

Anguille tossiche

La presenza diffusa di ritardanti di fiamma bromurati e PCB nelle anguille (*Anguilla anguilla*) dei fiumi e laghi di 10 paesi europei.

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

Greenpeace Research Laboratories, Department of Biological Sciences,
University of Exeter, Exeter EX4 4PS

Technical Note 12/2005

October 2005

Prefazione

Vari livelli di ritardanti di fiamma bromurati e bifenili policlorurati (PCB) sono stati riscontrati nelle anguille europee provenienti da 20 località in 10 paesi europei, donate da membri della comunità ittica e scientifica o acquistate in mercati locali. Alcune delle sostanze chimiche analizzate sono attualmente in uso, mentre altre sono state vietate recentemente, oppure, come nel caso dei PCB, più di vent'anni fa. Lo studio fornisce una fotografia dei livelli di composti chimici pericolosi contenuti nelle anguille provenienti da ecosistemi d'acqua dolce e salmastra urbani e rurali, sulla base di analisi effettuate su un campione casuale. Le concentrazioni rilevate sono indicative del grado di contaminazione dell'habitat delle anguille da parte delle sostanze sottoposte ad analisi.

Il presente studio dimostra che la contaminazione degli ecosistemi d'acqua dolce da parte di sostanze chimiche persistenti e bioaccumulative prodotte dall'uomo rimane tuttora un problema in Europa e quanto normative passate ed attuali abbiano fallito nel controllare l'inquinamento chimico del nostro ambiente. I risultati forniscono dettagli relativi alla contaminazione chimica di una specie europea la cui popolazione va rapidamente declinando, e mostrano, inoltre, la necessità di misure precauzionali e di una tempestiva identificazione dei contaminanti chimici, allo scopo di sostituirli con alternative più sicure.

L'anguilla europea (*Anguilla anguilla*) è un elemento importante degli ecosistemi d'acqua dolce e salmastra. Con un'aspettativa di vita elevata, fino a 20 anni, trascorre gran parte della sua lunga esistenza in habitat localizzati. In quanto si tratta di una specie relativamente grassa, l'anguilla europea tende ad assorbire e a concentrare gli inquinanti organici bioaccumulabili che possono essere presenti in quantità minori nella sua dieta variegata a base di crostacei, vermi, lumache, larve e anche piccoli pesci. Per questo motivo le anguille sono da tempo considerate una specie "bioindicatore", cioè in grado di rivelare i contaminanti presenti negli habitat locali.

Oltre a fornire un quadro della qualità ambientale dei loro ecosistemi d'acqua dolce, la presenza di sostanze chimiche pericolose nelle anguille europee è significativa, in quanto ha un potenziale impatto avverso sulla specie stessa. Le popolazioni di anguille sono in rapido calo in tutto il continente e un approccio precauzionale verso la protezione di questa specie è critico per la sua sopravvivenza. In alcune acque europee, i numeri delle giovani anguille sono scesi fino all'1% rispetto ai loro livelli storici.

Il misterioso ciclo vitale dell'anguilla europea solleva alcune questioni relative agli impatti delle sostanze dannose sul loro ciclo riproduttivo. Le anguille raggiungono la maturità sessuale verso la fine della loro vita, quando tornano in mare per riprodursi e poi morire. Alcuni scienziati hanno teorizzato che i composti chimici pericolosi, accumulati nel grasso delle anguille mature sessualmente, si mobilizzano da questo tessuto dell'animale nella fase finale della migrazione e della riproduzione, rilasciando grandi quantità di sostanze che potrebbero minare il successo riproduttivo e la stessa salute della prole.

Il presente studio non intende fornire risposte definitive a queste domande. Piuttosto vuole fornire un tassello sostanziale del mosaico relativamente ad una specie poco compresa e fornire informazioni importanti riguardo al retaggio lasciato dalle inadeguate norme ambientali passate e attuali. Per quanto siamo a conoscenza, questa ricerca rappresenta il

corpo di dati più esteso dal punto di vista geografico relativo alla distribuzione del comune ritardante di fiamma, l'esabromociclododecano (HBCD), in una specie acquatica.

Altre analisi commissionate da Greenpeace in anni recenti hanno confermato la presenza di sostanze pericolose nei prodotti di consumo come gli apparecchi elettronici, i giocattoli, i cosmetici ed i prodotti tessili. Gli additivi chimici possono essere dispersi dagli articoli nel tempo e Greenpeace ha rilevato che tali sostanze chimiche sono tipicamente presenti nella polvere domestica delle case europee, nell'acqua piovana e nel sangue del cordone ombelicale. La presente indagine va ad aggiungersi al lavoro di questi anni, documentando la distribuzione nell'ambiente di una serie di sostanze chimiche monitorate, alcune delle quali già proibite ed altre ancora abitualmente utilizzate, in particolare l'HBCD, dimostrandone la presenza anche negli ecosistemi d'acqua dolce in Europa.

Riconoscendo la necessità di controlli più efficaci delle sostanze chimiche, l'Unione Europea sta attualmente discutendo una nuova proposta di legge, nota come REACH (Registrazione, Valutazione e Autorizzazione delle Sostanze chimiche). Nell'autunno 2005, rappresentanti politici e governi europei decideranno se rafforzare o indebolire la proposta finalizzata ad una maggiore sicurezza in materia di sostanze pericolose. Le organizzazioni ambientaliste, per la salute, dei consumatori e femminili investono molte speranze in questa riforma attesa da tempo. Tuttavia, alcuni rappresentanti politici e governi hanno proposto di esentare le industrie dal requisito di fornire informazioni di base sulla tossicità di almeno i 2/3 dei 30.000 composti chimici che ricadrebbero nell'ambito di REACH.

Perché sia efficace, REACH deve richiedere che l'industria identifichi e fornisca alcuni dati di base sulla salute, sulla sicurezza e sull'impatto ambientale che attualmente non sono disponibili per la maggior parte delle sostanze presenti sul mercato. Solo allora saremo in grado di identificare i composti chimici che sono persistenti, bioaccumulabili, e suscettibili di causare tumori, difetti alla nascita, disfunzioni del sistema riproduttivo o danneggiare lo sviluppo e la fertilità future alterando le funzioni ormonali. Perché REACH promuova delle soluzioni, dovrà richiedere l'eliminazione graduale e la sostituzione delle sostanze più pericolose laddove possibile, autorizzandone l'uso solo per un periodo limitato e laddove assolutamente necessario.

Greenpeace si appella ai leader Europei perché tengano conto delle lezioni apprese dalle normative inefficaci applicate in passato. Le sostanze chimiche come i PCB ancora continuano a contaminare la fauna e gli ecosistemi europei, nonostante non siano più impiegati in modo continuo già a partire dai primi anni '70. Il futuro incerto dell'anguilla europea mostra quanto sia fragile la biodiversità in contrapposizione alla capacità di alcune sostanze chimiche di persistere per lunghi periodi di tempo.

Una legislazione REACH più severa fornirebbe un meccanismo per prevenire la contaminazione chimica prima che avvenga. Greenpeace fa appello all'Unione Europea perché dia prova di leadership e sostenga una legislatura che ci permetta di salvaguardare i nostri ecosistemi d'acqua dolce, la fauna e insieme possa proteggere la salute di tutti, compresa quella delle generazioni future.

Riassunto generale

Lo studio di 20 campioni aggregati di tessuto muscolare proveniente da anguille (*Anguilla anguilla*), catturate di recente nei fiumi e laghi di 10 paesi dell'Europa¹ durante l'estate del 2005, ha dimostrato la presenza diffusa di alcuni ritardanti di fiamma bromurati (inclusi tetra- e pentabromodifenil etero, PBDE, e l'esabromociclododecano, HBCD) in questa specie. I risultati hanno, inoltre, mostrato che i PCB rimangono una componente significativa di contaminazione in molti corpi d'acqua.

