del hecho de que cabría esperar que las concentraciones variaran con la edad. Esto queda a la espera de confirmación cuando se disponga de datos de edad. En esta fase, sin embargo, la falta de cualquier pauta consistente sugiere que los niveles locales de contaminación en el entorno acuático pueden ser un factor más dominante que el tamaño corporal a la hora de determinar los niveles relativos en los tejidos de las anguilas.

No es posible determinar a partir de estos datos cuáles podrían ser las consecuencias de una contaminación de este tipo para las propias anguilas. Si bien hay indicios de que, durante la fase vital de inmadurez sexual ("anguila amarilla"), las anguilas pueden tolerar altos niveles de contaminación química, no sabemos cuál es el impacto que se podría derivar de ello cuando las reservas de grasas se movilizan al llegar las anguilas a la madurez y cuando migren a alta mar para la puesta de huevos. Sigue existiendo la posibilidad de que los contaminantes como los PCBs y los retardantes de llama bromados puedan estar contribuyendo a los declives observados en las poblaciones de anguila europea reduciendo el índice de supervivencia de adultos o el éxito en la puesta de huevos.

De la misma manera, se desconoce la escala de la amenaza para los consumidores de anguilas, sean éstos sus depredadores naturales o los consumidores humanos. Aunque algunos estudios han intentado calcular

los riesgos, a menudo en términos de márgenes de seguridad, estas valoraciones inevitablemente se ven limitadas por la falta de datos sobre el efecto de una prolongada exposición a bajos niveles de sustancias químicas tales como el HBCD.

La historia nos dice que las consecuencias del uso a gran escala de sustancias químicas que son persistentes y bioacumulativas, si bien son difíciles de predecir, son graves con demasiada frecuencia. Una vez en el medio ambiente, no se puede controlar el destino de los efectos de estas sustancias. Con la nueva legislación sobre sustancias químicas que se está elaborando en Europa (REACH), existe la oportunidad para que todos los países europeos comiencen a ocuparse del problema de las sustancias químicas persistentes y bioacumulativas de una forma eficaz, con el requisito de que dichas sustancias sean sustituidas por alternativas menos peligrosas siempre que existan las mismas (el principio de sustitución) y garantizando que no se comercialicen sustancias químicas en el futuro a menos que se disponga de información sobre estas y otras propiedades básicas (el principio de "no hay datos, no hay mercado").

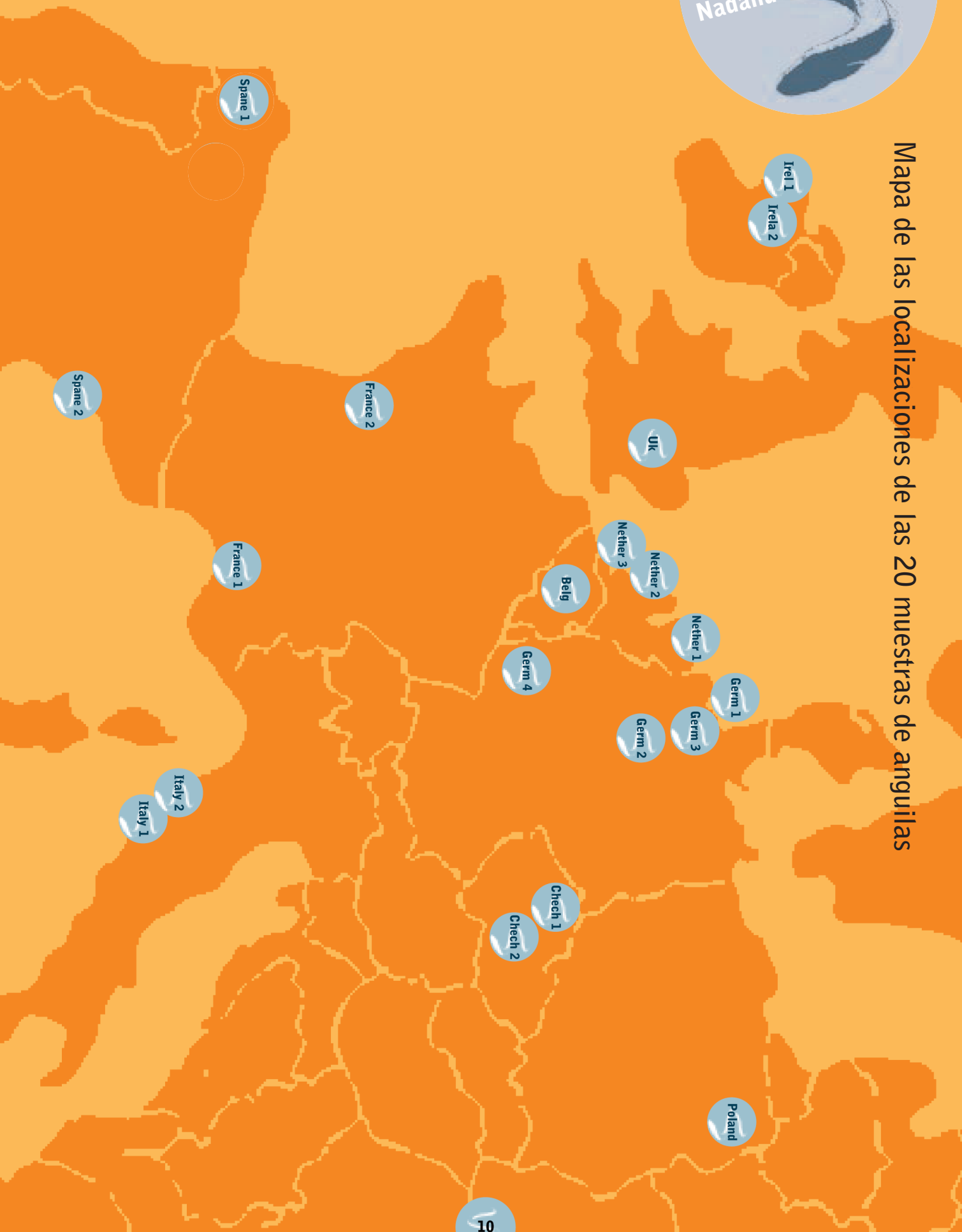
Todos los componentes del medio ambiente se beneficiarán de tales controles. Aunque es improbable que sólo estas medidas en materia de sustancias químicas resulten suficientes para invertir el destino de la anguila europea, esta medida seguirá siendo un componente esencial dentro de un enfoque preventivo hacia su protección.

Alemania, Bélgica, España, Francia, Holanda, Irlanda, Italia, Polonia, el Reino Unido y la República Checa.





Mapa de las localizaciones de las 20 muestras de anguilas



Introducción

Junto con el continuo desarrollo de los métodos analíticos también se ha producido un reconocimiento cada vez mayor de la importancia de los retardantes de llama bromados como contaminantes medioambientales cada vez más generalizados (véase de Wit 2002 y Law et al. 2003 para tener información sobre las revisiones más recientes). Los retardantes de llama bromados constituyen un grupo diverso de sustancias químicas elaboradas por el hombre que contienen bromo y que se suelen incorporar en materiales como los polímeros o que se suelen utilizar en el tratamiento de textiles y otros productos con el fin de hacerlos resistentes a la combustión. Como tales, desempeñan un papel importante en la seguridad contra el fuego de los productos, si bien a expensas de sustanciales emisiones al medio ambiente a la vez que provocando preocupaciones en materia de salud, a pesar de la creciente disponibilidad de alternativas no bromadas (y a menudo libres de halógenos) que desempeñan la misma función.



¿Qué son los retardantes de llama bromados?

El término "retardantes de llama bromados" engloba a más de 70 sustancias o grupos químicos, aunque el grueso de la producción mundial (estimada en 1999 como por encima de las doscientas mil toneladas al año) se centra en la actualidad en tan solo tres grupos principales, concretamente el polibromodifenil éteres (PBDEs), tetrabromo bisfenol A (TBBP-A) y los hexabromociclododecano (HBCD) (Alaee et al. 2003).

Dentro del grupo de los PBDEs, son posibles múltiples formas químicas individuales, que van desde aquellas con un único átomo de bromo (monobromodifenil éteres) hasta formas con un máximo de diez átomos de bromo (decabromodifenil éteres). Son tres las marcas de PBDEs que han dominado el

mercado, concretamente "penta", rica en formas tetra y pentabromadas, "octa", rica en formas octabromadas, y "deca", que contiene casi exclusivamente la forma decabromada (a la que se le suele denominar BDE-209). Si bien las preocupaciones sobre la toxicidad de las formas "penta" y "octa", combinadas con la acumulación exponencial documentada de las formas "penta" en la leche materna humana, han dado pie a prohibiciones en la comercialización y utilización de esas formas en Europa (EU 2003), su fabricación y utilización sigue produciéndose en Norte América, Asia y en otras partes del mundo (Alaee et al. 2003). Dentro de Europa, la fórmula "deca" es el único PBDE que se produce y comercializa en la actualidad. Sin embargo, debido a su resistencia a la degradación, cabe esperar

que las formas tetra y penta persistan en el medio ambiente durante todavía bastante tiempo, especialmente ya que dichas formas (al igual que los HBCD) tienen una fuerte tendencia a acumularse en los tejidos adiposos de los animales. Es más, es posible que, una vez liberadas en el medio ambiente, las sustancias "deca" se desbromen progresivamente, lo que supone otra contribución más a los niveles medioambientales de las formas menos bromadas y más bioacumulativas (Sellström et al. 1998).

Otro grupo de retardantes de llama bromados, los polibromobifenilos (PBBs), fueron extensamente utilizados en el pasado, y sin duda se encuentran aún presentes en algunos productos más antiguos, si bien se ha prohibido su fabricación y utilización en la mayoría de los países desde hace ya algún tiempo.

Los PBDEs y el HBCD se suelen utilizar como aditivos, es decir, sencillamente mezclados con polímeros, por lo que es muy alta su propensión a liberarse de los productos durante su uso y tras ser desechados. Aunque el TBBP-A también se puede utilizar como aditivo con función de retardante de llama, suele ser más utilizado como reactivo, por lo que queda más íntimamente unido a la matriz polímera y por ello resulta menos móvil. Sin embargo, la investigación ha confirmado la presencia de residuos de todos estos tres principales grupos de retardantes de llama bromados en el medio ambiente, animales incluidos.

Preocupaciones respecto a la toxicidad

Junto con el reconocimiento de su extensa presencia en muestras medioambientales y, en el caso del HBCD y de algunos PBDEs, su capacidad de bioacumulación en tejidos animales a niveles mucho más altos que el agua, aire, tierra o sedimentos circundantes, han aumentado las preocupaciones con respecto a la potencial toxicidad de estas sustancias químicas. En general, los datos de toxicidad en

materia de retardantes de llama bromados siguen siendo muy limitados (Vos et al. 2003, Birnbaum and Staskal 2004), y no menos porque los problemas que presentan han sido reconocidos tan sólo recientemente, a la vez que los métodos analíticos siguen estando ciertamente en fase de desarrollo (Covaci et al. 2003). Sin embargo, los datos de que se dispone sugieren toda una gama de efectos potencialmente adversos en los seres humanos y en los animales. Junto con la toxicidad aguda en ciertas formas de vida acuática, que parece relevante respecto al HBCD incluso en concentraciones bajas, hay pruebas cada vez mayores que sugieren impactos de varios tipos de los PBDEs y del HBCD en el desarrollo neuroconductual de los mamíferos. También hay indicios de que elementos del sistema de la hormona tiroides resultan susceptibles a la exposición a los PBDEs, HBCD y TBBP-A (Darnerud 2003, Legler y Brouwer 2003, Birnbaum y Staskal 2004; véase también los recuadros en las páginas 38 y 40).



Tendencias medioambientales en la contaminación por retardantes de llama

Dentro de los sistemas de agua dulce y marina, ya se ha informado con anterioridad de la presencia de residuos de PBDEs y, menos frecuentemente, de HBCD y TBBP-A en sedimentos y en la biota (tanto en animales invertebrados como vertebrados, incluidos los peces). Las concentraciones siguen estando significativamente por debajo de algunos de los contaminantes orgánicos persistentes más conocidos, destacando los bifenilos policlorados (PCBs) antiguamente utilizados en los fluidos de transformadores y en toda una gama de otras aplicaciones tanto industriales como comerciales, hasta su progresiva eliminación a finales de los setenta. Sin embargo, hay pruebas cada vez mayores de que, si bien los niveles de PCBs en la mayoría de los apartados medioambientales han bajado sustancialmente en las décadas que han pasado desde que dejaron de ser utilizados, en cambio los niveles de retardantes de llama bromados pueden estar dando muestras de una tendencia contraria, al menos en ciertas especies y regiones, y específicamente en los depredadores mayores (Hites 2004, Lebeuf et al. 2004, Elliott et al. 2005, Klamer et al. 2005).

Se dispone de un pequeño número de estudios intensivos locales sobre sistemas de aguas dulces y marinas, destacando los del estuario occidental del Scheldt en Bélgica (Voorspoels et al. 2003, Janak et al. 2005), el estuario del río Tees en el Reino Unido (Allchin et al. 1999, Food Standards Agency 2004) y el río Viskan en Suecia (Sellström et al. 1998). En estos casos, sin embargo, el enfoque se ha centrado en gran medida sobre la determinación de impactos de fuentes específicas y puntuales (por ejemplo, fábricas de retardantes de llama bromados en el caso del Scheldt y del Tees, y varias plantas textiles que utilizan esos compuestos en el Scheldt y el Viskan). Boon et al. (2002) proporcionan una visión más general de los niveles de PBDEs en ani-

males que representan distintos niveles de la cadena alimentaria en el Mar del Norte, confirmando la biomagnificación de seis de estas sustancias químicas desde los peces hasta los mamíferos marinos, mientras que Law et al. (2002) dan cuenta de los niveles de PBDE en 47 cormoranes y 60 marsopas de diversas localidades en Inglaterra y Gales. Más recientemente, Lacorte et al. (2003) informaron de los niveles de PBDE en 40 muestras que representaban las ocho principales cuencas fluviales de Portugal, si bien los datos recogidos solo se refieren a los sedimentos. Los estudios con análisis de HBCD y TBBP-A se están volviendo cada vez más frecuentes, si bien siguen siendo mucho menos los datos disponibles sobre estas sustancias químicas que los que se disponen referentes a los PBDEs.

Imagen general

Además, en lo que se refiere a los retardantes de llama bromados, sigue siendo muy limitada la determinación de distribuciones y tendencias geográficas más amplias. Dada la probable persistencia a largo plazo de estas sustancias químicas en el entorno acuático, su potencial toxicidad y su capacidad de bioacumularse, así como su continua producción y utilización en grandes cantidades, existe la necesidad urgente de más información relativa a sus niveles y tendencias en muestras medioambientales que abarquen zonas más extensas. El valor de estudios con mayor radio geográfico quedó recientemente ejemplificado por Ueno et al. (2004), al utilizar músculos de atún listado (especie de distribución mundial) para demostrar la presencia de PBDEs incluso en especies que frecuentan aguas de alta mar, así como niveles aparentemente más altos en especímenes procedentes del hemisferio norte (lo que posiblemente refleje diferencias en las escalas de usos y contaminaciones).



Las anguilas como bioindicadores de la contaminación por retardantes de llama



Puesto que los retardantes de llama bromados apenas son solubles en agua, disolviéndose preferentemente en grasas y aceites, las mediciones de sus concentraciones en tejidos biológicos, como músculos o hígados de peces, puede resultar ser una herramienta de control de gran valor. Para especies que son importantes fuentes de alimento, bien sea para animales salvajes, para seres humanos o para ambos, este tipo de análisis puede proporcionar una indicación de la probable asimilación y de las amenazas a que están expuestos estos consumidores. Las especies ideales para desempeñar el papel de bioindicadores son aquellas que cuentan con un contenido relativamente alto de grasas con un ciclo vital suficientemente largo como para asegurar que los niveles fluctuantes de contaminación en agua, sedimentos y/o especies de presa se puedan integrar con el tiempo o constituir una media. A este respecto, la anguila europea (*Anguilla anguilla*), además de su papel ecológico clave en los ecosistemas de aguas dulces y salobres en toda Europa, también tiene un considerable valor como especie indicadora de la calidad del agua.

Aunque cuentan con un ciclo vital complejo, en el que las fases iniciales (como larvas) y posteriores (adultos con madurez sexual) siguen siendo poco conocidas, las anguilas europeas pasan gran parte de su tiempo ubicadas en sistemas de agua dulce o salobre. Durante esta fase, las anguilas pasan por sus fases de desarrollo desde las larvas transparen-

tes hasta convertirse en angulas, para luego llegar a "anguilas amarillas", forma en la que son más conocidas. En la fase de "anguila amarilla", llamada así por su coloración marrón amarillenta, las anguilas crecen de forma sustancial, ganando peso y acumulando fuertes reservas de grasa, si bien manteniendo su inmadurez sexual. Esta fase puede durar entre 3 y 8 años para los machos y mucho más (8 a 15 años) en las hembras (Feunteun 2002). Es esta larga fase del ciclo vital, junto con los hábitos locales y la diversidad de alimentación en diversos niveles de la cadena alimentaria (crustáceos, gusanos, caracoles, larvas de insecto e incluso pequeños peces) (Versonnen et al. 2004), lo que hace que las anguilas puedan acumular sustanciosas cargas corporales de toda una variedad de metales pesados y de contaminantes orgánicos persistentes que son sintomáticos de las condiciones locales de la calidad del agua y de las fuentes de contaminación.

El uso de la anguila europea como especie bioindicadora se propuso por primera vez hace más de 20 años. En ese período de tiempo, varios estudios han incluido anguilas pescadas en el ámbito local para determinar los niveles de compuestos de metales pesados, especialmente el tóxico y bioacumulativo metilmercurio (Collings et al. 1996, Edwards et al. 1999, Yamaguchi et al. 2003), y los contaminantes organoclorados como los PCBs y los residuos de pesticidas (de Boer et al. 1994, Boer y Hagel 1994,



Weatherly et al. 1997, Bordajandi et al. 2003, Versonnen et al. 2004). Hasta la fecha, sin embargo, son relativamente pocos los estudios que han utilizado anguilas como indicadores de compuestos organobromados, incluidos los retardantes de llama bromados.

Entre los estudios que sí lo han hecho, destaca el de De Boer (1990), que probablemente será uno de los más extensos realizados hasta la fecha, que ya entonces proporcionaba los primeros indicios de la extensa presencia de los PBDEs en anguilas procedentes de un total de 10 ríos y lagos holandeses, a la vez que sugería la importancia de las fuentes puntuales locales además de una contaminación a escala más regional. Mucho más recientemente, Morris et al. (2004) registraron niveles de HBCD y TBBP-A en varios grupos de muestras de anguilas recogidas en varias localidades en la cuenca del Scheldt en Bélgica y Holanda, mientras que un estudio realizado para la Food Standards Agency del Reino Unido (FSA 2004) también utilizó anguilas, además de truchas, como bioindicadores en un estudio sobre contaminación por PBDE y HBCD asociada con emisiones puntuales de una fábrica situada en el río Skerne en la cuenca del río Tees (nordeste de Inglaterra).

El presente estudio fue diseñado para extender considerablemente la amplitud geográfica de datos sobre retardantes de llama bromados en anguilas

europeas, analizando grupos de muestras de tejido muscular de anguilas de una o más capturas procedentes de un total de 10 países en toda Europa. Se determinaron los niveles de PCBs en las propias muestras a efectos comparativos y para proporcionar datos sobre PCBs para algunos países europeos en donde se carece de datos actualizados. A pesar del hecho de que hace mucho tiempo que se eliminaron progresivamente todos los nuevos usos de los PCBs, éstos siguen siendo contaminantes medioambientales significativos, mantenidos probablemente debido a continuas liberaciones procedentes de equipamientos obsoletos y de depósitos de residuos, y siguen suponiendo una amenaza importante para los ecosistemas acuáticos.

En este estudio subyace, sin embargo, otra tendencia preocupante. Desde que la anguila europea fue propuesta por primera vez como bioindicador de contaminación hace más de dos décadas, se han producido graves declives poblacionales en todo su territorio natural europeo (Feunteun 2002). En algunas zonas, las poblaciones han bajado tanto como 10 veces a lo largo de los últimos 20 años. Los declives en las poblaciones europeas del norte ya eran evidentes varias décadas antes, tal y como se ha documentado en las estadísticas locales de capturas desde los años cuarenta. En algunas aguas europeas, se ha estimado que la cantidad de jóvenes anguilas que se unen a las deterioradas poblaciones existentes ha bajado hasta alcanzar el 1% de los niveles históricos.



Las anguilas europeas bajo amenaza

Aunque no se suele reconocer habitualmente, hace ya tiempo que resultó evidente que la anguila europea se encuentra gravemente amenazada en toda la extensión de sus hábitats, lo que ha ocasionado llamamientos urgentes para que se lleven a cabo acciones urgentes de gestión para invertir estos declives (ICES 2002, Wirth and Bernatchez 2003, Laffaille et al. 2005). En octubre de este año, la Comisión Europea propuso el cierre por temporadas de todas las pesquerías de anguilas hasta que los estados miembro no tengan aprobados planes nacionales para garantizar la recuperación de las poblaciones (medida obligatoria a partir de julio de 2007) (EC 2005).

Son muchos los factores que pueden contribuir a los declives de población observados, incluidos el cambio climático (que tiene su impacto principal en las fases oceánicas de su ciclo vital), la pesca excesiva, la pérdida de hábitats, la construcción de barreras físicas para la migración río arriba o río abajo, las explosiones de poblaciones de parásitos y la deficiente calidad del agua, incluida la contaminación química (Feunteun 2002). La identificación de los principales factores en cada región se ve obstaculizada parcialmente por las grandes lagunas en el conocimiento del ciclo vital de la anguila europea.

Por ejemplo, de lo poco que sabemos de las fases oceánicas de su ciclo vital, es muy posible que los cambios en las condiciones climáticas, especialmente los cambios en las corrientes, tengan un profundo impacto sobre el éxito de la cría y repoblación por anguilas jóvenes para engrosar las poblaciones existentes en las aguas interiores de Europa (Wirth y Bernatchez 2003). Tras muchos años en un sistema fluvial o lacustre durante su fase de inmadurez como "anguila amarilla", y provocada por factores

aún no identificados, la anguila europea sufre una metamorfosis para llegar a una fase decididamente diferente como "anguila plateada", movilizándose sus reservas de grasas y migrando aguas abajo hasta desembocar en el Océano Atlántico. Se cree que la puesta de huevos se produce en aguas más cálidas y en latitudes más bajas, en profundidades de cerca de 400 metros (Feunteun 2002). Sin embargo, a pesar de que la hipotética ubicación para esta puesta masiva de huevos es el Mar de los Sargazos, basándose en observaciones y predicciones realizadas en los años veinte, esto nunca ha sido confirmado de forma fiable. Lo que sí se sabe, no obstante, es que después de la puesta de huevos, las larvas de anguila (*leptocephali*) que eclosionen dependerán de las corrientes prevalecientes en el Atlántico Norte para volver a aguas europeas. El tiempo que dure este viaje sigue siendo motivo de discusión (entre menos de un año y tres años), al igual que lo es el grado de control que tienen las larvas sobre su trayectoria, pero lo que resulta muy claro es que cualquier cambio sustancial en la fuerza o dirección de las corrientes puede hacer que una gran proporción de las larvas no llegue a las aguas interiores de su hábitat natural y por ello no se renueven las poblaciones en declive.

En el ámbito regional, la pesca excesiva sin duda ha contribuido a los declives observados o, por lo menos, ha dificultado la recuperación de poblaciones diezmaradas por otros motivos. Parte del problema, en términos de gestión de pesca, lo han constituido los largos periodos entre la repoblación por anguilas jóvenes y el declive en las capturas de pesquerías que tienen a las anguilas de más edad como su objetivo, factor ocasionado por la longevidad de la especie. Muchos de los actuales programas de gestión se centran en repoblar ríos y lagos con anguilas cria-

das en piscifactorías, aunque esto por sí solo parece haber sido insuficiente para invertir la tendencia a la baja. No queda más que la otra alternativa, de esperar que los mayores controles sobre la pesca indicados por la reciente decisión de la comisión tengan un éxito considerablemente mayor.

¿Venenos latentes?

A pesar del reciente enfoque sobre los impactos directos de la pesca, por un lado, y la repoblación por otro, sigue siendo posible que la contaminación de las vías fluviales de Europa, y la consiguiente acumulación de contaminantes persistentes en las anguilas, también tenga parte de la culpa. Algunos estudios previos han sugerido que debido a que la anguila europea puede ocupar aguas de diferentes calidades es poco sensible a la contaminación química. Knights (1997) concluyó que los contaminantes organoclorados, incluyendo los niveles de PCBs bastante altos registrados, no fueron una causa importante del declive en la población de anguilas. Sin embargo, el mismo autor subrayó que se deberá elaborar con sumo cuidado cualquier determinación de niveles medioambientales críticos o de cargas químicas corporales para garantizar la protección de las anguilas y sus depredadores, debido a la gran falta de datos y conocimiento que existen sobre su ciclo vital. Para más información sobre los usos, peligros y controles de los PCBs, véase el respectivo recuadro en la página 39.

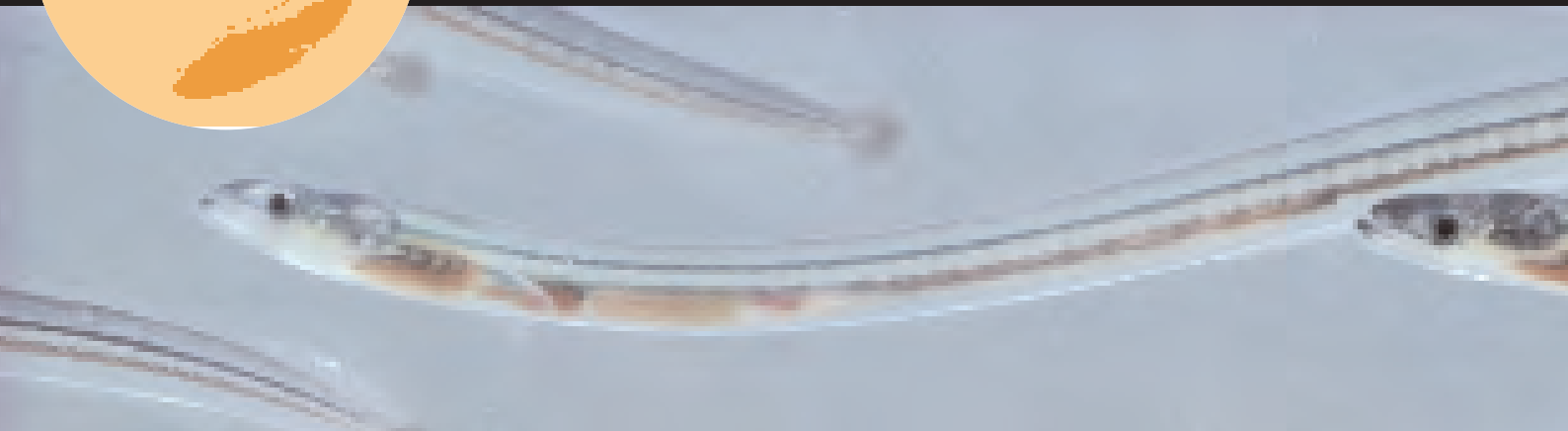
De hecho, si bien los efectos letales en las anguilas adultas se dan, por lo general, solamente en niveles muy altos de exposición, no se pueden descartar efectos subletales de las actuales y habituales cargas químicas corporales sobre la fisiología y sobre el éxito en la puesta de huevos una vez alcanzada la madurez sexual (Feunteun 2002, Versonnen et al. 2004). La movilización de las reservas de grasas que se produce durante la transición de la fase de "anguila amarilla" a "anguila plateada" y la posterior migración puede perfectamente suponer la emisión de cantidades sustanciales de contaminantes orgánicos y metales pesados en el sistema circulatorio, lo que tendrá potencialmente su impacto en las gónadas durante el período más crítico de su des-

arrollo (Robinet and Feunteun 2002). De esta manera, las cargas corporales de varios contaminantes en anguilas en fase de maduración en el momento en que migran de las aguas interiores, camino de la puesta de huevos, pueden resultar críticas a la hora de determinar la supervivencia de las crías y el posterior retorno de larvas sanas y anguilas jóvenes.

Ámbito del presente estudio

Con un único estudio, por muy amplio que sea su ámbito geográfico y la gama de contaminantes estudiada, resulta claramente imposible determinar el significado relativo de la contaminación química en comparación con las otras numerosas presiones que sufren las poblaciones de anguilas europeas. A pesar de todo, en un entorno en el que se cuenta con tan pocos datos, se espera que los resultados de este estudio proporcionen una pieza importante del rompecabezas al proporcionar una instantánea actual de las cargas corporales de retardantes de llama bromados y PCBs en muestras de anguilas procedentes de diversas partes de Europa. Por ejemplo, por lo que sabemos, esto representa el conjunto más extenso de datos disponibles hasta la fecha sobre la distribución de HBCD en anguilas europeas.

La mera presencia, por sí misma, de contaminantes orgánicos persistentes, sean cuales sean las concentraciones, claramente no representa una prueba de una relación causa-efecto de esta naturaleza. Sin embargo, en línea con el enfoque preventivo de gestión de poblaciones de anguilas europeas, como el propugnado por Russell y Potter (2003), se deben tomar todas las medidas necesarias para enfrentarse a todas las posibles amenazas a las poblaciones de anguilas, incluida la contaminación química, si queremos asegurar el futuro de la anguila europea.



Materiales y métodos



Materiales y métodos

Diseño del estudio

A finales de julio y principios de agosto de 2005, se obtuvieron muestras de anguilas europeas (*A. anguilla*) recientemente capturadas en la fase de "anguila amarilla" de su ciclo vital, todas ellas procedentes de un total de 20 localidades en 10 países de Europa (Alemania, Bélgica, España, Francia, Irlanda, Italia, Holanda, Polonia, el Reino Unido y la República Checa).

Inicialmente la intención era que cada muestra se compusiera de cinco anguilas, de las que, en cada caso, se prepararía una muestra del tejido muscular. En la práctica, no fue posible obtener cinco anguilas de cada localidad. En la Tabla 1 se detallan las cantidades de muestras recogidas en cada país, junto con el número de anguilas individuales en cada muestra, sus longitudes y pesos medios y la media de contenido de lípidos (grasas). En total, incluyendo las muestras de todos los países, se analizaron 80 anguilas individuales para el presente estudio.

Las capturas y el tipo de masa de agua en el que fueron pescadas iban desde emplazamientos rurales relativamente alejados del desarrollo (como el único emplazamiento elegido en Polonia) hasta emplazamientos dentro de zonas urbanas y/o industriales (como la muestra recogida en el río Tevere en el centro de Roma y algunas de las muestras recogidas en Alemania y en Holanda). En la Tabla 2 se proporciona una lista de los emplazamientos de las muestras y sus descripciones.

Tras su agrupación, todas las muestras fueron analizadas en búsqueda de un total de:

- 11 congéneres de PBDE (BDE#17, 28, 47, 66, 85, 99, 100, 138, 153, 154 y 183)
- los 3 isómeros de HBCD (?, ? y ?)
- Tetrabromo bisfenol A (TBBP-A)
- 25 congéneres de PCB (CB#28, 52, 101, 118, 153, 138, 180, 31, 105, 128, 149, 170, 183, 187, 18, 44, 47, 49, 66, 110, 158, 141, 151, 156 y 194)



Código y tamaño de las muestras

Código de la muestra	Numero de anguilas en la muestra	Tamaño medio (cm)	Peso medio (g)	Contenido medio de lípidos (%)
Belgium	4	58.3	415.2	19.1
Czech 1	2	47.0	165.9	4.7
Czech 2	2	52.0	249.8	14.2
France 1	5	47.4	178.7	2.8
France 2	5	36.7	88.0	11.6
Germany 1	5	59.0	378.7	19
Germany 2	5	67.8	579.6	22
Germany 3	5	56.5	308.7	17
Germany 4	5	59.9	326.1	15.3
Ireland 1	6	46.0	177.0	3.5
Ireland 2	6	26.7	30.5	15.4
Italy 1	5	36.3	96.3	22.2
Italy 2	2	57.1	374.4	25.8
Netherlands 1	2	37.6	107.6	9.9
Netherlands 2	2	39.1	113.7	15.8
Netherlands 3	2	40.3	125.8	15.2
Poland	5	50.5	217.7	6
Spain 1	4	44.0	152.2	4.6
Spain 2	5	35.5	84.0	19.7
UK	5	58.8	474.5	18

Tabla 1: Código y tamaño de las muestras (numero de anguilas por muestra) para cada una de las 20 muestras recogidas, incluyendo el tamaño y peso medios calculados a partir de los individuos de cada muestra y el porcentaje de lípidos (grasa) que contiene el tejido muscular, después de agregar los datos de las muestras de tejidos como se describe abajo.

Recogida de muestras

Aparte de las dos muestras de Irlanda y de la única muestra del Reino Unido, todas las recogidas de muestras fueron organizadas por el personal de las respectivas oficinas nacionales de Greenpeace. El Instituto Marino de Irlanda proporcionó muy amablemente los dos grupos de muestras de la República de Irlanda. El Centro para el Medio Ambiente, Pesquerías y Ciencias de Acuicultura (Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science - CEFAS), de Burnham-on-Crouch, tuvo la amabilidad de proporcionar el único grupo de muestras del río Thames en el Reino Unido.

Fechas de recolección y localizaciones

Código de la muestra	Fecha de recolección	Localización
Belgium 1	01-03/08/05	Canal Charleroi-Bruselas, cerca de Arquennes (S de Bruselas), en el centro de Bélgica.
Czech 1	31/07/05	Río Elbe, en Hrensko (N de Decín, cerca de la frontera con Alemania), N de la República Checa.
Czech 2	03/08/05	Río Otava, en la unión de los ríos Otava y Vltava (S de Praga), en el centro de la República Checa.
France 1	26/07/05	Etang de Thau, entre las ciudades de Meze y Sete (SW de Montpellier), S de Francia.
France 2 ²	30/07/05	Nantes, W France.
Germany 1	27/07/05	Río Elbe, cerca de Hoopte (S de Hamburgo), N de Alemania.
Germany 2	01/08/05	Río Main, cerca de Bamberg (N de Nürnberg), S de Alemania.
Germany 3	25-27/07/06	Río Weser, en Nienberg (entre Bremen y Hannover), N de Alemania.
Germany 4	02/08/05	Río Rhein, Riedstadt (cerca de Darmstadt), S de Alemania.
Ireland 1	11/08/05	Lago Furnace (agua parcialmente salobre), Newport (County Mayo), W de Irlanda.
Ireland 2	11/08/05	Río Owengarve, Glenthomas, cerca de Newport (County Mayo), W de Irlanda.
Italy 1	01/08/05	Río Tiber, en el centro de Roma, centro de Italia.
Italy 2	03/08/05	Lago Bracciano (Anguillara), centro de Italia.
Netherlands 1	27/07/05	Harinxmakanaal, Leeuwarden, N de Holanda.
Netherlands 2	19/07/05	Noordzee Kanaal, Ijmuiden, W de Holanda.
Netherlands 3	03/07/05	Hollandsdiep, Hoge Zwaluwe, S de Holanda.
Poland	26/07/05	Lago Druglin Duzy, cerca del pueblo de Rozyńsk (región de los lagos Mazurian), NE de Polonia.
Spain 1	25/07/05	Río Miño, en Forcadela Tomiño, cerca de A Guarda (Pontevedra, Galicia), NW de España.
Spain 2 ³	21/07/05	Río Ebro, a 800 metros de la desembocadura del Río Ebro (SW de Tarragona, Cataluña), E de España.
UK	16/08/05	Río Thames, en Canvey Island (E de Londres), SE de Inglaterra

Tabla 2: Fechas de recolección y localizaciones para las 20 muestras de anguilas analizadas en este estudio.