Per quanto siamo a conoscenza, il presente studio è il più esteso dal punto di vista geografico relativamente alla presenza dei ritardanti di fiamma bromurati nell'anguilla europea, e dovrebbe apportare un contributo significativo ai dati disponibili relativi alla distribuzione di questi contaminanti ambientali e all'accumulo di sostanze chimiche in questa specie. Dato che lo studio si è basato sull'analisi di solo 20 campioni aggregati, chiaramente non rappresenta una ricerca esaustiva, né fornisce livelli rappresentativi di tutti i bacini di questi paesi nel complesso. Piuttosto, i dati forniscono una fotografia dei livelli di contaminanti in Europa in quella che è la specie portante in molti ecosistemi acquatici, minacciata da molti altri pericoli, quali la pesca eccessiva, la perdita dell'habitat, le invasioni di parassiti ed i cambiamenti climatici.

I livelli di tetra-BDE (BDE-47) variavano da <0,1 ppb (ng/g peso fresco), rilevati in uno dei due campioni provenienti rispettivamente dalla Francia e dall'Irlanda, a 46 ppb (256 ppb sul peso grasso) trovati nell'unico campione proveniente dal fiume Tamigi, nel Regno Unito. Le concentrazioni dei congeneri pentabromurati (BDE-99 e 100) erano generalmente di poco inferiori. I congeneri bromurati più elevati (da esa- a octa-) sono stati rilevati con meno frequenza in concentrazioni superiori a 0,1 ppb, probabilmente perché questi si accumulano più facilmente nel fegato che nei tessuti muscolari. Nel complesso, questi livelli e tipologie di contaminazione sono simili a quelli riportati per le anguille e altre specie nei limitati studi disponibili di questo tipo (più a livello regionale), eccetto dove sono presenti grandi fonti industriali di emissione di queste sostanze chimiche.

Le concentrazioni di HBCD nei tessuti erano di un ordine simile (<1 - >50 ppb peso fresco, nr - >278 ppb peso dei lipidi), dove il campione del Regno Unito riscontrava di nuovo i livelli maggiori (quantificazione soggetta a conferma), e due campioni non mostravano residui rilevabili (uno di due campioni della Repubblica Ceca e di nuovo uno di due campioni provenienti dall'Irlanda). Concentrazioni intermedie sono state rilevate nei campioni provenienti da altre regioni, con alcune indicazioni di livelli più elevati nelle località prevalentemente industrializzate o urbane più che nelle aree rurali. Presi assieme, questi dati indicano che la gamma di livelli registrati in precedenza in aree geografiche più limitate (con l'eccezione degli studi condotti a valle da impianti in cui si producono o utilizzano ritardanti di fiamma bromurati) potrebbero essere tipici per le popolazioni di anguille in tutta Europa.

Anche se misure sono state intraprese in Europa per sospendere l'uso delle formulazioni penta- e octa-BDE, si può prevedere che le conseguenze del loro precedente utilizzo (nei prodotti esistenti e già nell'ambiente) continueranno a lungo. Alcune indicazioni

¹ Belgio, Repubblica Ceca, Francia, Germania, Irlanda, Italia, Paesi Bassi, Polonia, Spagna e Regno Unito.

suggeriscono che il deca-BDE, tuttora largamente impiegato nell'Unione, può degradarsi nell'ambiente e andare a costituire alcune forme meno bromurate (e più bioaccumulabili). Anche l'HBCD rimane tuttora in uso, nonostante la sua riconosciuta tossicità acquatica e le potenziali proprietà alteranti del sistema endocrino.

Il tetrabromobisfenolo-A (TBBP-A) non è stato trovato in alcun campione analizzato, sebbene questo potesse essere dovuto ai limiti rilevabili elevati (3-5 ppb peso fresco) di questo studio. Altre indagini hanno, infatti, riportato la presenza di residui di questo composto nei tessuti muscolari dei pesci, anche a livelli inferiori a 3 ppb. I residui di deca-BDE (BDE-209), invece, non sono stati quantificati in questo studio.

Anche se in concentrazioni molto variabili, i dati della presente ricerca hanno anche riconfermato la contaminazione continua da parte dei PCB, comunemente presenti in concentrazioni da 10 a 50 volte più elevate di quelle di tetra- e penta-BDEe e di HBCD. Le concentrazioni più elevate in assoluto (espresse come somma dei congeneri ICES 7) sono state rilevate in uno dei tre campioni provenienti dai Paesi Bassi (Hollandsdiep), con oltre 1500 ppb per peso fresco e quasi 10 000 ppb (10 parti per milione) per peso grasso.

Questa indagine dimostra, ancora una volta, che i rischi presentati dalle sostanze chimiche persistenti e bioaccumulabili non si possono ritenere adeguatamente controllati. Nello stesso tempo, la sussistenza di PCB nei tessuti delle anguille, in alcuni casi anche in livelli elevati, nonostante il loro uso sia stato proibito oltre vent'anni fa, illustra quanto un'azione precauzionale sia necessaria, dal momento in cui le conseguenze di un problema possono essere riconosciuto solo nel lungo periodo e l'azione in questo caso potrebbe non risultare più efficace.

Non sembra esservi un rapporto chiaro fra i livelli di contaminanti (PBDE, HBCD o PCBs) e le lunghezze o pesi medi dei campioni aggregati di anguille, nonostante il fatto che si sarebbero potute prevedere variazioni relative all'età dei campioni. Si attende conferma di questo dato una volta che saranno disponibili i dati sull'età. In questa fase, tuttavia, l'assenza di un andamento coerente suggerisce che i livelli di contaminazione nell'ambiente acquatico siano un fattore più dominante delle dimensioni fisiche nel determinare i relativi livelli nei tessuti delle anguille.

Non è possibile determinare da questi dati quali potranno essere le conseguenze di tale contaminazione per le anguille stesse. Anche se vi sono indicazioni che durante la fase sessualmente immatura ("anguilla gialla") della loro vita, le anguille sono comunemente in grado di tollerare livelli elevati di inquinamento chimico, non si conosce l'impatto che questo possa avere quando le riserve di grasso delle anguille vengono mobilizzate dal momento che queste raggiungono la maturità e migrano verso l'oceano per procreare. Resta la possibilità che inquinanti quali i PCB e i ritardanti di fiamma bromurati possano contribuire ai declini osservati nelle popolazioni di anguille europee, riducendo la sopravvivenza degli adulti o il successo riproduttivo.

Analogamente, non si conosce la misura del rischio per i consumatori di anguille, che siano i loro predatori naturali o l'uomo. Anche se alcuni studi hanno tentato di fornire un calcolo dei rischi, spesso in termini di margini di sicurezza, queste valutazioni sono inevitabilmente limitate dall'assenza di dati sugli effetti di un'esposizione a lungo termine a livelli ridotti di sostanze chimiche, quali l'HBCD.

La storia ci insegna che le conseguenze dell'uso su vasta scala di composti chimici persistenti e bioaccumulabili, anche se difficili da prevedere, sono troppo spesso gravi. Una volta disperse nell'ambiente, la destinazione e gli effetti di queste sostanze non possono essere più controllati. Con la nuova legislazione sulla politica chimica attualmente in discussione in Europa (REACH), tutti i paesi membri hanno l'opportunità di cominciare ad affrontare efficacemente il problema dei composti chimici persistenti e bioaccumulabili richiedendo che tali sostanze vengano sostituite con alternative più sicure laddove e dal momento in cui queste siano disponibili (il principio di sostituzione). I governi devono assicurarsi che non vengano commercializzate in futuro sostanze chimiche per le quali non siano disponibili informazioni su queste e altre proprietà di base (il principio "nessun dato, nessun mercato").

Tutti i comparti ambientali possono trarre beneficio dalla adozione di tali controlli. Anche se è improbabile che le misure di controllo della produzione e uso di sostanze chimiche siano sufficienti da sole a contrastare l'estinzione della specie di anguilla europea, tale misura rimane una componente essenziale di un approccio precauzionale verso la sua salvaguardia.

Codice campione	Numero di anguille per campione	Lunghezza media (cm)	Peso medio (g)	Contenuto medio di lipidi (%)
Belgio	4	58,3	415,2	19,1
Rep. Ceca 1	2	47,0	165,9	4,7
Rep. Ceca 2	2	52,0	249,8	14,2
Francia 1	5	47,4	178,7	2,8
Francia 2	5	36,7	88,0	11,6
Germania 1	5	59,0	378,7	19
Germania 2	5	67,8	579,6	22
Germania 3	5	56,5	308,7	17
Germania 4	5	59,9	326,1	15,3
Irlanda 1	6	46,0	177,0	3,5
Irlanda 2	6	26,7	30,5	15,4
Italia 1	5	36,3	96,3	22,2
Italia 2	2	57,1	374,4	25,8
Paesi Bassi 1	2	37,6	107,6	9,9
Paesi Bassi 2	2	39,1	113,7	15,8
Paesi Bassi 3	2	40,3	125,8	15,2
Polonia	5	50,5	217,7	6
Spagna 1	4	44,0	152,2	4,6
Spagna 2	5	35,5	84,0	19,7
Regno Unito	5	58,8	474,5	18

Tabella 1: Codici e dimensioni dei campioni (numero di anguille nel campione aggregato) per ciascuno dei 20 campioni raccolti, inclusa la lunghezza e il peso medi determinati per gli individui contenuti in ciascun campione aggregato. La percentuale di lipidi (grasso) contenuti nel tessuto muscolare è stata determinata in seguito all'aggregazione dei campioni di tessuti, come descritta in seguito.

Codice campione	Data di raccolta	Località
Belgio 1	01-03/08/05	Canale Charleroi-Bruxelles, vicino Arquennes (a sud di Bruxelles), Belgio centrale
Rep. Ceca 1	31/07/05	Fiume Elba, a Hřensko (N di Děčín, vicino confine con la Germania), N Repubblica Ceca
Rep. Ceca 2	03/08/05	Fiume Otava, alla confluenza dei fiumi Otava e Vltava (S di Praga), Repubblica Ceca centrale
Francia 1	26/07/05	Etang de Thau, fra le città di Meze e Sete (SO di Montpellier), S Francia
Francia 2	30/07/05	Nantes, Francia O
Germania 1	27/07/05	Fiume Elba, vicino Hoopte (S di Amburgo), N Germania
Germania 2	01/08/05	Fiume Main, vicino Bamberg (N di Nürnberg), S Germania
Germania 3	25-27/07/06	Fiume Weser, a Nienberg (fra Bremen e Hannover), N Germania
Germania 4	02/08/05	Fiume Reno, Riedstadt (vicino Darmstadt), S Germania
Irlanda 1	11/08/05	Lago Furnace (insenatura salmastra), Newport (County Mayo), Irlanda O
Irlanda 2	11/08/05	Fiume Owengarve, Glenthomas, vicino Newport (County Mayo), Irlanda O
Italia 1	01/08/05	Fiume Tevere, Roma Centro, Italia centrale
Italia 2	03/08/05	Lago di Bracciano (Anguillara), Italia centrale
Paesi Bassi 1	27/07/05	Harinxmakanaal, Leeuwarden, N Paesi Bassi
Paesi Bassi 2	19/07/05	Noordzee Kanaal, IJmuiden, O Paesi Bassi
Paesi Bassi 3	03/07/05	Hollandsdiep, Hoge Zwaluwe, S. Paesi Bassi
Polonia 1	26/07/05	Lago Druglin Duży, vicino al piccolo villaggio di Rożyńsk (comprensorio del laghi del Great Mazurian), NE Polonia
Spagna 1	25/07/05	Fiume Miño, a Forchadela Tomiño, vicino A Guardia (regione di Pontevedra, Galicia), NW Spagna
Spagna 2	21/07/05	Fiume Ebro, 800 metri dalla foce del fiume Rio Ebro (SW di Tarragona, Catalonia), E Spagna
Regno Unito	16/08/05	Fiume Tamigi, a largo di Canvey Island (E di London), SE Inghilterra

Tabella 2: Date e località di raccolta dei 20 campioni aggregati di anguille analizzati nel presente studio

Codice campione	Numero in campione aggregato	BDE-47 (tetra)	BDE-99 (penta)	BDE-100 (penta)	Σ -HBCD	Σ -PCBs (ICES 7)
Belgio 1	4	4,7	nr	2,0	5	97
Rep. Ceca 1	2	4,3	0,2	1,4	4	184
Rep. Ceca 2	2	1,0	nr	nr	nr	66
Francia 1	5	nr	nr	nr	3	29
Francia 2	5	0,5	nr	nr	2	5
Germania 1	5	7,9	0,7	0,9	2	327
Germania 2	5	17,0	nr	3,9	15	566
Germania 3	5	9,5	0,6	2,0	9	196
Germania 4	5	9,3	0,6	3,1	37	381
Irlanda 1	5	0,2	nr	nr	nr	4
Irlanda 2	5	nr	nr	nr	3	5
Italia 1	5	24,0	2,1	6,8	26	483
Italia 2	2	1,8	nr	nr	4	120
Paesi Bassi 1	2	0,4	nr	nr	9	16
Paesi Bassi 2	2	3,2	nr	1,0	2	165
Paesi Bassi 3	2	17,0	0,6	7,7	9	1512
Polonia 1	5	0,2	nr	nr	1	2
Spagna 1	4	1,2	nr	0,5	7	54
Spagna 2	5	2,7	nr	0,9	4	123
Regno Unito	5	46,0	3,2	12,0	>50	136

Tabella 3: Livelli di alcuni difenileteri bromurati chiave (i PBDE), di esabromociclododecano (HBCD) e di bifenili policlorurati (somma di congeneri ICES 7) per unità di peso fresco di tessuto muscolare di anguilla (tutti i valori sono espressi come ng/g peso fresco, parti per miliardo o ppb).

nr – non rilevato (al di sotto del limite rilevabile);

limiti rilevabili: per i PBDE – 0,125 ppb, HBCD – 1 ppb, PCBs – 1 ppb.