2 Fue etiquetada France 3 y renumerada como France 2 pues solo fueron suministradas dos muestras.

3 Fue etiquetada Spain 3 y renumerada como Spain 2 pues solo fueron suministradas dos muestras.

En todos los casos, las muestras de anguilas recién pescadas fueron proporcionadas por pescadores deportivos o vendedores locales, los cuales se encargaron de determinar la ubicación precisa de la captura. Con el fin de evitar contaminación o contaminaciones cruzadas de las muestras, las anguilas fueron envueltas de forma individual o bien como grupo de muestras en hojas de papel de aluminio nuevas, después fueron colocadas dentro de bolsas transparentes de polietileno. Todas las muestras fueron congeladas lo antes posible después de su recogida (y en todos los casos en un plazo inferior a 24 horas después de la captura) y almacenadas en un congelador a oscuras.

Las muestras fueron transportadas por mensajería a los Laboratorios de Investigación de Greenpeace, en la Universidad de Exeter (Reino Unido) en cajas aisladas con paquetes de hielo artificial o hielo seco. Se comprobó la congelación de todas las muestras a su llegada al laboratorio, desde donde fueron a su vez enviadas (de nuevo por mensajería) al Laboratorio de CEFAS en Burnham para su análisis.



Métodos analíticos

Preparación de las muestras

Para cada muestra, todas las anguilas fueron descongeladas, separadas, pesadas y sus longitudes fueron registradas antes de preparar un único grupo (compuesto) de muestras utilizando cantidades iguales de tejido muscular de cada espécimen de la muestra. Se retuvieron todos los tejidos restantes de cada espécimen para posibilitar análisis posteriores y para determinar su edad (tarea que aún queda pendiente).

Análisis de las muestras

Los grupos de muestras de tejidos musculares de anguilas fueron extraídos utilizando el método Soxhlet automatizado. Las muestras extraídas fueron limpiadas y fraccionadas utilizando columnas de sílice y alúmina (para detectar PCBs y PBDEs) o la cromatografía de filtración gel seguida de una limpieza con ácido sulfúrico (para detectar el HBCD). Se realizaron análisis utilizando o bien una espectrometría de masas de ionización química con iones negativos (NICI-GC/MS, para los PBDEs), o una cromatografía de gases con detección de captura electrónica (GC-ECD, para los PCBs) o una cromatografía líquida con espectrometría de masas (LC-MS, para el HBCD).

En el Anexo A se proporciona información detallada sobre los métodos empleados en la preparación, extracción, limpieza y análisis de las muestras.

Resultados y Debate

Tal como se podía esperar, existe una relación bastante fuerte (aunque no lineal) entre la longitud media de las anguilas y el peso medio dentro del grupo de las 20 muestras (Figura 1a). La longitud se incrementa de forma estable con el peso al principio, acercándose a la longitud máxima (en todas menos en una de las medias del grupo) del orden de 60 cm. Por encima de los 300 gramos de peso, sin embargo, la longitud se incrementa solo de forma marginal. El contenido en lípidos no muestra ninguna tendencia consistente con el peso medio (Figura 1b). Se desconoce el significado, si lo hubiera, de un mínimo aparente en el contenido de lípidos en anguilas con un peso medio del orden de 150 a 200 gramos. Una vez que las anguilas hayan llegado a la madurez, puede ser posible determinar si esto refleja un verdadero mínimo en el contenido de lípidos asociado a una fase particular en el ciclo vital o si se trata meramente de un hecho aislado.

Las concentraciones de PBDEs, e isómeros HBCD, TBBP-A y PCBs se determinaron inicialmente sobre la base del peso húmedo (peso fresco). La Tabla 3 contiene un resumen de los resultados. Esta tabla muestra las concentraciones de los tres congéneres PBDE más abundantes identificados en la muestra, en concreto el BDE#47 (tetra-BDE), el BDE#99 y el BDE#100 (ambos penta-BDEs), además de los valores sumados para los tres isómeros de HBCD y una suma de concentraciones de los llamados PCBs ICES 7 (CB#28, 52, 101, 118, 153, 138, 180), que dan indicación de una contaminación por PCBs más amplia y útil a efectos de comparación con estudios anteriormente publicados. No se detectó TBBP-A en ninguna de las muestras de este estudio (véase más abajo).

(a) Relación de la longitud media con el peso medio por espécimen

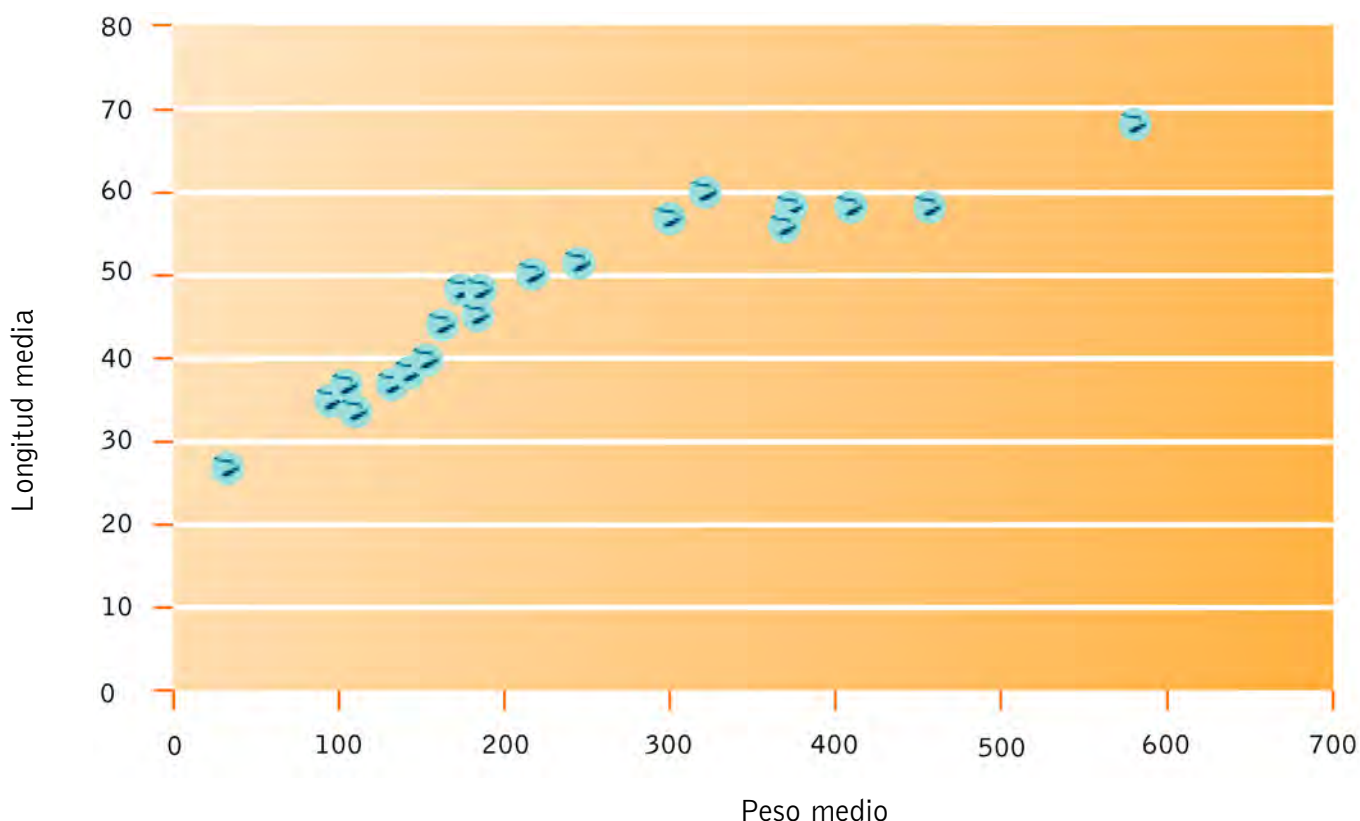


Figura 1a: Relación de la longitud media con el peso medio por espécimen para las 20 muestras.



(b) Relación del contenido medio de lípidos con el peso medio por espécimen

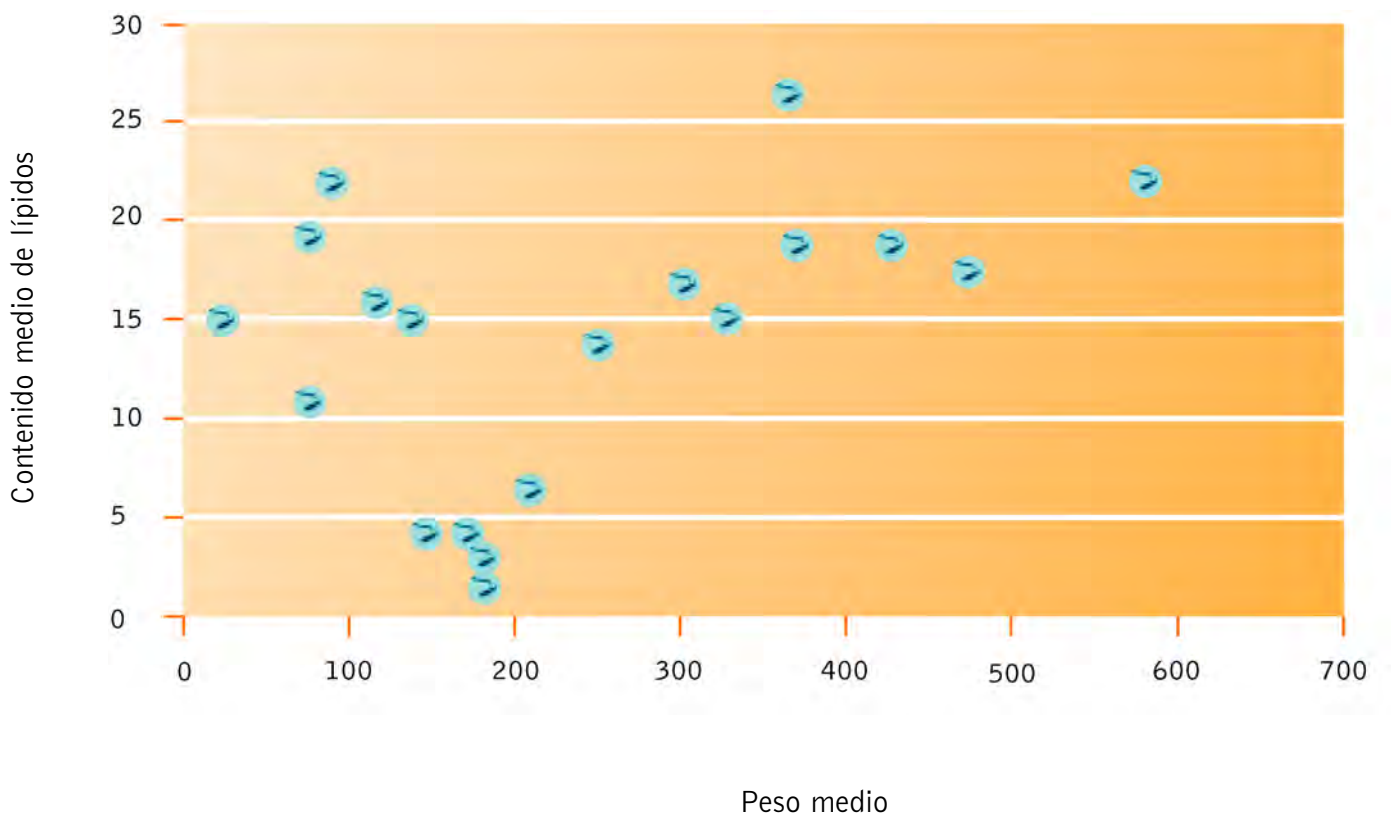


Figura 1b: Relación del contenido medio de lípidos con el peso medio por espécimen para las 20 muestras.

Niveles de algunos polibromodifenil éteres (PBDEs) (peso fresco)

Sample code	Number in pooled sample	BDE-47 (tetra)	BDE-99 (penta)	BDE-100 (penta)	Σ HBCD	Σ PCBs (ICES 7)
Belgium	4	4.7	nd	2.0	5	97
Czech 1	2	4.3	0.2	1.4	4	184
Czech 2	2	1.0	nd	nd	nd	66
France 1	5	nd	nd	nd	3	29
France 2	5	0.5	nd	nd	2	5
Germany 1	5	7.9	0.7	0.9	2	327
Germany 2	5	17.0	nd	3.9	15	566
Germany 3	5	9.5	0.6	2.0	9	196
Germany 4	5	9.3	0.6	3.1	37	381
Ireland 1	5	0.2	nd	nd	nd	4
Ireland 2	5	nd	nd	nd	3	5
Italy 1	5	24.0	2.1	6.8	26	483
Italy 2	2	1.8	nd	nd	4	120
Netherlands 1	2	0.4	nd	nd	9	16
Netherlands 2	2	3.2	nd	1.0	2	165
Netherlands 3	2	17.0	0.6	7.7	9	1512
Poland	5	0.2	nd	nd	1	2
Spain 1	4	1.2	nd	0.5	7	54
Spain 2	5	2.7	nd	0.9	4	123
UK	5	46.0	3.2	12.0	>50	136

Tabla 3: niveles de algunos polibromodifenil éteres (PBDEs) clave, hexabromociclododecano (HBCD) y bifenilos policlorados (sumatorio de PCBs ICES 7 - PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) por unidad de peso fresco de músculo de anguila (todos los valores en ng/g de peso fresco, partes por billón o ppb); nd – no detectado (por debajo del límite de detección); límites de detección para: PBDEs – 0.125 ppb, HBCD – 1 ppb, PCBs – 1 ppb.

La Tabla 4 muestra los mismos datos nuevamente calculados (normalizados) sobre la base del peso de lípidos (grasas), de nuevo para posibilitar la comparación con algunos estudios previamente publicados y en reconocimiento del hecho que se espera que los contaminantes de interés se acumulen principalmente en el componente de grasa de los tejidos musculares.

El hecho de expresar los resultados sobre la base de peso fresco (peso húmedo) nos da una indicación de la carga corporal total del pez así como los niveles a los que se exponen los consumidores (depredadores naturales o el hombre) del músculo (carne). Sin embargo, en cualquier masa de agua, los peces con mucha grasa acumularán más contaminantes orgánicos persistentes que los peces sin tanta grasa, de manera que cualquier indicación de estatus de calidad relativa del agua basada en altas concentraciones será inevitablemente específica de cada especie. Es más, tal y como se puede ver en los grupos de muestras de anguilas analizados en el presente estudio (véanse la Tabla 1, Figura 1b), el contenido de grasa (lípidos) puede variar considerablemente entre individuos de la misma especie. Por tanto, expresar los resultados sobre la base del peso de grasas (lípidos) puede hacer posible una comparación más válida de los niveles de exposición a las sustancias químicas orgánicas entre especies y/o individuos con contenidos de grasas marcadamente diferentes en los tejidos (por ejemplo, en individuos procedentes de distintas localidades).

PBDEs

De los 11 congéneres PBDE cuantificados, no se encontraron a 3 de ellos (BDE#17, 85 y 138) en ninguno de los veinte grupos de muestras en niveles por encima del límite de detección (0.125 ng/g en peso fresco, ppb). Otros 3 congéneres (BDE#28, 66 y 183) solo fueron hallados en una o dos de las muestras. Los congéneres predominantes, tal y como se podía esperar debido a su utilización histórica, potencial bioacumulativo y resistencia a la degradación fueron los congéneres tetra y pentabromados señalados en las Tablas 3 y 4 (BDE#47 y BDE#99/100).

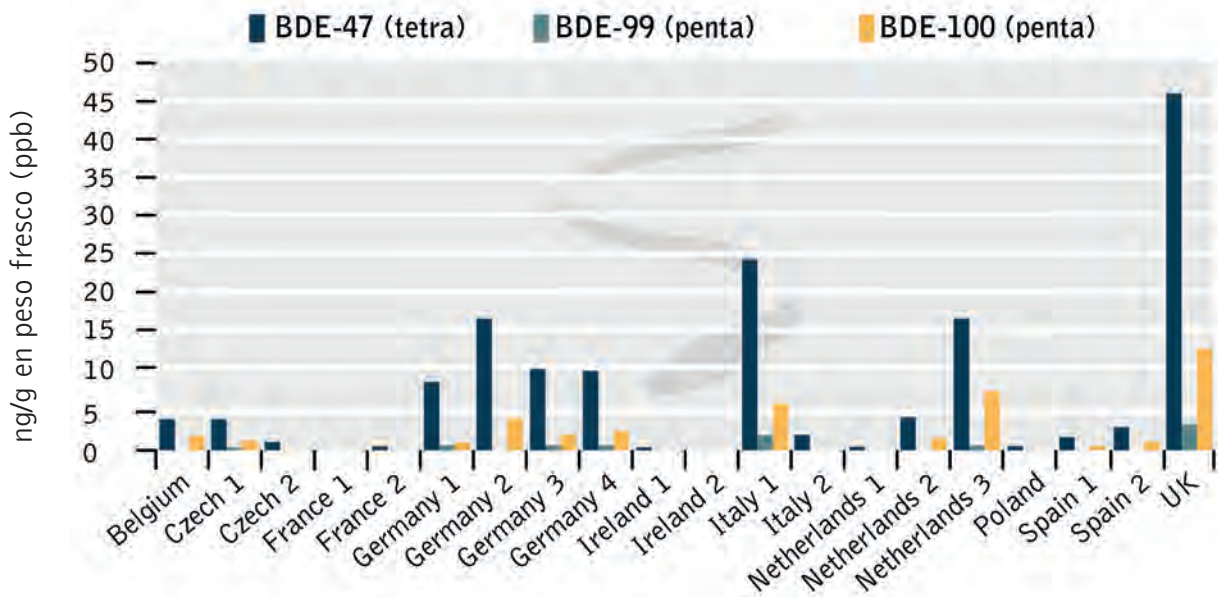
En el caso del BDE#47, las concentraciones iban desde por debajo de los límites de detección en dos de las muestras (France 1, del Etang de Thau, e Ireland 2, del río Owengarve) hasta 46 ppb en el único grupo de muestras del Reino Unido (Río Thames). Los niveles de BDE#99 y 100 eran, por lo general, más bajos (<0.125–3.2 ppb y <0.125–12 ppb respectivamente), en coherencia con las pautas habitualmente registradas. Aparte de la muestra del Reino Unido, las siguientes concentraciones más altas fueron registradas en muestras del Río Tevere en el centro de Roma (Italy 1), del Hollandsdiep (Netherlands 3) y del Río Main cerca de Bamberg (Germany 2). Los niveles más bajos, aparte de las muestras de Francia e Irlanda, se registraron en la muestra Netherlands 1 (pescada en el Harinxmakanaal) y el único grupo de muestras de Polonia (recogido de la región relativamente rural de los Grandes Lagos Mazurianos). Los resultados de BDE#47 y de BDE#99/100 se ilustran en el Figura 2a más abajo.