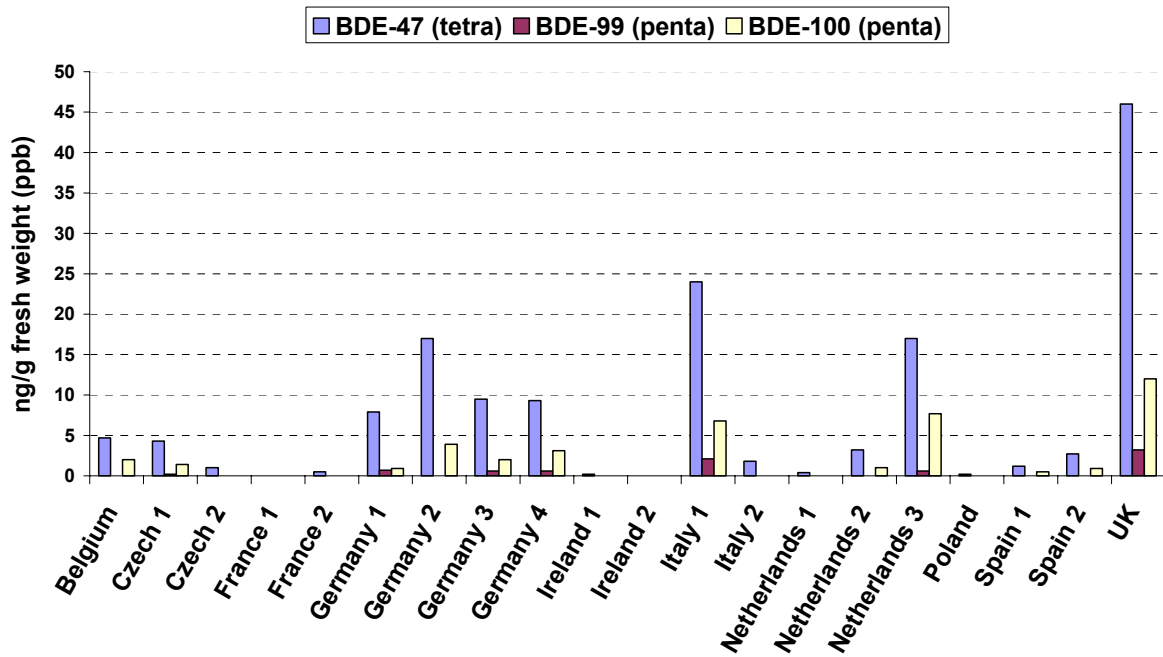
Codice campione	Numero in campione aggregato	BDE-47 (tetra)	BDE-99 (penta)	BDE-100 (penta)	Σ -HBCD	Σ -PCBs (ICES 7)
Belgio 1	4	24,6	nr	10,5	24	508
Rep. Ceca 1	2	91,5	4,0	29,8	79	3915
Rep. Ceca 2	2	6,8	nr	nr	nr	465
Francia 1	5	nr	nr	nr	111	1036
Francia 2	5	4,1	nr	nr	13	43
Germania 1	5	41,6	3,8	4,6	9	1721
Germania 2	5	77,3	nr	17,7	69	2573
Germania 3	5	55,9	3,6	11,8	56	1153
Germania 4	5	60,8	3,7	20,3	239	2490
Irlanda 1	5	4,9	nr	nr	nr	114
Irlanda 2	5	nr	nr	nr	20	32
Italia 1	5	108,1	9,5	30,6	117	2176
Italia 2	2	7,0	nr	nr	15	465
Paesi Bassi 1	2	3,8	nr	nr	90	162
Paesi Bassi 2	2	20,3	nr	6,1	11	1044
Paesi Bassi 3	2	111,8	4,1	50,7	61	9947
Polonia 1	5	3,8	nr	nr	25	33
Spagna 1	4	26,1	nr	10,7	161	1174
Spagna 2	5	13,7	nr	4,7	22	624
Regno Unito	5	255,6	17,8	66,7	>278	756

Tabella 4: Livelli di alcuni difenileteri bromurati principali (PBDE), di esabromociclododecano (HBCD) e di bifenili policlorurati (somma di congeneri ICES 7) per unità di peso grasso di tessuto muscolare di anguilla (tutti i valori sono espressi come ng/g di peso di lipidi, parti per miliardo o ppb).

nr – non rilevato (al di sotto del limite rilevabile);

i limiti di rilevamento calcolati variano secondo il contenuto di lipidi.

a)



b)

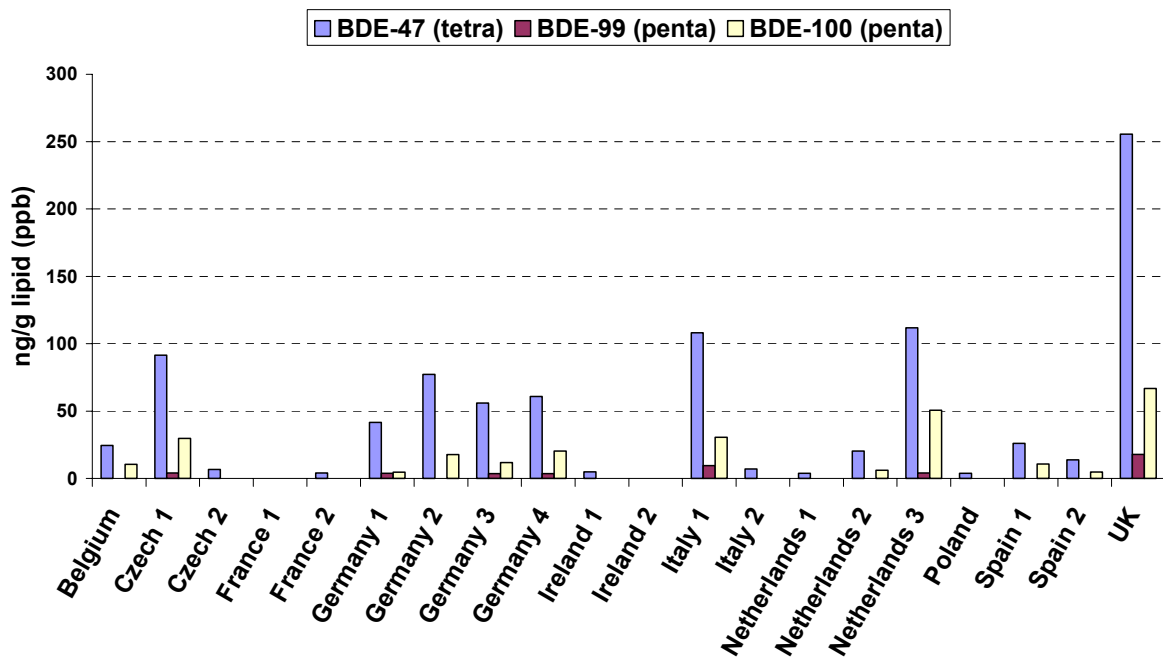
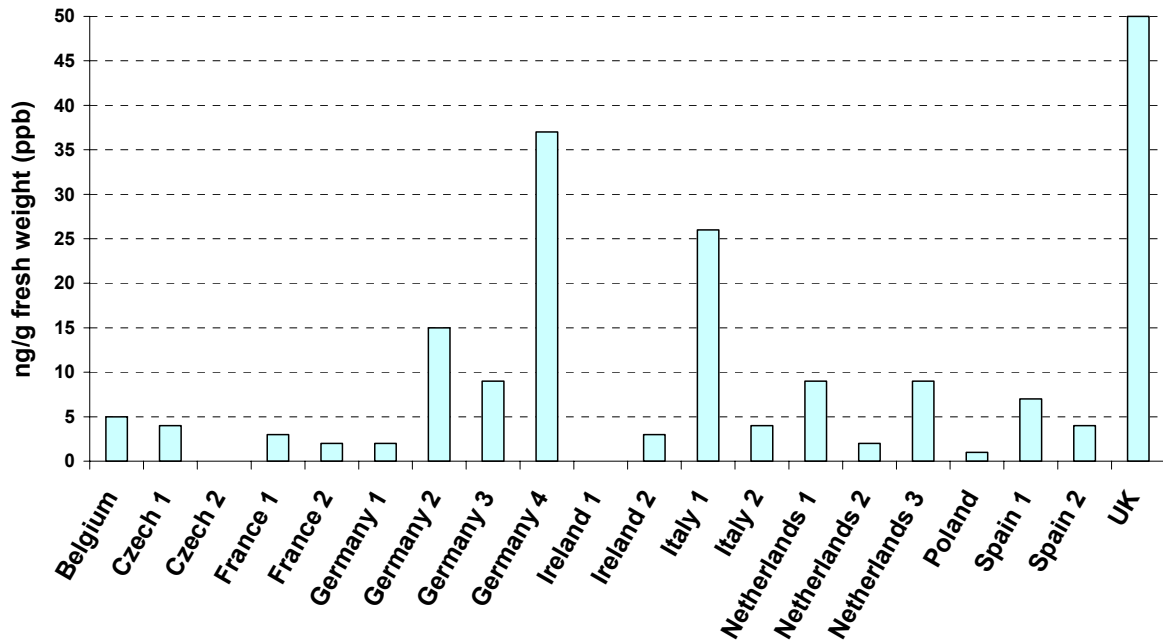