Niveles de algunos polibromodifenil éteres (PBDEs) (peso de lípidos)

Sample code	Number in pooled sample	BDE-47 (tetra)	BDE-99 (penta)	BDE-100 (penta)	Σ HBCD	Σ PCBs (ICES7)
Belgium	4	24.6	nd	10.5	24	508
Czech 1	2	91.5	4.0	29.8	79	3915
Czech 2	2	6.8	nd	nd	nd	465
France 1	5	nd	nd	nd	111	1036
France 2	5	4.1	nd	nd	13	43
Germany 1	5	41.6	3.8	4.6	9	1721
Germany 2	5	77.3	nd	17.7	69	2573
Germany 3	5	55.9	3.6	11.8	56	1153
Germany 4	5	60.8	3.7	20.3	239	2490
Ireland 1	5	4.9	nd	nd	nd	114
Ireland 2	5	nd	nd	nd	20	32
Italy 1	5	108.1	9.5	30.6	117	2176
Italy 2	2	7.0	nd	nd	15	465
Netherlands 1	2	3.8	nd	nd	90	162
Netherlands 2	2	20.3	nd	6.1	11	1044
Netherlands 3	2	111.8	4.1	50.7	61	9947
Poland	5	3.8	nd	nd	25	33
Spain 1	4	26.1	nd	10.7	161	1174
Spain 2	5	13.7	nd	4.7	22	624
UK	5	255.6	17.8	66.7	>278	756

Tabla 4: niveles de algunos polibromodifenil éteres (PBDEs) clave, hexabromociclododecano (HBCD) y bifenilos policlorados (sumatorio de PCBs ICES 7 - PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) por unidad de peso de lípidos (grasa) de músculo de anguila (todos los valores en ng/g de peso de lípidos, partes por billón o ppb); nd – no detectado (por debajo del límite de detección); el cálculo con base en el sistema LODs varía de acuerdo con el contenido en lípidos.

(a) Concentraciones de PBDE (peso fresco)



(b) Concentraciones de PBDE (contenido en lípidos)

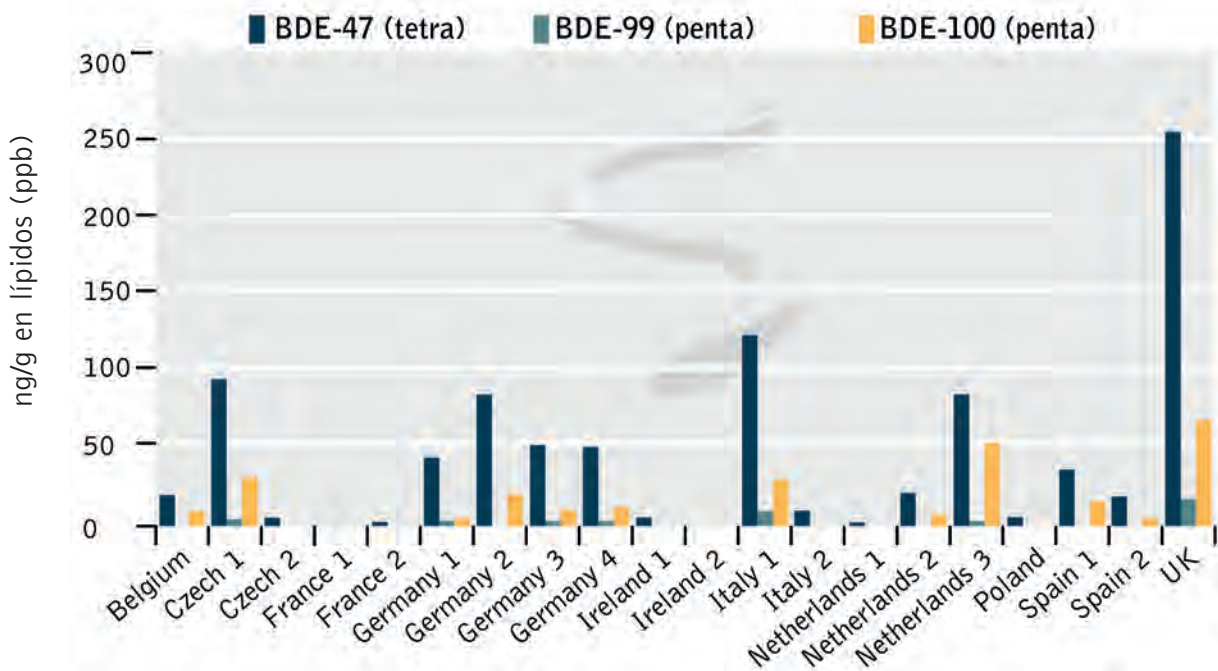


Figura 2: concentración de los tres congéneres de PBDE más abundantes identificados en las muestras de músculo de anguila normalizadas para (a) peso fresco (peso húmedo) y (b) contenido en lípidos (grasa).

Tal y como se comentó anteriormente, son relativamente pocos los datos publicados hasta la fecha sobre PBDEs en anguilas europeas y la mayoría se expresan únicamente sobre la base de peso de lípidos. La Food Standards Agency del Reino Unido (FSA 2004) informa de niveles de peso húmedo para los BDE#47, 99 y 100 de 34, 2 y 12 ppb respectivamente para una única muestra de control de anguilas procedentes del río Skerne (cuenca del Tees) en el noreste de Inglaterra. Los niveles de esta muestra de control, recogida aguas arriba de una importante fábrica de retardantes de llama bromados, de la que se sabía que vertía desechos de compuestos bromados en el momento del muestreo, se



sitúan hacia el extremo superior del rango de valores registrados para anguilas en toda Europa en el curso del presente estudio. Tal y como se esperaba, los niveles registrados cerca de dicha planta, y aguas abajo, eran mucho mayores (por ejemplo BDE#47 264-579 ppb, FSA 2004).

Expresadas sobre la base de peso de lípidos (en la Tabla 4 y en el Figura 2b más arriba), las concentraciones son evidentemente más altas, si bien exhiben una pauta similar (aunque las concentraciones de la muestra Czech 1 se incrementan de forma desproporcionada a consecuencia de los lípidos relativamente bajos de este grupo de muestras). Los niveles de BDE#47 (<0.8-256 ppb), BDE#99 (<0.6-17.8 ppb) y BDE#100 (<0.5-66.7 ppb) se encuentran una vez más dentro de un rango similar a los registrados en anguilas procedentes del emplazamiento de control situado en el Río Skerne en Reino Unido (152, 8.9 y 17.8 ppb respectivamente, FSA 2004).

Aunque se dispone de pocos datos sobre anguilas para comparación directa, los datos normalizados sobre lípidos sí son comparables con los niveles registrados en otras especies. Por ejemplo, Sellström et al. (1993) informaban de cantidades de BDE#47, 99 y 100 de 17-62 ppb (base de lípidos) en tejidos musculares de arenques del Báltico, similares a los 3.2-32 ppb registrados por Haglund et al. (1997) y los 8.4-100 ppb hallados por de Boer (1990) para la misma especie. Los tejidos musculares de la bermejuela del Báltico revelaron niveles similares (Burreau et al. 2004), al igual que las muestras de tejido muscular de bacalao y merlan obtenidas en el Mar del Norte por Boon et al. (2002).

HBCD

De los tres isómeros, α -HBCD fue habitualmente el más abundante, con presencia de γ y β en la mayoría de las muestras pero en niveles tan solo marginalmente por encima del límite de detección. Esta pauta de contaminación es la esperada, dadas las propiedades específicas de los tres isómeros (de Wit 2002). Se encontró α -HBCD en 14 de las 20 muestras en concentraciones que iban de 1 a más de 50 ppb (peso fresco). Los niveles en el único grupo de muestras procedente del Reino Unido (Río Thames) estuvieron significativamente por encima del límite de detección de α -HBCD (50 ppb); y aún no se dispone de los datos cuantitativos finales de esta muestra.

Aparte de esta muestra procedente del Reino Unido, los valores registrados eran notablemente más altos que la mayoría de las demás muestras en el grupo de Germany 4 (del Rhein cerca de Darmstadt) e Italy 1 (del Río Tíber en su paso por el centro de Roma), con concentraciones sumadas de isómeros HBCD (Σ -HBCD) de 37 y 26 ppb (sobre la base de peso fresco) respectivamente (Tabla 3, Figura 3a). En contraste, el HBCD estuvo por debajo de los límites de detección en dos muestras, concretamente la Czech 2 (procedente de Hrensko en el extremo norte del país) e Ireland 1 (del Lago Furnace en la costa oeste). Las concentraciones en la mayoría de las demás muestras iban de 1 a 10 ppb. Dentro de Alemania, el emplazamiento 1 arrojó los niveles más bajos de HBCD (Río Elbe, cerca de Hoopte), mientras que en los Holanda, el emplazamiento n° 2 resultó tener los niveles más bajos (el Canal Noordzee en IJmuiden).

Las concentraciones totales de HBCD registradas en la única muestra de control de anguilas procedente del Río Skerne en el Reino Unido (FSA 2004) eran significativamente más altas (en 159 ppb de peso fresco) que el valor cuantitativo más alto actualmente disponible en nuestro estudio (aunque el valor de la muestra del Thames actualmente sólo es una cifra menor en >50 ppb). Las concentra-

ciones en las muestras de tejidos de anguilas capturadas en el emplazamiento de la fábrica en el Río Skerne fueron, tal y como se podía esperar, extremadamente altas, abarcando desde 570-9432 ppb en muestras recogidas más cerca de la fábrica y permaneciendo claramente por encima de los valores de control en todos los emplazamientos aguas abajo hasta llegar a la Presa del Tees (40-951 ppb). No queda claro si esto es principalmente consecuencia de la transferencia de HBCD río abajo por agua o por partículas suspendidas o si refleja la migración de las anguilas a lo largo del río.

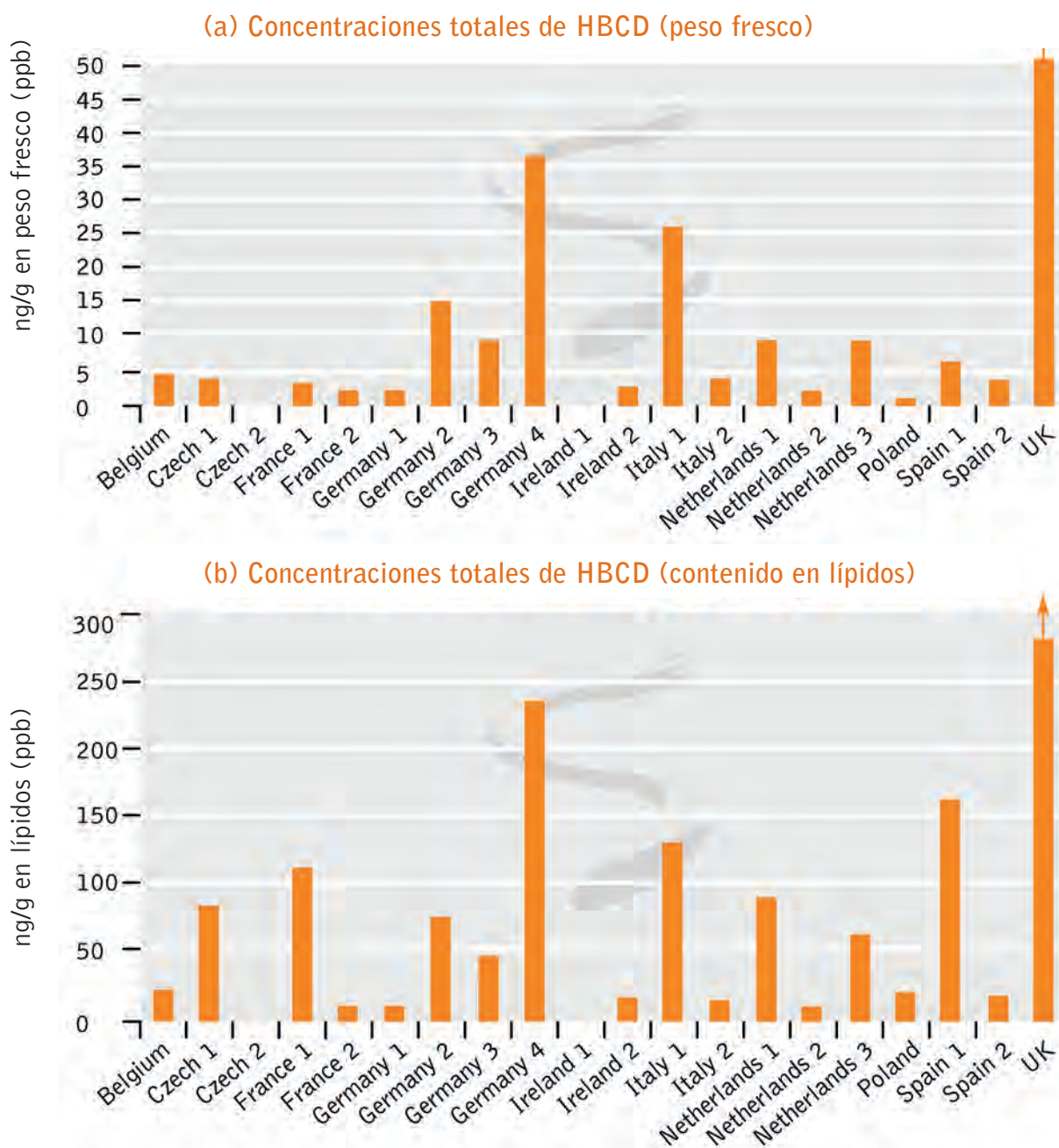


Figura 3: concentraciones totales de HBCD (sumatorio de todos los isómeros) en las muestras de músculo de anguila normalizadas para (a) peso fresco (peso húmedo) y (b) contenido en lípidos (grasa). Las flechas denotan que los valores de la muestra de Reino Unido actualmente están más bajos de lo que se estima.

Además, dada la escala probable de emisiones atmosféricas de HBCD procedentes de la fábrica durante su funcionamiento, es probable que el emplazamiento de control aguas arriba de la misma no represente los niveles de contaminación básicos que cabe esperar en sitios más remotos.

La expresión de concentraciones de HBCD sobre una base normalizada de lípidos (Tabla 4 y Figura 3b más arriba) produce claros incrementos en concentraciones en algunas muestras, especialmente France 1 (Etang de Thau) y España 1 (Río Miño), como consecuencia del contenido muy bajo de lípidos de las muestras de anguilas recogidas en estas localidades (2.8% y 4.6% respectivamente). Sobre la base de lípidos, 5 de las 20 muestras analizadas contenían concentraciones totales de HBCD por encima de 100 ppb (variación total nd->278 ppb).

Morris et al. (2004) informaron de concentraciones de isómeros HBCD en grupos de muestras de "anguilas amarillas" recogidos de forma similar en ríos holandeses (capturas de 1999) y en la cuenca del Scheldt en Bélgica (capturas de 2000). Los niveles en las muestras holandesas fueron de 25-359 ppb de peso de lípidos (y de 29-266 ppb en el Scheldt), comparables con el rango de resultados de todas las muestras en este estudio, si bien sustancialmente más altos que los resultados de las tres muestras procedentes de Holanda por sí solos (11-90 ppb). Efectivamente, la concentración del grupo de muestras de Hollandsdiep en nuestro estudio (61 ppb) es aproximadamente cuatro veces más bajo que el grupo de muestras recogido en las mismas aguas en 1999 y que fue analizado por Morris et al. (2004), aunque claramente no es posible sacar conclusiones firmes de estas comparaciones tan limitadas.

TBBP-A

No se detectó tetrabromo bisfenol A (TBBP-A) en ninguno de los 20 grupos de muestras dentro del umbral de detección de 3-5 ppb de peso fresco (equivalente a entre 10 y 180 ppb sobre una base normalizada de lípidos). Aunque algunos estudios anteriores informaban de la presencia de trazas de TBBP-A en tejidos musculares de anguilas, por ejemplo, de Berlín en 1998/99 (Kemmler 2000, en OSPAR 2001), y en el grupo de muestras procedente del río Scheldt y de varios ríos holandeses sobre los que hemos tratado más arriba (Morris et al. 2004), por lo general solo se ha hallado en un subconjunto de muestras y en concentraciones máximas por debajo de los límites de detección del método utilizado en el actual estudio. Las concentraciones parecen ser similares o incluso más bajas en otras especies de agua dulce o marina (de Boer et al. 2002, 2003).



PCBs

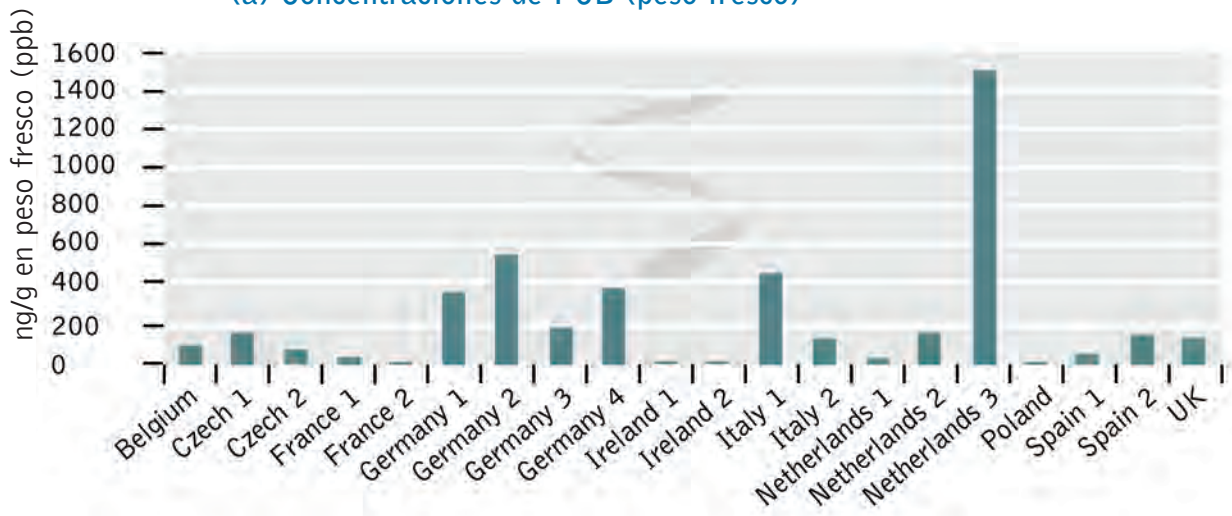
Para facilitar la comparación, se seleccionó un subconjunto de siete congéneres PCB clave, conocidos como los ICES 7, de un total de 25 congéneres cuantificados en el presente estudio. Estos congéneres (CB#28, 52, 101, 118, 153, 138 y 180) son reconocidos como entre los hallados más comúnmente en muestras medioambientales y se utilizan como indicadores para determinar el nivel relativo de contaminación. En la Tabla 3 (peso fresco) y en la Tabla 4 (peso de lípidos) se informa de las sumas de las concentraciones de los PCBs ICES 7 individualmente, que luego son ilustradas en las Figuras 4a y b respectivamente.

Las concentraciones totales de los PCBs ICES 7 sobre la base de peso fresco iban desde bajos niveles de ppb (en France 1, Ireland 1 y 2, y Poland) hasta bajos niveles de ppm (mg/kg) (Netherlands 3, Hollandsdiep). La concentración en tejidos musculares de anguilas del grupo de muestras procedentes del Hollandsdiep fue casi tres veces más alto que el siguiente nivel más alto registrado en este estudio (Germany 2, del río Main), lo que sugiere la existencia de fuentes históricas de PCBs con fuentes actuales puntuales y localizadas de esas sustancias. Una única muestra procedente de Italia (Italy 1) y 2 muestras adicionales procedentes de Alemania (Germany 1 y 4) también contenían concentraciones totales de los PCBs ICES 7 por encima de 200 ppb en peso fresco.

Se sabe desde hace algún tiempo que la anguila europea en su fase "amarilla" puede acumular (y, al parecer, tolerar) niveles bastante altos de PCBs en los tejidos musculares. También se han registrado concentraciones que iban del rango ppb hasta el rango ppm para esta especie procedente de la cuenca del río Po en Italia (Bressa et al. 1997), de canales en Berlín (Fromme et al. 1999), de varios ríos en Gales (Weatherly et al. 1997) y del río Vanajavesi en Finlandia (Tulonen y Vuorinen 1996).

Aunque las concentraciones de PCBs registradas para los dos grupos de muestras españolas en el presente estudio se encontraban en la franja más baja de la contaminación registrada (54 y 123 ppb en peso fresco respectivamente), las muestras de tejidos musculares de 14 anguilas capturadas en el

(a) Concentraciones de PCB (peso fresco)



(b) Concentraciones de PCB (contenido en lípidos)

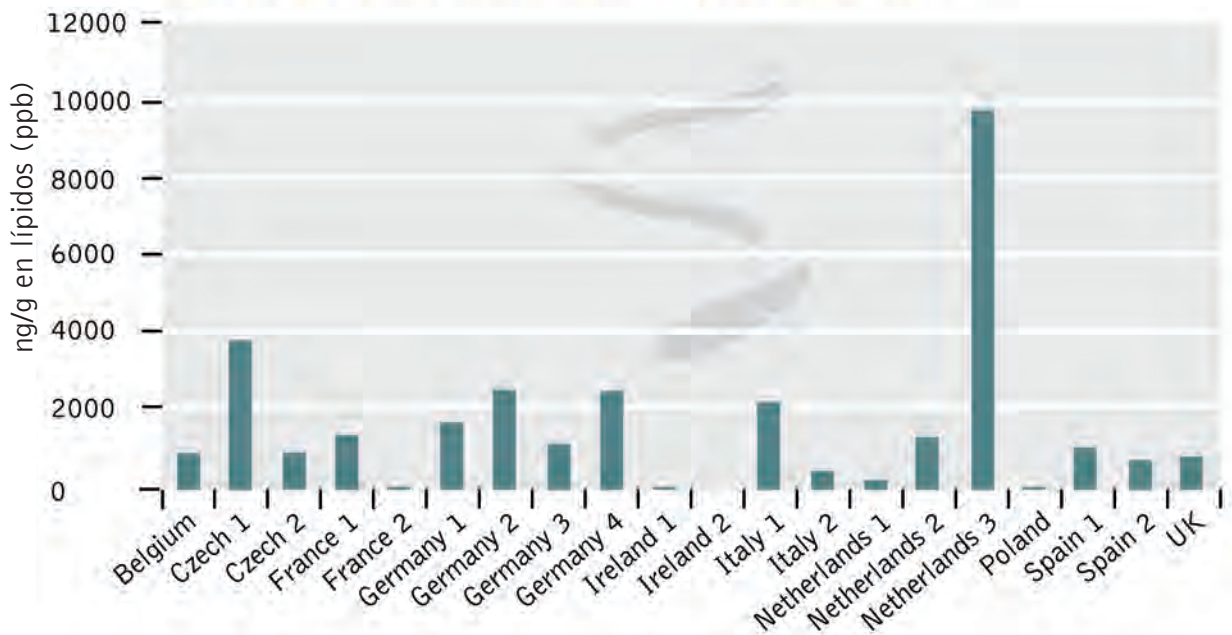


Figura 3: concentraciones totales de HBCD (sumatorio de todos los isómeros) en las muestras de músculo de anguila normalizadas para (a) peso fresco (peso húmedo) y (b) contenido en lípidos (grasa). Las flechas denotan que los valores de la muestra de Reino Unido actualmente están más bajos de lo que se estima.

estuario del Turia (a aproximadamente 200 km al suroeste del delta del Ebro) en 2000 arrojaron niveles aún más bajos, de 29.3 ppb en peso fresco (Bordajandi et al. 2003).

En contraste con sus concentraciones relativamente altas tanto de PBDEs como de HBCD, el único grupo de muestras procedentes del Thames (Reino Unido) no contenía niveles especialmente altos de PCBs. Además, dentro de los grupos de muestras procedentes de Alemania y de Holanda, las muestras con las concentraciones más altas de HBCD no fueron las que registraban las concentraciones más altas de PCBs. Con la excepción del único valor alto de la muestra Netherlands 3, las concentraciones de PCBs muestran cierta relación con las de BDE#47 (tetra-BDE). Sin embargo, aún no hay pruebas de ninguna asociación de este tipo entre las concentraciones de HBCD y las de PCBs.

Cabría esperar que la edad de las anguilas, que determina el período de tiempo durante el cual cada espécimen se había expuesto a las condiciones de la calidad del agua en una zona determinada, tendría un impacto sustancial sobre la carga corporal de contaminantes orgánicos persistentes como los PBDEs, HBCD y PCBs. Cuando llegue el momento en que se podrá determinar exactamente la edad de las anguilas, no será posible determinar la importancia de este factor con respecto a los niveles de contaminantes hallados en tejidos musculares en el curso del presente estudio. A pesar de todo, si existiera de hecho una fuerte dependencia entre edad y carga corporal, entonces se podría esperar cierta correlación con la longitud del pez o bien con su peso. Ninguna correlación de este tipo resultaba evidente para ninguno de los contaminantes determinados de los grupos de muestras. Esto parece sugerir, por lo tanto, que las condiciones locales, incluida la proximidad del habitante a las fuentes de contaminación urbanas y/o industriales, pueden tener mucho que ver en la determinación de los niveles de contaminantes orgánicos persistentes en los tejidos musculares de la anguila europea.

Las concentraciones de PCBs de lípidos normalizados (cantidad total de las sustancias ICES 7) en los 20 grupos de muestras iban desde 32 ppb en la muestra de Ireland 2 (río Owengarve) hasta 9947 ppb (casi 10 partes por millón) en la muestra Netherlands 3 (procedente del Hollandsdiep). En alguno de los estudios anteriores más extensos realizados hasta la fecha sobre los PCBs en las anguilas (142 muestras procedentes de 20 localidades en Holanda), de Boer et al. (1994) informaron de concentraciones de lípidos normalizados que iban desde 274 ± 176 ppb (en el Canal Leopoldo) hasta 14400 ± 9700 ppb (para anguilas capturadas en el Canal Zuid Willemsvaart), un orden de magnitudes similar al registrado en el presente estudio. Versonnen et al. (2004) también notan que, si bien la anguila europea parece insensible a los efectos potenciales sobre los sistemas hormonales incluso en estas concentraciones tan altas, nada se sabe sobre cómo podría cambiar esa sensibilidad al madurar las anguilas y movilizar éstas sus reservas de grasas. Además, incluso si las "anguilas amarillas" son por sí mismas capaces de tolerar niveles altos de contaminantes orgánicos persistentes como los PCBs, estos niveles podrían tener consecuencias mucho más graves para sus depredadores, incluidos los mamíferos acuáticos (la nutria común, el visón europeo) y las aves (Yamaguchi et al. 2003).



Conclusiones

En general, estos datos ilustran la contaminación generalizada de los sistemas acuáticos con retardantes de llama bromados, especialmente con las formas más bioacumulativas de tetra-BDE y HBCD, así como su capacidad de acumularse en los tejidos musculares de la anguila europea (*Anguilla anguilla*). La totalidad de los 20 grupos de muestras analizados contenía residuos detectables de al menos un compuesto de retardante de llama bromado.

La predominancia de congéneres tetra- y penta-bromados de los difenil éteres es coherente con sus propiedades conocidas y con los resultados de los estudios anteriores realizados en peces. Se ha documentado que los congéneres más altamente bromados como los hexa- y octa-BDE se acumula más fácilmente en los hígados de los peces que en los tejidos musculares. No se determinaron en este estudio los tipos de PBDE más extensamente utilizados en toda Europa, en concreto el deca-BDE (BDE-209), aunque se podría esperar que fueran relativamente bajos en los tejidos musculares de las anguilas, al igual que con otras especies de peces, a pesar de su demostrada biodisponibilidad y acumulación en otros organismos sobre la base de peso de lípidos.

Se pudo detectar HBCD en anguilas procedentes de todas las localidades menos dos, mientras que se pudieron detectar PCBs en todas las muestras, tal y como se podía esperar a consecuencia de su presencia generalizada en el medio ambiente.

Se registraron los niveles más altos tanto de PBDEs como de HBCD en el único grupo de muestras procedentes del río Thames, en Reino Unido, donde los niveles de HBCD excedían el máximo que se podía determinar utilizando el método estándar aplicado por el laboratorio analítico (en la actualidad, este grupo de muestras está siendo sometido a análisis de confirmación). Sin embargo, esta misma muestra no contenía el nivel más alto de PCBs, que fue detectado en una de las tres muestras procedentes de Holanda (Hollandsdiep), con concentraciones por encima de una parte por millón sobre la base de peso fresco y de casi 10 partes por millón sobre la base de peso de lípidos (grasas).

Unas cuantas muestras contenían niveles bajos de todos los contaminantes medidos, destacándose las dos muestras recogidas en el oeste de Irlanda, una de las dos muestras recogidas en Francia (cerca de Nantes) y la única muestra recogida en una zona rural de Polonia (los Grandes Lagos Mazurianos). Las muestras de todas las demás localidades contenían concentraciones intermedias, dentro de los rangos anteriormente registrados sobre estos contaminantes en los pocos estudios disponibles.

Con la excepción de la muestra de Reino Unido, parecía haber cierta correlación positiva entre concentraciones de tetra-BDE y las de los PCBs (aunque las concentraciones actuales de PBDE son entre 10 y 50 veces más bajas que las de los PCBs). No se hallaron pruebas de una asociación similar entre los niveles de HBCD o los de PBDEs o PCBs, lo que sugiere distintas distribuciones medioam-



bientales, ocasionadas probablemente por diferencias en las fuentes primarias o por los movimientos a través de los ecosistemas.

Además, parece no existir ninguna relación clara entre los niveles de contaminantes (de PBDEs, HBCD o PCBS) y las longitudes o pesos medios de los grupos de muestras de anguilas, a pesar de que se podía esperar que las concentraciones hubieran variado con la edad. Esto queda a la espera de confirmación cuando se disponga de datos sobre edades. En esta fase, sin embargo, la falta de cualquier pauta coherente sugiere que los niveles locales de contaminación en el medio ambiente acuático puede ser un factor más dominante que la edades a la ahora de determinar los niveles relativos en los tejidos musculares de las anguilas.

Que sepamos, este es el estudio más extenso en términos geográficos realizado hasta la fecha sobre la presencia de retardantes de llama bromados en la anguila europea (*Anguilla anguilla*) y debería añadir de forma significativa al conjunto de datos relativos tanto en lo que se refiere a la distribución de estos contaminantes medioambientales persistentes como en lo que se refiere a la carga química corporal de la anguila. Los niveles de PBDEs y HBCD fueron generalmente más bajos que los registrados anteriormente en muestras de anguilas recogidas cerca de fuentes de descargas de emisiones de estos compuestos (especialmente fábricas en el Reino Unido y en los Holanda) pero sin embargo demuestra que estos contaminantes están presentes de forma generalizada en los sistemas fluviales europeos. Es probable que esto sea resultado de una combinación de emisiones directas procedentes de grandes instalaciones industriales que producen o utilizan retardantes de llama bromados y emisiones más difusas de productos durante su producción, utilización y/o desecho.

Puesto que el estudio se basaba en el análisis de tan sólo 20 grupos de muestras, claramente no se trata de un estudio exhaustivo. Tampoco se pueden tomar los resultados procedentes del pequeño número de muestras de cada país como indicadores representativos de todas las capturas en general en esos países. Es probable que, en cualquiera de los países incluidos en el estudio, sea posible encontrar poblaciones de anguilas más y menos contaminadas en otras masas de agua. Sin embargo, los datos proporcionan una instantánea de los niveles de contaminantes en toda Europa en una especie que es un bioindicador y que está presente en muchos ecosistemas acuáticos, y que a la vez se encuentra gravemente amenazada por una gran variedad de presiones.

No es posible determinar a partir de estos datos cuáles son las consecuencias de esa contaminación para las propias anguilas. Aunque hay indicaciones de que, durante la fase "amarilla" de su vida, las anguilas habitualmente pueden tolerar altos niveles de contaminación química, sencillamente se desconoce el impacto que esto podría tener cuando estos peces entren en su fase vital "plateada", y movilizan sus reservas de grasas cargadas de contaminantes durante el período más sensible de desarrollo sexual. Sin embargo, reconociendo sus capacidades de interferir en los procesos de desarrollo en otros

organismos, cabe la posibilidad de que los contaminantes como los PCBs y los retardantes de llama bromados estén contribuyendo a los declives observados en las poblaciones de la anguila europea reduciendo la supervivencia de adultos maduros o el éxito en la reproducción.

Se desconoce asimismo la escala de la amenaza para los consumidores de anguilas, bien sean sus depredadores naturales (incluidos las aves, como las garzas, y los mamíferos, como las nutrias) o en sus consumidores humanos. Aunque algunos estudios han intentado calcular riesgos, a menudo en lo que dice respecto a límites de seguridad, las valoraciones se ven inevitablemente limitadas por la falta de datos sobre los efectos de una exposición de bajo nivel y largo plazo a sustancias químicas tales como el HBCD.

Este estudio demuestra una vez más que los riesgos que presentan las sustancias químicas persistentes y bioacumulativas no están controlados adecuadamente, incluido el HBCD que sigue siendo utilizado de forma comercial en toda Europa. Al mismo tiempo, la presencia continua, y en algunos casos en niveles altos, de los PCBs en los tejidos musculares de las anguilas, a pesar del hecho de que su utilización haya sido prohibida hace más de 20 años, ilustra las consecuencias a largo plazo de reconocer un problema demasiado tarde o, al menos, de actuar demasiado tarde.

Recientemente se han tomado medidas en toda Europa para poner fin al uso continuo de las formas BDE "penta" y "octa", y esto ya ha llevado en algunos casos a una bajada de los niveles de los mismos. Sin embargo, el legado de su uso anterior continuará durante algún tiempo, tanto por las cantidades ya emitidas al medio ambiente como por las cantidades adicionales que acabarán emitiéndose desde productos obsoletos. Además, puesto que existen pruebas que sugieren que los residuos de las formas PBDE aún en uso comercial en Europa, en concreto el "deca" BDE, pueden degradarse en el medio ambiente para formar algunas de las formas menos bromadas (y más bioacumulativas), es así improbable que las medidas que se han tomado hasta la fecha resuelvan el problema en su totalidad. El HBCD sigue estando bajo revisión en Europa. Entretanto, sigue siendo utilizado de forma generalizada y su emisión al medio ambiente continúa, a pesar de la considerable falta de seguridad derivada de su toxicidad y destino medioambiental y a pesar de que se haya observado su capacidad para interferir con los sistemas hormonales en los vertebrados.