Figura 1: Concentrazioni di tre piú abbondanti congeneri dei PBDE identificati nel campione aggregato di tessuto muscolare di anguille normalizzato in peso fresco (a) e contenuto lipidico (b)

a)



b)

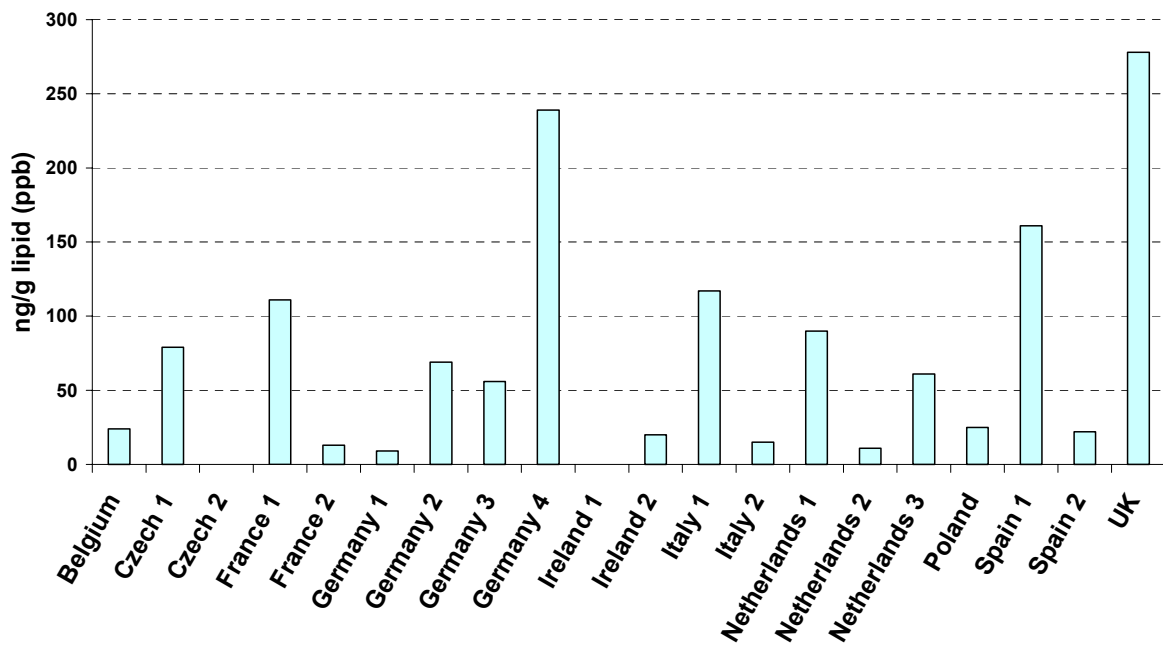


Figura 2: Concentrazioni di HBCD totale (somma di tutti gli isomeri) nel campione aggregato di tessuto muscolare di anguille normalizzato in peso fresco (a) e contenuto lipidico (b)

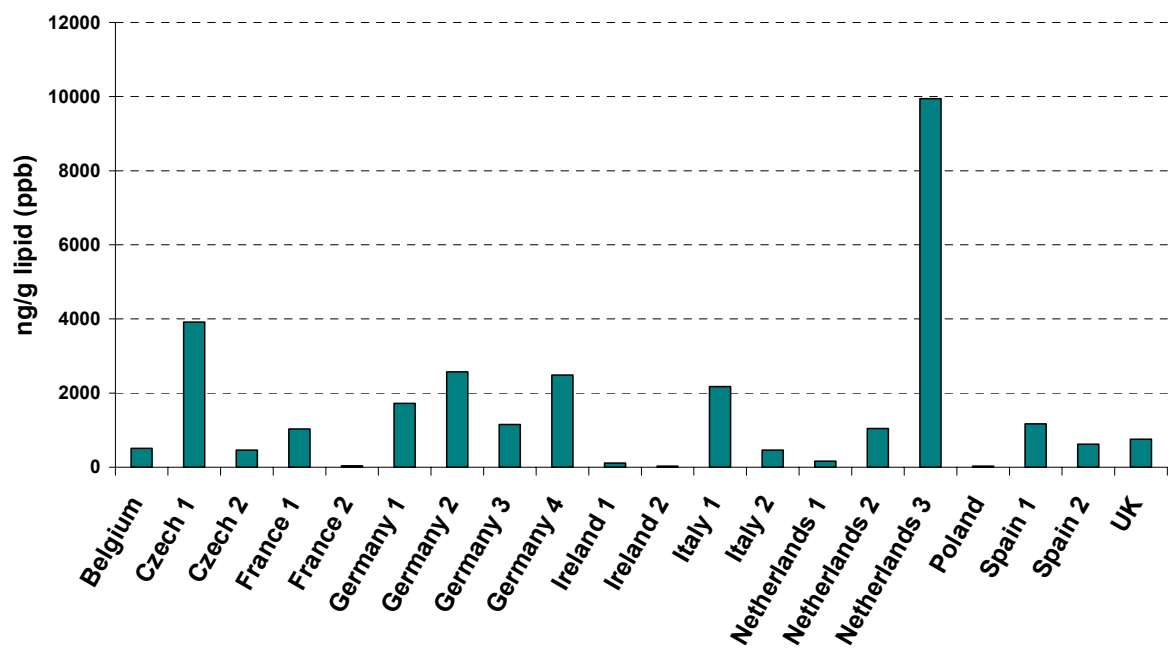
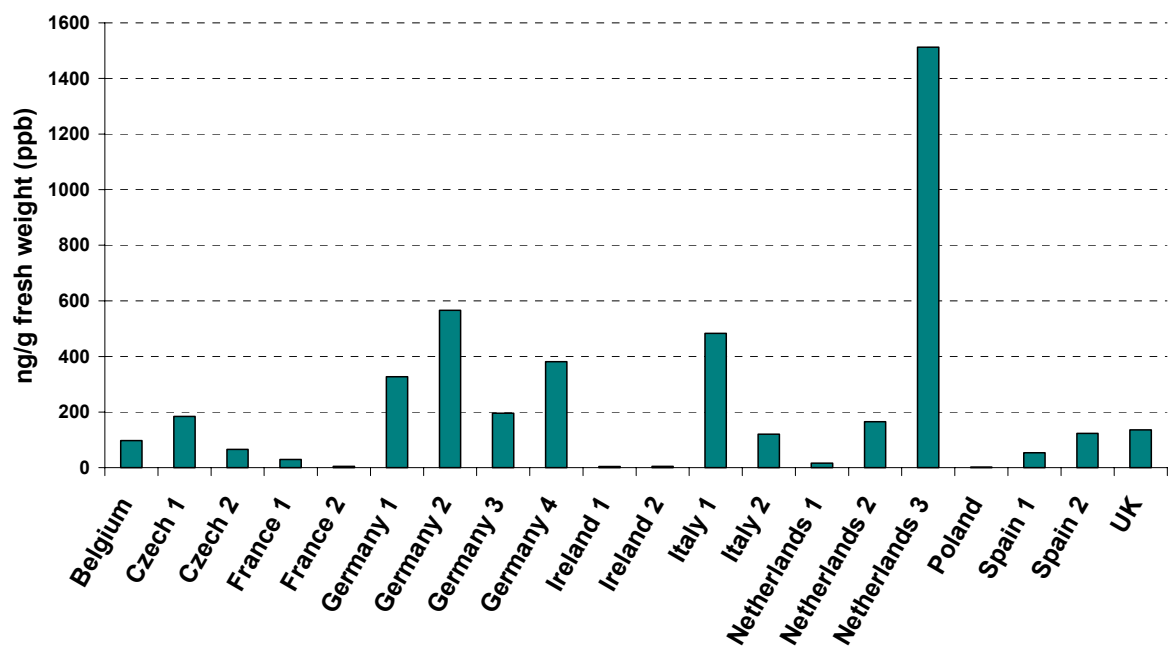


Figura 3: Concentrazioni di PCB (somma di congeneri ICES 7) nel campione aggregato di tessuto muscolare di anguille normalizzato in peso fresco (a) e contenuto lipidico (b)

Conclusioni

Nel complesso, questi dati illustrano la diffusione della contaminazione da ritardanti di fiamma bromurati, in particolare le forme più bioaccumulabili tetra-BDE e HBCD, e la loro capacità di accumularsi nei tessuti muscolari dell'anguilla europea (*Anguilla anguilla*). Tutti e 20 i campioni aggregati sottoposti ad analisi contenevano residui rilevabili di almeno un composto appartenente al gruppo dei ritardanti di fiamma.

La prevalenza dei congeneri tetra- e penta- bromurati dei difenileteri è coerente con le loro conosciute proprietà e con i risultati di studi precedenti condotti sui pesci. Si è notato che i congeneri più pesantemente bromurati come l'esa- e octa-BDE si accumulano più facilmente nel fegato piuttosto che nei tessuti muscolari dei pesci. I livelli del PBDE più largamente utilizzato in Europa, vale a dire il deca-BDE (BDE-209), non sono stati determinati in questo studio ma si può prevedere che siano anch'essi relativamente bassi nel tessuto muscolare delle anguille, alla pari di altre specie di pesci, nonostante la sua comprovata biodisponibilità ed accumulazione in altri organismi.

L'HBCD è stato rilevato nelle anguille provenienti da tutte le località con l'eccezione di due, mentre i PCB, come ci si potrebbe aspettare data la loro onnipresenza nell'ambiente, erano rilevabili in tutti i campioni.

I livelli di gran lunga più elevati sia di PBDE sia di HBCD sono stati registrati nel singolo campione aggregato raccolto dal fiume Tamigi nel Regno Unito, nel quale i livelli di HBCD eccedevano il massimo determinabile utilizzando il metodo standard impiegato dal laboratorio d'analisi (per il quale è attualmente in corso una analisi di conferma). Tuttavia, lo stesso campione non conteneva i livelli più elevati di PCB, che invece sono stati trovati in uno dei tre campioni provenienti dai Paesi Bassi (Hollandsdiep), con concentrazioni di oltre 1 parte per milione di peso fresco e quasi 10 parti per milione di peso dei lipidi (grasso).

Alcuni dei campioni contenevano livelli ridotti di tutti i contaminanti misurati, in particolare i due campioni raccolti nell'ovest dell'Irlanda, uno dei due campioni prelevati in Francia (nei pressi di Nantes) ed il campione singolo raccolto in un'area rurale della Polonia (il comprensorio dei laghi di Great Mazurian). Quelli provenienti da tutte le altre località contenevano concentrazioni intermedie, entro la gamma riportata precedentemente per questi contaminanti nei pochi studi già disponibili.

Con l'eccezione del campione del Regno Unito, pare esservi una correlazione positiva fra le concentrazioni di tetra-BDE e quelle di PCB (anche se le attuali concentrazioni di PBDE sono circa 10-50 volte inferiori di quelle dei PCB). Non sono state trovate indicazioni di una simile associazione fra livelli di HBCD e quelli di PBDE o di PCB, il che suggerisce una diversa distribuzione ambientale, generata possibilmente da una differenza nelle fonti o canali primari di trasporto all'interno degli ecosistemi.

Inoltre, non sembra esservi un rapporto chiaro fra i livelli di contaminanti (PBDE, HBCD o PCBs) e la lunghezza, o il peso medio, dei campioni aggregati di anguille, nonostante potevamo aspettarci che le concentrazioni variassero con l'età dell'esemplare. Questo dato sarà da confermare dal momento in cui saranno disponibili i dati relativi all'età. A questo stadio, tuttavia, la mancanza di un andamento coerente suggerisce che i livelli locali di

contaminazione dell'ambiente acquatico potrebbero essere un fattore più dominante dell'età nel determinare le relative concentrazioni nei tessuti delle anguille.

Per quanto siamo a conoscenza, il presente studio è il più esteso ad oggi dal punto di vista geografico relativamente alla presenza dei ritardanti di fiamma bromurati nell'anguilla europea (*Anguilla anguilla*) e dovrebbe apportare un contributo consistente in termini di dati sia relativi alla distribuzione di questi contaminanti ambientali persistenti sia all'accumulo delle sostanze chimiche nelle anguille. I livelli di PBDE e di HBCD erano generalmente inferiori a quelli precedentemente riscontrati nelle anguille raccolte vicino a fonti note di emissione di questi composti (in particolare impianti di produzione nel Regno Unito e nei Paesi Bassi) ma comunque dimostrano la loro onnipresenza nei sistemi di fiumi europei. Questo è probabilmente il risultato di una combinazione di emissioni dirette da grandi impianti industriali in cui si producono o utilizzano ritardanti di fiamma bromurati e i rilasci più diffusi dai prodotti durante la loro produzione, uso e/o eliminazione.

Dato che lo studio si basava sull'analisi di solo 20 campioni aggregati, chiaramente non può fornire un quadro esaustivo. Né i risultati per il ridotto numero di campioni per ciascun paese possono essere assunti come indicativi dei livelli medi e rappresentativi per tutti i bacini di quei paesi nel complesso. Probabilmente sarebbe possibile, per ognuno dei paesi inclusi nello studio, riscontrare popolazioni di anguille sia meno sia più contaminate in altri corsi d'acqua. Piuttosto, i dati forniscono una fotografia dei livelli di contaminanti in Europa in quella che è una specie portante in molti ecosistemi acquatici, ma minacciata da una serie di pericoli.

Non è possibile determinare da questi dati quali potrebbero essere le conseguenze di tale contaminazione per le anguille stesse. Anche se esistono indicazioni che durante la fase "gialla" questi animali sono comunemente in grado di tollerare livelli elevati di inquinamento chimico, non si sa quale impatto questo possa avere quando raggiungono la fase argentea e le loro riserve di grasso contaminate vengono mobilizzate durante la fase più sensibile, quella di sviluppo sessuale. Tuttavia, riconoscendo la loro capacità di interferire con lo sviluppo di altri organismi, la possibilità rimane che inquinanti quali i PCB e i ritardanti di fiamma bromurati stiano contribuendo al calo osservato nelle popolazioni delle anguille europee riducendo la sopravvivenza degli esemplari adulti o danneggiandone il processo riproduttivo.

Non si conosce, inoltre, la portata del rischio verso i consumatori di anguille, che siano i loro predatori naturali (uccelli, come gli aironi, e mammiferi, come le lontre) o l'uomo. Anche se alcuni studi hanno tentato di quantificare i rischi, spesso in termini di margini di sicurezza, tali valutazioni sono inevitabilmente limitate dalla carenza di dati relativi agli effetti dell'esposizione a lungo termine a livelli ridotti di sostanze chimiche, quali l'HBCD.

Il presente studio dimostra ancora una volta che i rischi presentati da sostanze chimiche persistenti e bioaccumulabili, incluso l'HBCD, che rimane in uso commerciale in tutta Europa, non si possono ritenere adeguatamente controllati. Nello stesso tempo la sussistenza di PCB nei tessuti delle anguille, in alcuni casi in concentrazioni elevate nonostante il loro uso sia stato proibito oltre vent'anni fa, illustra le conseguenze che possono derivare dal riconoscere un problema solo nel lungo termine e di quanto un'azione tarda non abbia la sua efficacia.