La historia nos enseña que las consecuencias del uso a gran escala de sustancias químicas que son persistentes y bioacumulativas, aunque difíciles de predecir, son graves con demasiada frecuencia. Una vez liberadas en el medio ambiente, no se puede controlar el destino y los efectos de esas sustancias químicas. Se está reconociendo cada vez más, incluso dentro de algunos gobiernos e incluso dentro de algunos sectores de la industria química, que se deben tomar medidas para eliminar progresivamente la utilización de todas las sustancias químicas que anulan la capacidad de los sistemas naturales para degradarlas y que por tanto se acumulan en el medio ambiente, en la fauna y en los alimentos.

Con la nueva legislación sobre sustancias químicas que se está elaborando en Europa (REACH), existe la oportunidad para todos los países europeos de empezar a ocuparse realmente del problema de forma eficaz y coherente estableciendo el requisito de que toda la sustancias químicas que tengan estas propiedades (por ejemplo, sustancias químicas del tipo PBT – Persistente Bioacumulativa y Tóxica y vPvB – muy Persistente y muy Tóxica) serán sustituidas por alternativas menos peligrosas siempre que estas existan (el principio de sustitución). También es esencial que esta legislación impida en el futuro la producción y utilización de sustancias químicas de las que no se disponga de datos básicos sobre sus propiedades peligrosas, incluidas la persistencia medioambiental y la capacidad de bioacumulación (el principio de "no hay datos, no hay mercado").

Todos los elementos del medio ambiente se beneficiarán de estos controles y de una producción y uso de sustancias químicas que en el futuro sean más sostenibles. Aunque es poco probable que estas medidas sobre sustancias químicas por sí solas sean suficientes para invertir el difícil destino de la anguila europea, estas medidas serán un componente esencial de un enfoque preventivo hacia su protección.

(PBDEs)

Polibromodifenil éteres (PBDEs)

Los polibromodifenil éteres (PBDEs) son una clase de compuestos bromados de extenso uso como retardantes de llama en plásticos y espumas, incluidas las carcasas de plástico de equipos electrónicos (OECD 2003). Los PBDEs son sustancias químicas medioambientalmente persistentes. Algunas de ellas, especialmente los congéneres menos bromados (por ejemplo, los "penta-BDEs"), son asimismo altamente bioacumulativos. Su fabricación y uso como aditivos en plásticos y en otros polímeros, en los que no se hallan fuertemente adheridos a la matriz del polímero, nos ha llevado a una situación en la que estos compuestos están ampliamente distribuidos en el medio ambiente. Se pueden detectar PBDEs en el aire y el polvo de interiores tanto en el centro de trabajo como en casa. También se encuentran casi en cualquier parte del medio ambiente, incluidos los sedimentos (Allchin et al. 1999), en peces de agua dulce y marina (Asplund et al. 1999a, b), en los huevos de aves (Hites 2004) e incluso en ballenas de océanos profundos y en el Ártico (de Boer et al. 1998, Ikonomidou et al. 2002).

También se ha informado que los PBDEs son contaminantes hallados habitualmente en el ser humano, y destacan informes en este sentido procedentes de Suecia, España, Finlandia y Norteamérica (Lindstrom et al. 1997, Meneses et al. 1999, Strandman et al. 1999, She et al. 2000). Las concentraciones de PBDEs menos bromados han registrado niveles cada vez mayores tanto en sangre como en la leche materna en las últimas décadas, especialmente en aquellas regiones en las que el "penta" sigue siendo utilizado comercialmente (Alaee et al. 2003, Meironyte et al. 1999, Thomsen et al. 2002). Se ha descubierto que los trabajadores de plantas recicladoras de aparatos electrónicos tienen niveles sanguíneos de PBDEs más altos que otros trabajadores, probablemente a consecuencia de la inhalación de polvo contaminado (Sjödín et al. 2001, Sjödín et al. 2003). Para la población en general, la exposición a los PBDEs se produce probablemente a través de una combinación de contaminación de alimentos y exposición directa a estas sustancias químicas en productos de consumo y/o polvo contaminado (Harrad et al. 2004).

Si bien se considera que su toxicidad aguda es baja, se ha asociado la exposición crónica a determinados PBDEs (especialmente en el vientre materno) con un desarrollo anormal del cerebro y del esqueleto en animales así como posibles impactos a largo plazo sobre la memoria, el aprendizaje y el comportamiento (Darnerud 2003, Eriksson et al. 2001). Existen preocupaciones de que efectos similares puedan ser de relevancia en los humanos (Branchi et al. 2003). Los PBDEs también exhiben propiedades de disrupción endocrina, al interactuar tanto con los sistemas hormonales estrógeno y tiroideo, bien como compuesto principal o como metabolitos (Meerts et al. 1998, 2001, Legler & Brouwer 2003). También se han descrito efectos sobre el sistema inmunológico (Birnbaum & Staskal 2004, Darnerud 2003). Además, cuando se queman plásticos que contienen PBDEs, en una incineradora o quemándolos al aire libre, existe un potencial para la formación de dioxinas bromadas (IPCS 1998), que pueden tener una toxicidad equivalente a la de las dioxinas cloradas.

A causa de estas preocupaciones medioambientales y sanitarias, se están estableciendo cada vez más controles sobre el uso de los PBDEs (junto con algunos otros retardantes de llama bromados) en algunas regiones. El penta-BDE ha sido incluido como "sustancia peligrosa prioritaria" bajo la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea (EC 2001) y se ha propuesto su inclusión como COP (contaminante orgánico persistente) según el Convenio de Estocolmo de 2001 (Peltola & Ylä-Mononen 2001). Se ha prohibido ya el uso tanto de "penta" como "octa" en Europa (EC 2003). Dentro del sector de la electrónica, su uso se ha prohibido a partir de julio de 2006 al través de la Directiva sobre Restricciones en Materia de Sustancias Peligrosas, asociada con la Directiva RAEE (en inglés WEEE) (EC 2002a, b). Sin embargo, incluso cuando estos controles entren en vigor, quedará un sustancioso legado de PBDEs en equipos eléctricos y electrónicos obsoletos. Además, el deca-bromodifenil éter ("deca"), muy utilizado, no estará incluido en esta prohibición, a pesar de las preocupaciones relacionadas con su extensa distribución medioambiental, a pesar de su acumulación en aves y de su tendencia a la degradación parcial hacia formas menos bromadas y más bioacumulativas.

(PCBs)

Bifenilos policlorados (PCBs)

Los bifenilos policlorados (PCBs) son un grupo de sustancias químicas orgánicas sintéticas formado por 209 compuestos individuales (conocidos como congéneres) con pautas variables de sustitución de cloro. Los PCBs han sido utilizados en toda una amplia gama de aplicaciones, incluidos los aceites para transformadores, fluidos hidráulicos, plastificantes y papel de copia sin carbono. También fueron utilizados en dieléctricos de condensadores, refrigerantes, aceites lubricantes y de corte, y en pinturas y tintas de imprenta (ATSDR 2000). Su utilización en aceites transformadores (frecuentemente de forma conjunta con tri- y tetraclorobencenos como disolventes, Swami et al. 1992) y condensadores representó su mayor tonelaje de producción (de Voogt & Brinkman 1989). La producción de los PCBs fue prohibida en 1977 cuando su capacidad de acumularse en el medio ambiente y ocasionar efectos nocivos se evidenció (ATSDR 2000).

Los PCBs entran en el medio ambiente como mezclas que contienen toda una variedad de componentes individuales e impurezas. Se estima que al menos un tercio de los PCBs que se han producido han llegado al en el medio ambiente (EPA Sueca 1998). Los otros dos tercios permanecen en equipos eléctricos antiguos y en depósitos de residuos, de donde siguen filtrándose al medio ambiente (por ejemplo, cuando los equipos eléctricos y electrónicos obsoletos son desmontados, reciclados y/o desechados).

Una vez liberados al medio ambiente desde cualquier fuente, los PCBs son altamente persistentes. Es más, los PCBs acogidos por sistemas acuáticos y peces se acumulan en ellos, alcanzando niveles que pueden ser miles de veces más altos que en el agua (ATSDR 2000). Los PCBs son bioconcentrados en un factor de 6000 en los peces y de 47.000 en los invertebrados (Jones et al. 1988). Train (1979) informa de factores de bioconcentración de entre 2500 y 100 000.

Los PCBs pueden ser absorbidos a través de la piel además de por ingestión e inhalación. Para la población en general, los alimentos son, sin duda, la ruta primaria de exposición a PCBs (véase, por ejemplo, la revisión realizada por Allsopp et al. 2000), si bien la exposición dérmica puede ser prioritaria entre aquellas personas que manipulen directamente los PCBs o materiales contaminados por los mismos (Lees et al. 1987).

Los PCBs exhiben una amplia gama de efectos tóxicos en animales, incluida la inmunosupresión, daños en el hígado, promoción de tumores, neurotoxicidad, cambios en el comportamiento y daños a los sistemas reproductivos tanto masculino como femenino (Seegal y Shain 1992, Safe 1993, Rice 1999). Los PCBs pueden, no sólo afectar al sistema de estrógenos, sino también al de andrógenos, al sistema hormonal tiroideo, al sistema retinoide, al sistema corticoesteroide y a varias otras vías endocrinas (Brouwer et al. 1999). Aunque resulta difícil valorar el impacto de los contaminantes en las poblaciones de animales salvajes, entre otros motivos porque se ven expuestas a mezclas complejas de contaminantes químicos, se han relacionado desórdenes inmunológicos y reproductivos en mamíferos marinos con niveles elevados de organoclorados persistentes, en particular con los PCBs (véanse las revisiones por Allsopp et al. 1999, 2001, Haave et al. 2003).

En cuanto a los seres humanos, la mayor parte de la investigación sobre los efectos tóxicos de los PCBs procede de dos incidentes acaecidos en Japón y en Taiwán donde algunas personas consumieron aceite de cocina contaminado con PCBs y otros organoclorados. Un reciente estudio de datos sobre niños nacidos de madres expuestas a los PCBs y PCDFs en el incidente de Taiwán, revela incidencias más altas de retrasos en el crecimiento, retrasos en el desarrollo cognitivo y problemas de comportamiento, que en niños de madres no expuestas (Guo et al. 2004). Entre los hombres jóvenes con exposición prenatal también se producía un incremento significativo en morfologías anormales en el esperma. Los estudios sobre la población en general de Holanda y del Ártico y familias de pescadores suecos (realizados por Allsopp et al. 1999, 2001) sugerían que incluso los niveles relativamente bajos de

exposición a los PCBs pueden ocasionar impactos en el sistema inmunológico (véase asimismo Weisglas-Kuperus et al. 2004) retrasos en el crecimiento y efectos neurológicos.

El control de los PCBs está establecido en muchos instrumentos legales internacionales sobre contaminación medioambiental (entre otros, los Convenios OSPAR y LRTAP, de Barcelona, Helsinki, Basilea, Bamako y Rotterdam, las Convenciones y la Comisión Conjunta Internacional sobre los Grandes Lagos). Además, los PCBs son objeto de una prohibición global sobre la producción bajo el Convenio de Estocolmo de 2001 sobre contaminantes orgánicos persistentes (COPs), instrumento que asimismo requiere controles adecuados sobre la destrucción de existencias y manipulación de los residuos.

(HBCD)

Hexabromociclododecano (HBCD)

El HBCD sigue siendo muy utilizado en todas las regiones, principalmente como retardante de llama en polímeros termoplásticos aunque también en algunos otros plásticos, capas textiles, cables etc.. Históricamente, sus volúmenes de producción fueron algo más bajos que los de la mayor parte de los PBDEs, si bien no existe suficiente información para determinar ninguna tendencia reciente, especialmente en respuesta a la introducción de prohibiciones dentro de Europa sobre la comercialización y uso de penta- y octa-BDEs.

El HBCD es medioambientalmente persistente y altamente bioacumulativo, presentando un factor de bioconcentración en carpas (pez de agua dulce) por encima de 18.000 (Sellström et al. 1998). Aunque su fuerte solubilidad en grasas lo hace relativamente insoluble en agua, algunos estudios indican que la toxicidad acuática del HBCD es alta, con unas LC50 (concentraciones letales para el 50% de los organismos de prueba) en partes por billón (ug/l) para algunas especies de invertebrados y peces (OECD 2003).

A pesar de su amplia utilización, se dispone de poca información sobre exposiciones potenciales al HBCD y sobre su toxicidad en otros animales. Si bien la toxicidad crónica en el hígado, considerado durante algún tiempo como principal órgano diana, parece producirse tras la exposición a dosis relativamente altas, se ha informado de impactos sobre los niveles de la hormona tiroidea en sangre con dosis bastante más bajas, lo que plantea la posibilidad de que el HBCD tenga propiedades que propicien desórdenes endocrinos (hormonales) (Birnbaum & Staskal 2004). Además, se han encontrado cambios fundamentales en características neurológicas y de comportamiento (comportamiento espontáneo, memoria y aprendizaje), asociados con los impactos sobre ciertos receptores del sistema nervioso, en ratones expuestos a HBCD durante los primeros días de sus vidas (Eriksson et al. 2002). La exposición en la misma etapa a concentraciones elevadas de PCBs incrementaba la gravedad de estos impactos. Los estudios que utilizaban un sistema de pruebas in vitro de daños neurológicos (utilizando células procedentes de una determinada parte del cerebro) concluyeron que el HBCD daba la respuesta más potente de todos los retardantes de llama bromados sometidos a pruebas con este método



hasta la fecha (Reistad et al. 2002). También es muy escasa la información relativa a sus posibles propiedades cancerígenas.

El HBCD no está actualmente sometido a restricciones sobre su comercialización y utilización dentro de la Unión Europea. Son continuas las valoraciones de los riesgos medioambientales planteadas para esta sustancia química, y tales valoraciones se beneficiarán sin duda de mayor información sobre su distribución medioambiental.

Referencias

- Alaee M., Arias P., Sjödin A & Bergman A. (2003). An overview of commercially used brominated flame retardants, their applications, their use patterns in different countries/regions and possibly modes of release. *Environment International* 29 (6): 683-689
- Allchin C.R., Law R.J. and Morris S. (1999). Polybrominated diphenylethers in sediments and biota downstream of potential sources in the UK. *Environmental Pollution* 105: 197-207.
- Allchin, C. & Morris, S. (2002) The determination and occurrence of three groups of brominated flame retardants (polybrominated diphenyl ethers, tetrabromobisphenol A and hexabromocyclododecane) in samples of aquatic origin from the UK. In: Readman, J.; Worsfold, P., eds. *Proceedings of ISEAC 32, International Symposium on the Environment and Analytical Chemistry, Plymouth, 17-20 June 2002*: 15
- Allsopp, M., Erry, B., Santillo, D. and Johnston, P. (2001) POPs in the Baltic: A review of persistent organic pollutants (POPs) in the Baltic Sea. Greenpeace, April 2001. ISBN 9-73361-71-0
- Allsopp, M., Erry, B., Stringer, R., Johnston, P. and Santillo, D. (2000) Recipe for Disaster: A review of persistent organic pollutants in food. Greenpeace, March 2000. ISBN 90-73361-63-X
- Allsopp, M., Santillo, D., Johnston, P. and Stringer, R. (1999) The Tip of the Iceberg: State of knowledge of persistent organic pollutants in Europe and the Arctic. Greenpeace, August 1999. ISBN: 90-73361-53-2
- Asplund, L., Athanasiadou, M., Sjödin, A., Bergman, Å. & Borjeson, H. (1999b) Organohalogen substances in muscle, egg and blood from healthy Baltic salmon (*Salmo salar*) and Baltic salmon that produced offspring with the M74 syndrome. *Ambio* 28(1): 67-76
- Asplund, L., Hornung, M., Peterson, R.E, Turesson, K. & Bergman, Å. (1999a) Levels of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in fish from the Great Lakes and Baltic Sea. *Organohalogen Compounds* 40:351-354
- ATSDR (2000) Toxicological profile for polychlorinated biphenyls (PCBs), United States Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- Birnbaum L.S & Staskal D.F. (2004). Brominated flame retardants: cause for concern? *Environmental Health Perspectives* 112 (1): 9-17
- Boon J.P., Lewis W.E., Tjoen-A-Choy M.R., Allchin C.R., Law R.J., de Boer J., Ten Hallers-Tjabbes C.C. and Zegers B.N. (2002). Levels of polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants in animals representing different trophic levels of the North Sea food web. *Environmental Science and Technology* 36 (19): 4025-4032.
- Bordajandi, L.R., Gomez, G., Fernandez, M.A., Abad, E., Rivera, J. & Gonzalez, M.J. (2003) Study on PCBs, PCDD/Fs, organochlorine pesticides, heavy metals and arsenic content in freshwater species from the River Turia (Spain). *Chemosphere* 53(2): 163-171
- Branchi I., Capone F., Alleva E. & Costa L.G. (2003). Polybrominated diphenyl ethers: neurobehavioural effects following developmental exposure. *NeuroToxicology* 24 (3): 449-462
- Bressa, G., Sisti, E. & Cima, F. (1997) PCBs and organochlorine pesticides in eel (*Anguilla anguilla*) from the Po delta. *Marine Chemistry* 58: 261-266
- Brouwer, A., Longnecker, M.P., Birnbaum, L.S., Cogliano, J., Kostyniak, P., Moore, J., Schantz, S. & Winneke, G. (1999) Characterization of potential endocrine-related health effects at low-dose levels of exposure to PCBs. *Environ. Health Persp.* 107(Suppl. 4): 639-649
- Burreau S., Zebühr Y., Broman D. and Ishaq R. (2004). Biomagnification of polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) studied in pike (*Esox lucius*), perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) from the Baltic Sea. *Chemosphere* 55: 1043-1052.
- Collings, S.E., Johnson, M.S. & Leah, R.T. (1996) Metal contamination of angler-caught fish from the Mersey Estuary *Marine Environmental Research* 41(3): 281-297
- Covaci, A., Voorspoels, S. & de Boer, J. (2003) Determination of brominated flame retardants, with emphasis on polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in environmental and human samples – a review. *Environment International* 29(6): 735-756
- Darnerud P.O. (2003). Toxic effects of brominated flame retardants in man and in wildlife. *Environment International* 29 (6): 841-853
- de Boer, J. (1990) Brominated diphenyl ethers in Dutch freshwater and marine fish. *Organohalogen Compounds* 2: 315-318