Recentemente sono state intraprese misure in Europa per sospendere l'uso delle formulazioni di "penta" e "octa" BDE, e questo ha già portato ad una diminuzione nei livelli riscontrati in alcuni casi. Ciononostante, è prevedibile che le conseguenze del loro precedente uso

continueranno ancora a lungo, sia per le quantità già presenti nell'ambiente che per quelle che deriveranno dalla fuoriuscita di tali sostanze da prodotti obsoleti. Inoltre, dato che esistono indicazioni che suggeriscono che i residui della formulazione PBDE tuttora in commercio in Europa, cioè il deca BDE, possa degradare nell'ambiente e andare a costituire alcune forme meno bromurate (e maggiormente bioaccumulabili), è improbabile che le misure intraprese ad oggi risolveranno la totalità del problema. L'HBCD è tuttora in fase di valutazione in Europa. Nel frattempo, nonostante le molte incertezze riguardo alla sua tossicità, accumulo nell'ambiente e capacità di interferire con il sistema endocrino dei vertebrati, il suo uso diffuso ed il rilascio nel nostro ambiente continuano.

La storia ci insegna che le conseguenze dell'uso su larga scala di sostanze chimiche persistenti e bioaccumulabili, anche se difficili da prevedere, sono troppo spesso gravi. Una volta rilasciate nell'ambiente, la destinazione e gli effetti di queste sostanze non sono più controllabili. E' sempre più riconosciuto, anche da parte di alcuni governi e persino di alcuni settori dell'industria chimica, che misure sono necessarie per l'eliminazione graduale dei composti chimici che non possono essere degradati dai sistemi naturali e che conseguentemente si accumulano nell'ambiente, nella fauna e nel cibo che mangiamo.

La nuova legislazione in materia di sostanze chimiche che si sta attualmente sviluppando in Europa (REACH), fornisce un'opportunità per tutti i paesi europei di cominciare ad affrontare efficacemente il problema richiedendo che tutte le sostanze chimiche che hanno tali proprietà (es. PBT e vPvB) siano sostituite con alternative più sicure laddove e dal momento in cui queste sono disponibili (il principio di sostituzione). E' inoltre essenziale che questa legislazione sia in grado di prevenire la produzione e l'uso futuri di composti chimici per i quali non siano disponibili dati relativi alle eventuali proprietà pericolose, inclusa la loro persistenza nell'ambiente e bioaccumulabilità (il principio "nessun dato, nessun mercato").

Tutti i comparti ambientali trarranno beneficio da tali controlli e da un uso e una produzione futuri delle sostanze chimiche maggiormente sostenibile. Anche se è improbabile che le misure in termini di controllo dei composti siano sufficienti da sole a contrastare l'estinzione delle anguille europee, tale misura rimane una componente essenziale di una approccio precauzionale verso la loro salvaguardia.

Bibliografia

- 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 Hafika 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., Hedgecott, 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., Alaei 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. & Yla-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.,n 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., Goemens, 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

Allegato: Risultati delle analisi su PBDE, HBCD, TBBP-A e PCB

Codice campione	% Lipidi (peso/peso)	Numero in campione aggregato	BDE#17	BDE#28	BDE#47	BDE#66	BDE#85	BDE#99	BDE#100	BDE#138	BDE#153	BDE#154	BDE#183
Belgio	19,1	4	nr	nr	4,7	nr	nr	nr	2,0	nr	nr	nr	nr
Rep. Ceca 1	4,7	2	nr	nr	4,3	nr	nr	0,2	1,4	nr	0,2	0,2	nr
Rep. Ceca 2	14,2	2	nr	nr	1,0	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr
Francia 1	2,8	5	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr
Francia 2	11,6	5	nr	nr	0,5	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr
Germania 1	19,0	5	nr	nr	7,9	nr	nr	0,7	0,9	nr	nr	nr	nr
Germania 2	22,0	5	nr	nr	17,0	nr	nr	nr	3,9	nr	0,5	0,7	nr
Germania 3	17,0	5	nr	nr	9,5	nr	nr	0,6	2,0	nr	nr	nr	nr
Germania 4	15,3	5	nr	nr	9,3	nr	nr	0,6	3,1	nr	0,4	0,4	nr
Irlanda 1	3,5	5	nr	nr	0,2	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr
Irlanda 2	15,4	5	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr
Italia 1	22,2	5	nr	nr	24,0	nr	nr	2,1	6,8	nr	1,4	0,9	nr
Italia 2	25,8	2	nr	nr	1,8	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	2,1
Paesi Bassi 1	9,9	2	nr	nr	0,4	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr
Paesi Bassi 2	15,8	2	nr	nr	3,2	nr	nr	nr	1,0	nr	nr	nr	nr
Paesi Bassi 3	15,2	2	nr	0,4	17,0	nr	nr	0,6	7,7	nr	1,2	1,0	nr
Polonia	6,0	5	nr	nr	0,2	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr
Spagna 1	4,6	4	nr	nr	1,2	nr	nr	nr	0,5	nr	nr	nr	nr
Spagna 2	19,7	5	nr	nr	2,7	nr	nr	nr	0,9	nr	nr	nr	nr
Regno Unito	18,0	5	nr	0,5	46,0	0,8	nr	3,2	12,0	nr	1,1	2,1	nr

Tabella B1: Concentrazioni di 11 congeneri di PBDE nei tessuti muscolari delle anguille (ng/g peso fresco, ppb) nr – al di sotto del limite rilevabile (0,125 ppb)

Codice campione	% Lipidi (peso/peso)	Numero in campione aggregato	BDE#17	BDE#28	BDE#47	BDE#66	BDE#85	BDE#99	BDE#100	BDE#138	BDE#153	BDE#154	BDE#183
Belgio	19.1	4	nr	nr	24.6	nr	nr	nr	10.5	nr	nr	nr	nr
Rep. Ceca 1	4.7	2	nr	nr	91.5	nr	nr	4.0	29.8	nr	3.2	5.1	nr
Rep. Ceca 2	14.2	2	nr	nr	6.8	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr
Francia 1	2.8	5	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr
Francia 2	11.6	5	nr	nr	4.1	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr
Germania 1	19.0	5	nr	nr	41.6	nr	nr	3.8	4.6	nr	nr	nr	nr
Germania 2	22.0	5	nr	nr	77.3	nr	nr	nr	17.7	nr	2.3	3.1	nr
Germania 3	17.0	5	nr	nr	55.9	nr	nr	3.6	11.8	nr	nr	nr	nr
Germania 4	15.3	5	nr	nr	60.8	nr	nr	3.7	20.3	nr	2.6	2.7	nr
Irlanda 1	3.5	5	nr	nr	4.9	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr
Irlanda 2	15.4	5	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr
Italia 1	22.2	5	nr	nr	108.1	nr	nr	9.5	30.6	nr	6.3	4.1	nr
Italia 2	25.8	2	nr	nr	7.0	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	8.1
Paesi Bassi 1	9.9	2	nr	nr	3.8	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr
Paesi Bassi 2	15.8	2	nr	nr	20.3	nr	nr	nr	6.1	nr	nr	nr	nr
Paesi Bassi 3	15.2	2	nr	2.5	111.8	nr	nr	4.1	50.7	nr	7.9	6.6	nr
Polonia	6.0	5	nr	nr	3.8	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr
Spagna 1	4.6	4	nr	nr	26.1	nr	nr	nr	10.7	nr	nr	nr	nr
Spagna 2	19.7	5	nr	nr	13.7	nr	nr	nr	4.7	nr	nr	nr	nr
Regno Unito	18.0	5	nr	2.8	255.6	4.2	nr	17.8	66.7	nr	6.1	11.7	nr