- de Boer J. and Allchin C. (2001). An indication of temporal trends in environmental PBDE levels in Europe. *Organohalogen Compounds* 52: 13-17.
- de Boer J., Allchin C., Zegers B., Boon J. P., Brandsma S. H., Morris S., Kruijt A. W., van der Veen I., van Hesseligen J. M. and Haftka J. J. H. (2002). HBCD and TBBP-A in sewage sludge, sediments and biota, including interlaboratory study. RIVO Report No. C033/02. September 2002.
- de Boer J. and Dao Q.T. (1993). Overview of bromodiphenylether data in aquatic biota and sediments. Agricultural Research Department, Netherlands Institute for Fisheries Research. RIVO Report C020/93.
- de Boer, J. & Hagel, P. (1994) Spatial differences and temporal trends of chlorobiphenyls in yellow eel (*Anguilla anguilla*) from inland waters of the Netherlands. *Science of the Total Environment* 141: 155-174
- de Boer, J., van der Valk, F., Kerkhoff, M.A.T., Hagel, P. & Brinkman, U.A.T. (1994) 8-year study on the elimination of PCBs and other organochlorine compounds from eel (*Anguilla anguilla*) under natural conditions. *Environmental Science & Technology* 28(13): 2242-2248
- de Boer, J., Wester P.G., Klamer H.J.C., Lewis, W.E. & Boon J.P. (1998) Do flame retardants threaten ocean life? *Nature* 394 (2 July): 28-29
- de Boer J., Wester P.G., van der Horst A. and Leonards P.E.G. (2003). Polybrominated diphenyl ethers in influents, suspended particulate matter, sediments, sewage treatment plant and effluents and biota from the Netherlands. *Environmental Pollution* 122: 63-74.
- de Voogt, P. & Brinkman, U.A.Th. (1989) Production, properties and usage of polychlorinated biphenyls. In: Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxines and related products. Kimbrough, R.D. & Jensen, A.A. [Eds] *Topics in environmental health*, Vol.4. Publ. By Elsevier Science Publishers B.V.: 3-29
- de Wit, C.A. (2002) An overview of brominated flame retardants in the environment. *Chemosphere* 46: 583-624
- EC (2001) Decision No 2455/2001/EC of the European Parliament and of the Council of 20 November 2001 establishing the list of priority substances in the field of water policy and amending Directive 2000/60/EC, Official Journal L 249, 17/09/2002: 27-30
- EC (2002a) Directive 2002/95/EC of the European Parliament and of the Council of 27 January 2003 on the restriction of the use of certain hazardous substances in electrical and electronic equipment. Official Journal L 037, 13/02/2003: 19-23
- EC (2002b) Directive 2002/96/EC of the European Parliament and of the Council of 27 January 2003 on waste electrical and electronic equipment (WEEE) - Joint declaration of the European Parliament, the Council and the Commission relating to Article 9. Official Journal L 037, 13/02/2003: 24-39
- EC (2003) Directive 2003/11/EC of the European Parliament and of the Council of 6 February 2003 amending for the 24th time Council Directive 76/769/EEC relating to restrictions on the marketing and use of certain dangerous substances and preparations (pentabromodiphenyl ether, octabromodiphenyl ether), Official Journal L 42, 15/02/2003: 45-46
- EC (2005) Commission proposes seasonal closure of eel fishing until approval of national protection plans. European Commission Press Release IP/05/1233, 6th October 2005, Brussels: 2 pp.
- Edwards, S.C., MacLeod, C.L. & Lester, J.N. (1999) Mercury contamination of the eel (*Anguilla anguilla*) and roach (*Rutilus rutilus*) in East Anglia, UK. *Environmental Monitoring and Assessment* 55(3): 371-387
- Elliott, J.E., Wilson, L.K. & Wakeford, B. (2005) Polybrominated diphenyl ether trends in eggs of marine and freshwater birds from British Columbia, Canada, 1979-2002. *Environmental Science & Technology* 39(15): 5584-5591
- Eriksson, P., Viberg, H., Ankarberg, E., Jakobsson, E., Örn, U. & Fredriksson, A. (2001) Polybrominated diphenylethers (PBDEs): a novel class of environmental neurotoxicants in our environment. In: Asplund, L.; Bergman, Å.; de Wit, C., et al. eds. *Proceedings of the Second International Workshop on Brominated Flame Retardants*, BFR 2001, Stockholm, May 14-16 2001: 71-73
- Eriksson, P., Viberg, H., Fischer, M., Wallin, M. & Fredriksson, A. (2002) A comparison of developmental neurotoxic effects of hexabromocyclododecane and 2,2',4,4',5,5'-hexabromodiphenyl ether.

Organohalogen Compounds 57: 389-392

Feunteun, E. (2002) Restoration and management of the European eel: an impossible bargain? Ecological Engineering 18: 575-591

Fromme, H., Otto, T., Pilz, K. & Neugebauer, F. (1999) Levels of synthetic musks, bromocyclene and PCBs in eel (*Anguilla anguilla*) and PCBs in sediment samples from some waters of Berlin, Germany. Chemosphere 39: 1723-1735

FSA (2004) Brominated flame retardants in trout and eels from the Skerne-Tees river system and total diet study samples. Food Standards Agency: 28 pp. [available from <http://www.food.gov.uk>]

Guo, Y.L., Lambert, G.H., Hsu, C-C. and Hsu, M.M.L. (2004) Yucheng: health effects of prenatal exposure to polychlorinated biphenyls and dibenzofurans. Int Arch Occup Environ Health 77: 153-158

Haave, M., Ropstad, E., Derocher, A.E., Lie, E., Dahl, E., Wiig, O., Skarre, J.U. and Jenssen, B.M. (2003) Polychlorinated biphenyls and reproductive hormones in female polar bears at Svalbard. Environmental Health Perspectives 111 (4): 431-436

Haglund P.S., Zook D.R., Buser H-R., Hu J. (1997). Identification and quantification of polybrominated diphenyl ethers and methoxy-polybrominated diphenyl ethers in Baltic biota. Environmental Science and Technology 31 (11): 3281-3287.

Harrad S., Wijesekera R., Hunter S., Halliwell C. & Baker R. (2004). Preliminary assessment of UK human dietary and inhalation exposure to polybrominated diphenyl ethers. Environmental Science and Technology 38 (8): 2345-2350

Hites R.A. (2004). Polybrominated Diphenyl ethers in the environment and in people: A meta-analysis of concentrations. Environment, Science and Technology 38 (4): 945-956

ICES (2002) Report of the ICES/EIFAC Working Group on eels. ICES CM 2002/ACFM 03, International Council for the Exploration of the Sea: 55 pp.

Ikonomou, M.G., Rayne, S. & Addison, R.F. (2002) Exponential increases of the brominated flame retardants, polybrominated diphenyl ethers, in the Canadian Arctic from 1981 to 2000. Environmental Science and Technology 36(9): 1886-1892

IPCS (1998) Polybrominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans, Environmental Health Criteria, No. 205, International Programme on Chemical Safety, UNEP/ILO/WHO, ISBN 92 4 157205 1: 303 pp.

Janák K., Covaci A., Voorspoels S. and Becher G. (2005). Hexabromocyclododecane in marine species from the Western Scheldt estuary: diastereoisomer- and enantiomer-specific accumulation. Environmental Science and Technology 39 (7): 1987-1994.

Jones, A., Hedgecote, S. & Zabel, T.F. (1988) Information related to proposed "Red List" substances WRC Report PRU 1901-M/2 73pp

Klamer, H.J.C., Leonards, P.E.G., Lamoree, M.H., Villerius, L.A., Akerman, J.E. & Bakker, J.F. (2005) A chemical and toxicological profile of Dutch North Sea surface sediments. Chemosphere 58(11): 1579-1587

Knights, B. (1997) Risk assessment and management of contamination of eels (*Anguilla* spp.) by persistent xenobiotic organochlorine compounds. Chemistry & Ecology 14: 171-212

Lacorte, S., Guillamin, M., Martinez, E., Viana, P. & Barcelo, D. (2003) Occurrence and specific congener profile of 40 polybrominated diphenyl ethers in river and coastal sediments from Portugal. Environmental Science and Technology 37(5): 892-898

Laffaille, P., Briand, C., Fatin, D., Lafage, D. & Lasne, E. (2005) Point sampling the abundance of European eel (*Anguilla anguilla*) in freshwater areas. Archiv fur Hydrobiologie 162(1): 91-98

Law R.J., Alae M., Allchin C.R., Boon J.P., Lebeuf M., Lepom P. and Stern G.A. (2003). Levels and trends of polybrominated diphenylethers and other brominated flame retardants in wildlife. Environmental International 29: 757-770.

Law, R.J., Allchin, C.R., Bennett, M.E., Morris, S. & Rogan, E. (2002) Polybrominated diphenyl ethers in two species of marine top predators from England and Wales. Chemosphere 46(5): 673-681

Lebeuf, M., Gouteux, B., Measures, L. & Trottier, S. (2004) Levels and temporal trends (1988-1999) of polybrominated diphenyl ethers in Beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St Lawrence estuary, Canada. Environmental Science & Technology 38(11): 2971-2977

Lees, P.S.J., Corn, M. & Breyse, P.N. (1987) Evidence for dermal absorption as the major route of

body entry during exposure of transformer maintenance and repairmen to PCBs. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* 48(3): 257-264

Legler J. & Brouwer A. (2003). Are brominated flame retardants endocrine disruptors? *Environmental International* 29 (6): 879-885

Lindstrom, G., van Bavel, B., Hardell, L. & Liljegren, G. (1997) Identification of the flame retardants polybrominated diphenyl ethers in adipose tissue from patients with non-Hodgkin's lymphoma in Sweden. *Oncology Reports* 4(5): 999-1000

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

Meerts, I.A.T.M., Marsh, G., van Leeuwen-Bol, I., Luijckx, E.A.C., Jakobsson, E., Bergman, Å. & Brouwer, A. (1998) Interaction of polybrominated diphenyl ether metabolites (PBDE-OH) with human transthyretin in vitro. *Organohalogen Compounds* 37: 309-312

Meironyte, D., Noren, K. & Bergman, Å. (1999) Analysis of polybrominated diphenyl ethers in Swedish human milk. A time-related trend study, 1972-1997. *Journal of Toxicology and Environmental Health - Part A* 58(6): 329-341

Meneses, M., Wingfors, H., Schuhmacher, M., Domingo, J.L., Lindstrom, G. & von Bavel, B. (1999) Polybrominated diphenyl ethers detected in human adipose tissue from Spain. *Chemosphere* 39(13): 2271-2278

Morris S., Allchin C.R., Zegers B.N., Hafta J.J.H., Boon J.P., Belpaire C., Leonards P.E.G., van Leeuwen S.P.J. and de Boer J. (2004). Distribution and fate of HBCD and TBBPA brominated flame retardants in North Sea estuaries and aquatic food webs. *Environmental Science and Technology* 38: 5497-5504.

OECD (2003a) Technical guidance for the environmentally sound management of specific waste streams: used and scrap personal computers. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) Working Group on Waste Prevention and Recycling. ENV/EPOC/WGWPR(2001)3/FINAL.

OECD (2003b) Risk assessment on hexabromocyclododecane, KEMI, Swedish National Chemicals Inspectorate, Sundbyberg, Sweden.

OSPAR (2001) OSPAR Background Document on certain brominated flame retardants – polybrominated diphenyl ethers, polybrominated biphenyls, hexabromocyclododecane. OSPAR Priority Substances Series No. 135, OSPAR Commission, London, ISBN 0 946956 70 7:

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

Reistad, T., Mariussen, E. & Fonnum, F. (2002) The effect of brominated flame retardants on cell death and free radical formation in cerebellar granule cells. *Organohalogen Compounds* 57: 391-394

Rice, D.C. (1999) Behavioral impairment produced by low-level postnatal PCB exposure in monkeys. *Environmental Research Section A* 80: S113-S121

Robinet, T.T. & Feunteun, E.E. (2002) Sublethal effects of exposure to chemical compounds: A cause for decline in Atlantic eels? *Ecotoxicology* 11(4): 265-277

Russell, I.C. & Potter, E.C.E. (2003) Implications of the precautionary approach for the management of the European eel, *Anguilla anguilla*. *Fisheries Management and Ecology* 10: 395-401

Safe, S.H. (1993) Polychlorinated biphenyls. IN: Kroschwitz, J.I. & Howe-Grant, (Eds). *The Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology*, Fourth Edition. Publ. Wiley-Interscience, N.Y. Volume 6: 127-139

Sellström U., Jansson B., Kierkegaard A. and de Wit C. (1993). Polybrominated diphenyl ethers (PBDE) in biological samples from the Swedish environment. *Chemosphere* 26 (9): 1703-1718.

Sellström U., Kierkegaard, A, de Wit, C. & Jansson, B. (1998) Polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in sediment and fish from a Swedish river. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17: 1065-1072

She, J., Winkler, J., Visita, P., McKinney, M. & Petreas, M. (2000) Analysis of PBDEs in seal blubber and human breast adipose tissue samples. *Organohalogen Compounds* 47: 53-56

Sjödin, A., Carlsson, H., Thuresson, K., Sjölin, S., Bergman, Å. & Ostman, C. (2001) Flame retardants in indoor air at an electronics recycling plant and at other work environments. *Environmental Science*

and Technology 35(3): 448-454

Sjödin A., Patterson D.G. and Bergman A. (2003). A review on human exposure to brominated flame retardants – particularly polybrominated diphenyl ethers. *Environment International* 29: 829-839

Strandman, T., Koistinen, J., Kiviranta, H., Vuorinen, P.J., Tuomisto, J. & Vartiainen, T. (1999) Levels of some polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in fish and human adipose tissue in Finland. *Organohalogen Compounds* 40:355-358

Swami, K., Narang, A.S., Narang, R.S. & Eadon, G.A. (1992) Thermally induced formation of PCDD and PCDF from tri- and tetrachlorobenzene in dielectric fluids. *Chemosphere* 24(12): 1845-1853

Swedish EPA (1999) Persistent Organic Pollutants. A Swedish view of an International Problem. Text: Claes Bernes. ISBN 91-620-1189-8

Thomsen, C., Lundanes, E. & Becher, G. (2002) Brominated flame retardants in archived serum samples from Norway: A study on temporal trends and the role of age. *Environmental Science and Technology* 36(7): 1414-1418

Train, R.E. (1979) Quality criteria for water. Castle House Publications 256pp

Tulonen, J. & Vuorinen, P.J. (1996) Concentrations of PCBs and other organochlorine compounds in eels (*Anguilla anguilla* L.) of the Vanajavesi watercourse in southern Finland, 1990-1993. *The Science of the Total Environment* 187: 11-18

Ueno D., Kajiwara N., Tanaka H., Subramanian A., Fillmann G., Lam P.K.S., Zheng G.J., Muchitar M., Razak H., Prudente M., Chung K-H. and Tanabe S. (2004). Global pollution monitoring of polybrominated diphenyl ethers using skipjack tuna as a bioindicator. *Environmental Science and Technology* 38 (8): 2312-2316.

Versonnen, B.J., Goemans, G., Belpaire, C. & Janssen, C.R. (2004) Vitellogenin content in European eel (*Anguilla anguilla*) in Flanders, Belgium. *Environmental Pollution* 128(3): 363-371

Voorspoels, S., Covaci, A. & Schepens, P. (2003) Polybrominated diphenyl ethers in marine species from the Belgian North Sea and the Western Scheldt Estuary: Levels, profiles and distribution. *Environmental Science & Technology* 37(19): 4348-4357

Vos, J.G., Becher, G., van den Berg, M., de Boer, J. & Leonards, P.E.G. (2003) Brominated flame retardants an endocrine disruption. *Pure and Applied Chemistry* 75(11-12): 2039-2046

Weatherly, N.S., Davies, G.L. & Ellery, S. (1997) Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in eels (*Anguilla anguilla*) from Welsh rivers.

Weisglas-Kuperus, N., Vreugdenhil, H.J.I. and Mulder, P.G.H. (2004) Immunological effects of environmental exposure to polychlorinated biphenyls and dioxins in Dutch school children. *Toxicological Letters* 149: 281-285

Wirth, T. & Bernatchez, L. (2003) Decline of North Atlantic eels: a fatal synergy? *Proceedings of the Royal Society of London Series B – Biological Sciences* 270(1516): 681-688

Yamaguchi, N., Gazzard, D., Scholey, G. & MacDonald, D.W. (2003) Concentrations and hazard assessment of PCBs, organochlorine pesticides and mercury in fish species from the upper Thames: River pollution and its potential influence on top predators. *Chemosphere* 50(3): 265-273



Anexo A: información sobre la preparación de muestras y métodos analíticos

Anexo A: información sobre la preparación de muestras y métodos analíticos

Los grupos de muestras de tejidos musculares fueron extraídos utilizando el método automatizado de Soxhlet usando una mezcla de acetona y n-hexano 1:1 (v/v) (de Boer et al. 2001). Se mezclaron muestras exhaustivamente homogenizadas de tejidos musculares con sulfato de sodio, transferidas al recipiente Soxhlet tras lo cual fueron cubiertas con un centímetro de sulfato de sodio. La extracción se desarrolló durante un periodo de cuatro horas con una media de 9 - 10 ciclos/hora.

Limpieza de extractos de muestras en busca de PBDEs y PCBs

Se limpiaron partes alícuotas de cada una de las extracciones de Soxhlet tras lo cual se dividieron utilizando columnas de sílice y alúmina, y se determinaron los contenidos de PBDEs y PCBs mediante cromatografía de gases con detección de captura electrónica y espectrometría de masas de ionización química (GC-MS-NICI) y un Detector de capturas electrónica (GC-ECD), respectivamente.

Análisis de PBDEs utilizando GC-MS-NICI

Se determinaron los residuos de PBDEs seleccionados mediante GC-MS-NICI siguiendo el método de De Boer et al. (2001). En resumen, se analizaron extractos de muestras en iso-octano mediante cromatografía de gases y espectrometría de masas de ionización química de iones negativos. Se construyó una curva de calibración de siete puntos para los penta BDEs 17, 28, 47, 66, 100, 99, 85, 154, 153 y 138, y el octa BDE 183. Se inyectaron muestras en modo splitless pulsado sobre una columna de 50m x 0.25mm x 0.25µm DB-5 y se controlaron los iones de bromo 79 y 81 en modo de monitorización selectiva de iones (SIM). Se realizó la cuantificación utilizando los procedimientos estándar internos teniendo el CB#200 como referencia.

Análisis de PCBs utilizando GC-ECD

Se utilizó una Agilent 6890 GC con micro ECD para determinar el contenido en PCBs. La separación se realizó en una columna capilar DB-5 de 50.0 m x 200 µm, y grosor de película de 0.33-µm suministrada por Agilent Technologies (Waldbronn, Alemania). El gas portador y del micro ECD era hidrógeno (32.2 psi de presión constante, velocidad inicial de 50 cm/s) y argón / metano (95:5), respectivamente. La temperatura inicial del horno era de 90°C, mantenida durante 2.00 minutos, y luego incrementada hasta 165°C a razón de 15°C / minuto, y a 285°C a razón de 2°C / minuto, y mantenida finalmente a esa temperatura durante 23 minutos. Las temperaturas del inyector y del detector eran de 270°C y 300°C, respectivamente. Se inyectó un extracto de 1-µl en modo splitless durante un periodo de 2 minutos. La identificación de los PCBs se basó en el tiempo de retención de estándares individuales en las mezclas de calibración.

Limpieza de extractos de muestra en busca de HBCD

Se realizó la limpieza de extractos de muestras mediante Cromatografía de filtración gel (GPC) seguida de una limpieza con ácido sulfúrico.

La limpieza GPC fue realizada en un sistema Agilent Serie 1100 HPLC (Agilent Technologies, Waldbronn, Alemania) que se componía de un automostrario, una bomba cuaternaria, un extractor

de gases por vacío, un detector ultravioleta de longitud de onda variable fijado en 254 nm, una columna termoestática fijada en 25°C -recogedor de fracciones con recipientes con capacidad de 20 ml (30 mm _ 48 mm), todo ello controlado con software de ChemStation (A.09.03). Las columnas GPC utilizadas fueron dos columnas de Envirogel™ (Waters Corporation, Milford, MA, EE.UU.) (19_150 mm y 19_300 mm) colocadas en serie. La fase móvil se componía de acetato etílico:ciclohexano [1:1] calentado hasta 25°C antes de pasar a través de las columnas a una magnitud de flujo de 5ml/min durante 40 minutos.

Un volumen de extracción Soxhlet, determinado en función de su contenido en lípidos, y 20µl de estándares internos de sustitución (conteniendo 2500 ng/ml d₁₈-α-HBCD, d₁₈-β-HBCD, d₁₈-γ-HBCD y ¹³C₁₂ TBBP-A), fue concentrado hasta 1.5 ml. 900 µl de la muestra concentrada de 1.5 ml fue inyectado en el GPC. Se recogieron fracciones desde 15 hasta 22 minutos, evaporados hasta la sequedad y reconstituidos a 1 ml utilizando η-hexano grado HPLC antes de la limpieza con ácido sulfúrico.

La limpieza con ácido sulfúrico de la fracción GPC fue llevada a cabo siguiendo el Método EPA 3665A. Para ello, las fracciones GPC fueron concentradas hasta la sequedad utilizando un concentrador Turbo-Vap a 37°C (5-10 psi) siendo los residuos trasladados cuantitativamente por un tubo con obturador utilizando un máximo de 1 ml de η-hexano. Se añadieron 5 ml de una solución acuosa de ácido sulfúrico (1:1) al 1 ml de extracto η-hexano que fue sometido a agitación durante un minuto. La capa superior de solvente fue trasladada a un tubo limpio y se repitió el tratamiento con ácido sulfúrico hasta que la fase solvente fuera incolora. Después del último paso de limpieza, se extrajo el ácido sulfúrico dos veces con η-hexano y se combinó con el extracto de η-hexano limpio. El extracto final de hexano fue reducido casi hasta la sequedad y reconstituido hasta 120 µl utilizando metanol.

Análisis de HBCD mediante LC-MS

El sistema LC-MS utilizado fue un sistema Surveyor® HPLC (ThermoFinnigan, San José, CA, EE.UU.) compuesto por una bomba cuaternaria equipada con un extractor de gases de membrana y un automuestreario equipado con un calentador en columna. Se realizó la detección utilizando un espectrómetro de masa de iones LCQ Advantage (ThermoFinnigan, San José, CA, EE.UU.), equipado con un interfaz de electrospray (ESI) operado en modo de ionización negativa. Se utilizó el paquete de software Xcalibur versión 1.2 (ThermoFinnigan, San José, CA, EE.UU.) para el control de instrumentos, así como para la adquisición y procesamiento de datos. La columna HPLC utilizada fue una columna Luna C18(2) de 100 mm _ 2.0 mm i.d. (tamaño de partículas de 3µm) protegida por un cartucho SecuriGuard™ y el volumen de inyección fue de 15µl.



Anexo B: información detallada para PBDEs, HBCD, TBBP-A y PCBs

Concentraciones de 11 PBDEs (ng/g en peso fresco, ppb)

Código de la muestra	% Lípidos (wt/wt)	Número de anguilas en la muestra	BDE#17	BDE#28	BDE#47	BDE#66	BDE#85	BDE#99	BDE#100	BDE#138	BDE#153	BDE#154	BDE#183
Belgium	19.1	4	nd	nd	4.7	nd	nd	nd	2.0	nd	nd	nd	nd
Czech 1	4.7	2	nd	nd	4.3	nd	nd	0.2	1.4	nd	0.2	0.2	nd
Czech 2	14.2	2	nd	nd	1.0	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
France 1	2.8	5	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
France 2	11.6	5	nd	nd	0.5	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Germany 1	19.0	5	nd	nd	7.9	nd	nd	0.7	0.9	nd	nd	nd	nd
Germany 2	22.0	5	nd	nd	17.0	nd	nd	nd	3.9	nd	0.5	0.7	nd
Germany 3	17.0	5	nd	nd	9.5	nd	nd	0.6	2.0	nd	nd	nd	nd
Germany 4	15.3	5	nd	nd	9.3	nd	nd	0.6	3.1	nd	0.4	0.4	nd
Ireland 1	3.5	5	nd	nd	0.2	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Ireland 2	15.4	5	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Italy 1	22.2	5	nd	nd	24.0	nd	nd	2.1	6.8	nd	1.4	0.9	nd
Italy 2	25.8	2	nd	nd	1.8	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	2.1
Netherlands 1	9.9	2	nd	nd	0.4	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Netherlands 2	15.8	2	nd	nd	3.2	nd	nd	nd	1.0	nd	nd	nd	nd
Netherlands 3	15.2	2	nd	0.4	17.0	nd	nd	0.6	7.7	nd	1.2	1.0	nd
Poland	6.0	5	nd	nd	0.2	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Spain 1	4.6	4	nd	nd	1.2	nd	nd	nd	0.5	nd	nd	nd	nd
Spain 2	19.7	5	nd	nd	2.7	nd	nd	nd	0.9	nd	nd	nd	nd
UK	18.0	5	nd	0.5	46.0	0.8	nd	3.2	12.0	nd	1.1	2.1	nd

Tabla B1: concentraciones de 11 congéneres de PBDE en tejido muscular de anguila (ng/g en peso fresco, ppb)

nd – por debajo del límite de detección (0.125 ppb)

Concentraciones de 11 PBDEs (ng/g en peso de lípidos, ppb)

Código de la muestra	% Lípidos (wt/vt)	Número de anguillas en la muestra	BDE#17	BDE#28	BDE#47	BDE#66	BDE#85	BDE#99	BDE#100	BDE#138	BDE#153	BDE#154	BDE#183
Belgium	19.1	4	nd	nd	24.6	nd	nd	nd	10.5	nd	nd	nd	nd
Czech 1	4.7	2	nd	nd	91.5	nd	nd	4.0	29.8	nd	3.2	5.1	nd
Czech 2	14.2	2	nd	nd	6.8	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
France 1	2.8	5	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
France 2	11.6	5	nd	nd	4.1	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Germany 1	19.0	5	nd	nd	41.6	nd	nd	3.8	4.6	nd	nd	nd	nd
Germany 2	22.0	5	nd	nd	77.3	nd	nd	nd	17.7	nd	2.3	3.1	nd
Germany 3	17.0	5	nd	nd	55.9	nd	nd	3.6	11.8	nd	nd	nd	nd
Germany 4	15.3	5	nd	nd	60.8	nd	nd	3.7	20.3	nd	2.6	2.7	nd
Ireland 1	3.5	5	nd	nd	4.9	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Ireland 2	15.4	5	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Italy 1	22.2	5	nd	nd	108.1	nd	nd	9.5	30.6	nd	6.3	4.1	nd
Italy 2	25.8	2	nd	nd	7.0	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	8.1
Netherlands 1	9.9	2	nd	nd	3.8	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Netherlands 2	15.8	2	nd	nd	20.3	nd	nd	nd	6.1	nd	nd	nd	nd
Netherlands 3	15.2	2	nd	2.5	111.8	nd	nd	4.1	50.7	nd	7.9	6.6	nd
Poland	6.0	5	nd	nd	3.8	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Spain 1	4.6	4	nd	nd	26.1	nd	nd	nd	10.7	nd	nd	nd	nd
Spain 2	19.7	5	nd	nd	13.7	nd	nd	nd	4.7	nd	nd	nd	nd
UK	18.0	5	nd	2.8	255.6	4.2	nd	17.8	66.7	nd	6.1	11.7	nd

Tabla B2: concentraciones de 11 congéneres de PBDE en tejido muscular de anguilla (ng/g en peso de lípidos, ppb)

Concentraciones de HBCD, total de HBCD y de TBBP-A (peso fresco)

Código de la muestra	% Lípidos (wt/wt)	Número de anguilas en la muestra	α HBCD	β HBCD	γ HBCD	Σ HBCD	TBBP-A
Belgium	19.1	4	2	1	1	5	nd
Czech 1	4.7	2	4	nd	nd	4	nd
Czech 2	14.2	2	nd	nd	nd	nd	nd
France 1	2.8	5	nd	3	nd	3	nd
France 2	11.6	5	nd	2	nd	2	nd
Germany 1	19.0	5	2	nd	nd	2	nd
Germany 2	22.0	5	12	2	1	15	nd
Germany 3	17.0	5	7	2	1	9	nd
Germany 4	15.3	5	26	3	8	37	nd
Ireland 1	3.5	5	nd	nd	nd	nd	nd
Ireland 2	15.4	5	nd	2	1	3	nd
Italy 1	22.2	5	23	2	1	26	nd
Italy 2	25.8	2	2	2	nd	4	nd
Netherlands 1	9.9	2	6	2	1	9	nd
Netherlands 2	15.8	2	2	nd	nd	2	nd
Netherlands 3	15.2	2	6	2	1	9	nd
Poland	6.0	5	nd	1	nd	1	nd
Spain 1	4.6	4	2	3	2	7	nd
Spain 2	19.7	5	1	2	1	4	nd
UK	18.0	5	>50	2	2	>50	nd

Tabla B3: concentraciones de los isómeros de HBCD, total de HBCD y de TBBP-A en tejido muscular de anguila (ng/g en peso fresco, ppb).

nd – por debajo del límite de detección (1 ppb para HBCD, 3-5 ppb para TBBP-A)

Concentraciones de HBCD, total de HBCD y de TBBP-A (peso de lípidos)

Código de la muestra	% Lípidos (wt/wt)	Número de anguilas en la muestra	α HBCD	β HBCD	γ HBCD	Σ HBCD	TBBP-A
Belgium	19.1	4	11	8	6	24	nd
Czech 1	4.7	2	79	nd	nd	79	nd
Czech 2	14.2	2	nd	nd	nd	nd	nd
France 1	2.8	5	nd	111	nd	111	nd
France 2	11.6	5	nd	13	nd	13	nd
Germany 1	19.0	5	9	nd	nd	9	nd
Germany 2	22.0	5	57	7	5	69	nd
Germany 3	17.0	5	40	9	7	56	nd
Germany 4	15.3	5	167	18	54	239	nd
Ireland 1	3.5	5	nd	nd	nd	nd	nd
Ireland 2	15.4	5	nd	11	9	20	nd
Italy 1	22.2	5	103	7	6	117	nd
Italy 2	25.8	2	7	9	nd	15	nd
Netherlands 1	9.9	2	61	16	13	90	nd
Netherlands 2	15.8	2	11	nd	nd	11	nd
Netherlands 3	15.2	2	40	11	9	61	nd
Poland	6.0	5	nd	25	nd	25	nd
Spain 1	4.6	4	46	66	48	161	nd
Spain 2	19.7	5	6	8	7	22	nd
UK	18.0	5	>278	13	12	>278	nd

Tabla B4: concentraciones de los isómeros de HBCD, total de HBCD y de TBBP-A en tejido muscular de anguila (ng/g en peso de lípidos, ppb)

Concentraciones de PCBs ICES 7 (ng/g en peso fresco, ppb)

Código de la muestra	% Lípidos (wt/wt)	Número de anguilas en la muestra	CB#28	CB#52	CB#101	CB#118	CB#138	CB#153	CB#180	SUM ICES7
Belgium	19.1	4	nd	nd	6	10	28	38	15	97
Czech 1	4.7	2	2	7	11	9	51	69	35	184
Czech 2	14.2	2	8	4	4	4	14	20	12	66
France 1	2.8	5	nd	nd	nd	3	6	17	3	29
France 2	11.6	5	nd	nd	nd	nd	2	2	nd	5
Germany 1	19.0	5	2	8	33	26	89	120	49	327
Germany 2	22.0	5	5	16	49	59	160	200	77	566
Germany 3	17.0	5	nd	2	14	17	57	77	28	196
Germany 4	15.3	5	5	15	34	44	95	150	38	381
Ireland 1	3.5	5	nd	nd	nd	nd	2	2	nd	4
Ireland 2	15.4	5	nd	nd	nd	nd	2	nd	2	5
Italy 1	22.2	5	7	16	39	41	120	160	100	483
Italy 2	25.8	2	nd	4	12	21	34	37	12	120
Netherlands 1	9.9	2	2	nd	2	nd	4	4	3	16
Netherlands 2	15.8	2	8	14	12	19	38	55	19	165
Netherlands 3	15.2	2	7	45	140	120	360	670	170	1512
Poland	6.0	5	nd	nd	nd	nd	1	1	nd	2
Spain 1	4.6	4	nd	nd	nd	3	15	27	8	54
Spain 2	19.7	5	8	4	6	8	26	43	28	123
UK	18.0	5	nd	6	19	17	37	43	14	136

Tabla B5: concentraciones de los congéneres de PCBs ICES 7 en tejido muscular de anguila (ng/g en peso fresco, ppb)

nd – por debajo de los límites de detección (1 ppb)

Concentraciones de PCBs ICES 7 (ng/g en peso de lípidos, ppb)

Código de la muestra	% Lípidos (wt/wt)	Número de anguilas en la muestra	CB#28	CB#52	CB#101	CB#118	CB#138	CB#153	CB#180	SUM ICES7
Belgium	19.1	4	nd	nd	31.4	52.4	146.6	199.0	78.5	507.9
Czech 1	4.7	2	42.6	148.9	234.0	191.5	1085.1	1468.1	744.7	3914.9
Czech 2	14.2	2	56.3	28.2	28.2	28.2	98.6	140.8	84.5	464.8
France 1	2.8	5	nd	nd	nd	107.1	214.3	607.1	107.1	1035.7
France 2	11.6	5	nd	nd	nd	nd	17.2	17.2	nd	43.1
Germany 1	19.0	5	10.5	42.1	173.7	136.8	468.4	631.6	257.9	1721.1
Germany 2	22.0	5	22.7	72.7	222.7	268.2	727.3	909.1	350.0	2572.7
Germany 3	17.0	5	nd	11.8	82.4	100.0	335.3	452.9	164.7	1152.9
Germany 4	15.3	5	32.7	98.0	222.2	287.6	620.9	980.4	248.4	2490.2
Ireland 1	3.5	5	nd	nd	nd	nd	57.1	57.1	nd	114.3
Ireland 2	15.4	5	nd	nd	nd	nd	13.0	nd	13.0	32.5
Italy 1	22.2	5	31.5	72.1	175.7	184.7	540.5	720.7	450.5	2175.7
Italy 2	25.8	2	nd	15.5	46.5	81.4	131.8	143.4	46.5	465.1
Netherlands 1	9.9	2	20.2	nd	20.2	nd	40.4	40.4	30.3	161.6
Netherlands 2	15.8	2	50.6	88.6	75.9	120.3	240.5	348.1	120.3	1044.3
Netherlands 3	15.2	2	46.1	296.1	921.1	789.5	2368.4	4407.9	1118.4	9947.4
Poland	6.0	5	nd	nd	nd	nd	16	16	nd	33
Spain 1	4.6	4	nd	nd	nd	65.2	326.1	587.0	173.9	1173.9
Spain 2	19.7	5	40.6	20.3	30.5	40.6	132.0	218.3	142.1	624.4
UK	18.0	5	nd	33.3	105.6	94.4	205.6	238.9	77.8	755.6

Tabla B6: concentraciones de los congéneres de PCBs ICES 7 en tejido muscular de anguila (ng/g en peso de lípidos, ppb)