Tabella B2: Concentrazioni di 11 congeneri di PBDE nei tessuti muscolari delle anguille (ng/g peso di lipidi, ppb)

Codice campione	% Lipidi (peso/peso)	Numero in campione aggregato	α -HBCD	β -HBCD	γ -HBCD	Σ -HBCD	TBBP-A
Belgio	19,1	4	2	1	1	5	nr
Rep. Ceca 1	4,7	2	4	nr	nr	4	nr
Rep. Ceca 2	14,2	2	nr	nr	nr	nr	nr
Francia 1	2,8	5	nr	3	nr	3	nr
Francia 2	11,6	5	nr	2	nr	2	nr
Germania 1	19,0	5	2	nr	nr	2	nr
Germania 2	22,0	5	12	2	1	15	nr
Germania 3	17,0	5	7	2	1	9	nr
Germania 4	15,3	5	26	3	8	37	nr
Irlanda 1	3,5	5	nr	nr	nr	nr	nr
Irlanda 2	15,4	5	nr	2	1	3	nr
Italia 1	22,2	5	23	2	1	26	nr
Italia 2	25,8	2	2	2	nr	4	nr
Paesi Bassi 1	9,9	2	6	2	1	9	nr
Paesi Bassi 2	15,8	2	2	nr	nr	2	nr
Paesi Bassi 3	15,2	2	6	2	1	9	nr
Polonia	6,0	5	nr	1	nr	1	nr
Spagna 1	4,6	4	2	3	2	7	nr
Spagna 2	19,7	5	1	2	1	4	nr
Regno Unito	18,0	5	>50	2	2	>50	nr

Tabella B3: Concentrazioni di isomeri di HBCD, totale HBCD e TBBP-A nel tessuto muscolare delle anguille (ng/g peso fresco, ppb).

Codice campione	% Lipidi (peso/peso)	Numero in campione aggregato	α -HBCD	β -HBCD	γ -HBCD	Σ -HBCD	TBBP-A
Belgio	19,1	4	11	8	6	24	nr
Rep. Ceca 1	4,7	2	79	nr	nr	79	nr
Rep. Ceca 2	14,2	2	nr	nr	nr	nr	nr
Francia 1	2,8	5	nr	111	nr	111	nr
Francia 2	11,6	5	nr	13	nr	13	nr
Germania 1	19,0	5	9	nr	nr	9	nr
Germania 2	22,0	5	57	7	5	69	nr
Germania 3	17,0	5	40	9	7	56	nr
Germania 4	15,3	5	167	18	54	239	nr
Irlanda 1	3,5	5	nr	nr	nr	nr	nr
Irlanda 2	15,4	5	nr	11	9	20	nr
Italia 1	22,2	5	103	7	6	117	nr
Italia 2	25,8	2	7	9	nr	15	nr
Paesi Bassi 1	9,9	2	61	16	13	90	nr
Paesi Bassi 2	15,8	2	11	nr	nr	11	nr
Paesi Bassi 3	15,2	2	40	11	9	61	nr
Polonia	6,0	5	nr	25	nr	25	nr
Spagna 1	4,6	4	46	66	48	161	nr
Spagna 2	19,7	5	6	8	7	22	nr
Regno Unito	18,0	5	>278	13	12	>278	nr

Tabella B4: Concentrazioni di isomeri di HBCD, totale HBCD e TBBP-A nel tessuto muscolare delle anguille (ng/g peso di lipidi, ppb)

Codice campione	% Lipidi (peso/peso)	Numero in campione aggregato	CB#28	CB#52	CB#101	CB#118	CB#138	CB#153	CB#180	SUM ICES7
Belgio	19,1	4	nr	nr	6	10	28	38	15	97
Rep. Ceca 1	4,7	2	2	7	11	9	51	69	35	184
Rep. Ceca 2	14,2	2	8	4	4	4	14	20	12	66
Francia 1	2,8	5	nr	nr	nr	3	6	17	3	29
Francia 2	11,6	5	nr	nr	nr	nr	2	2	nr	5
Germania 1	19,0	5	2	8	33	26	89	120	49	327
Germania 2	22,0	5	5	16	49	59	160	200	77	566
Germania 3	17,0	5	nr	2	14	17	57	77	28	196
Germania 4	15,3	5	5	15	34	44	95	150	38	381
Irlanda 1	3,5	5	nr	nr	nr	nr	2	2	nr	4
Irlanda 2	15,4	5	nr	nr	nr	nr	2	nr	2	5
Italia 1	22,2	5	7	16	39	41	120	160	100	483
Italia 2	25,8	2	nr	4	12	21	34	37	12	120
Paesi Bassi 1	9,9	2	2	nr	2	nr	4	4	3	16
Paesi Bassi 2	15,8	2	8	14	12	19	38	55	19	165
Paesi Bassi 3	15,2	2	7	45	140	120	360	670	170	1512
Polonia	6,0	5	nr	nr	nr	nr	1	1	nr	2
Spagna 1	4,6	4	nr	nr	nr	3	15	27	8	54
Spagna 2	19,7	5	8	4	6	8	26	43	28	123
Regno Unito	18,0	5	nr	6	19	17	37	43	14	136

Tabella B5: Concentrazioni di congeneri ICES 7 dei PCB nel tessuto muscolare delle anguille (ng/g peso fresco, ppb)
nr – al di sotto del limite rilevabile (1 ppb)

Codice campione	% Lipidi (peso/peso)	Numero in campione aggregato	CB#28	CB#52	CB#101	CB#118	CB#138	CB#153	CB#180	SUM ICES7
Belgio	19,1	4	nr	nr	31,4	52,4	146,6	199,0	78,5	507,9
Rep. Ceca 1	4,7	2	42,6	148,9	234,0	191,5	1085,1	1468,1	744,7	3914,9
Rep. Ceca 2	14,2	2	56,3	28,2	28,2	28,2	98,6	140,8	84,5	464,8
Francia 1	2,8	5	nr	nr	nr	107,1	214,3	607,1	107,1	1035,7
Francia 2	11,6	5	nr	nr	nr	nr	17,2	17,2	nr	43,1
Germania 1	19,0	5	10,5	42,1	173,7	136,8	468,4	631,6	257,9	1721,1
Germania 2	22,0	5	22,7	72,7	222,7	268,2	727,3	909,1	350,0	2572,7
Germania 3	17,0	5	nr	11,8	82,4	100,0	335,3	452,9	164,7	1152,9
Germania 4	15,3	5	32,7	98,0	222,2	287,6	620,9	980,4	248,4	2490,2
Irlanda 1	3,5	5	nr	nr	nr	nr	57,1	57,1	<28,6	114,3
Irlanda 2	15,4	5	nr	nr	nr	nr	13,0	<6,5	13,0	32,5
Italia 1	22,2	5	31,5	72,1	175,7	184,7	540,5	720,7	450,5	2175,7
Italia 2	25,8	2	nr	15,5	46,5	81,4	131,8	143,4	46,5	465,1
Paesi Bassi 1	9,9	2	20,2	nr	20,2	nr	40,4	40,4	30,3	161,6
Paesi Bassi 2	15,8	2	50,6	88,6	75,9	120,3	240,5	348,1	120,3	1044,3
Paesi Bassi 3	15,2	2	46,1	296,1	921,1	789,5	2368,4	4407,9	1118,4	9947,4
Polonia	6,0	5	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr
Spagna 1	4,6	4	nr	nr	nr	65,2	326,1	587,0	173,9	1173,9
Spagna 2	19,7	5	40,6	20,3	30,5	40,6	132,0	218,3	142,1	624,4
Regno Unito	18,0	5	nr	33,3	105,6	94,4	205,6	238,9	77,8	755,6

Tabella B6: Concentrazioni di congeneri ICES 7 dei PCB nel tessuto muscolare delle anguille (ng/g peso di lipidi, ppb)