

greenpeace

**Uso, distribuzione, rischio e  
regolamentazione di cinque gruppi  
chiave d'inquinanti chimici oggetto  
d'indagine.**

**Greenpeace Italia  
Giugno 2003**

Fonte: rapporto "Consuming Chemicals: Hazardous chemicals in house dust as an indicator of chemical exposure in the home" - Allegato 2, Greenpeace UK.

## **Gli alchilfenoli e loro derivati (AP, APE)**

Gli alchilfenoli (AP) sono sostanze chimiche non alogenate usate quasi esclusivamente per produrre gli alchilfenoli etossilati (APE), un gruppo di tensioattivi non ionici. Gli APE più comunemente impiegati sono i nonilfenoli etossilati (NPE) e, in misura minore, gli ottilfenoli etossilati (OPE). Una volta rilasciati nell'ambiente, gli alchilfenoli etossilati possono essere nuovamente degradati in alchilfenoli, che sono persistenti, bioaccumulabili e tossici per gli organismi acquatici.

### ***Applicazioni***

I nonilfenoli etossilati sono stati utilizzati come agenti tensioattivi, emulsificatori, disperdenti e imbibenti in varie applicazioni industriali e nei prodotti di consumo. Delle 77.000 tonnellate utilizzate in Europa occidentale nel 1997, gran parte (quasi il 30%) era impiegata nei detersivi ad uso industriale e domestico, anche se significative quantità erano anche utilizzate come emulsificatori (11%), prodotti nell'industria tessile (10%) e del cuoio (7%), ingredienti di pesticidi ed altri prodotti agricoli (6%) e di vernici ad acqua (OSPAR 2001). Inoltre, si segnala che una porzione rilevante di queste sostanze (16%, vale a dire oltre 12.000 tonnellate) sia stata impiegata in "mercati di nicchia" (come ingredienti nei cosmetici, negli shampoo ed in altri prodotti per la cura personale) ed in altre applicazioni di cui non si conosce con certezza la destinazione finale (forse colle e sigillanti). Si riscontra inoltre l'uso dei derivati degli NP come antiossidanti in alcuni tipi di plastica (Guenther et al. 2002).

Per quanto riguarda gli ottilfenoli etossilati, nonostante siano disponibili un minor numero di dati affidabili, sembra che siano utilizzati in una gamma di applicazioni simile a quella dei nonilfenoli (OSPAR 2001). Per entrambi i gruppi, non sono ben documentati i cambiamenti che sono avvenuti negli ultimi cinque anni nell'uso di questi composti.

### ***Distribuzione nell'ambiente***

Sia gli APE che gli AP (in particolare il nonilfenolo ed i suoi derivati) sono distribuiti su larga scala nelle acque dolci e marine ed, in particolare nei sedimenti, dove questi composti persistenti tendono ad accumularsi. A causa del loro rilascio in acqua, gli alchilfenoli e gli alchilfenoli etossilati si riscontrano comunemente nei liquami, inclusi quelli usati per concimare i terreni. Gli studi condotti sulla concentrazione di questi composti nella fauna sono ancora molto limitati, anche se sono stati segnalati livelli significativi nei pesci e negli uccelli acquatici alla foce di fiumi che scorrono lungo zone di produzione e/o uso di APE. E' noto che il nonilfenolo e l'ottilfenolo (NP e OP) tendono ad accumularsi nei tessuti dei pesci e di altri organismi e a biomagnificare lungo la catena alimentare (OSPAR 2001).

Studi recenti hanno dimostrato la presenza diffusa di nonilfenoli in vari alimenti in Germania (Guenther et al. 2002), anche se rimangono da valutare appieno le eventuali conseguenze sull'uomo. La portata e le conseguenze del contatto diretto tramite l'uso di prodotti che contengono queste sostanze sono anch'essi poco documentati, anche se recentemente sono stati rilevati residui di nonil e ottilfenoli come contaminanti nella polvere domestica (Butte e Heinzow 2002).

## **Pericolosità**

I rischi maggiori associati agli alchilfenoli etossilati derivano dalla loro degradazione parziale in etossilati a catena più corta e negli stessi alchilfenoli originari (cioè, NP e OP), entrambi tossici per gli organismi acquatici. La valutazione dei rischi condotta dall'Unione Europea sui nonilfenoli ha reso noto che l'uso attuale di NPE crea pericoli significativi per l'ambiente acquatico, per il terreno e per gli organismi più complessi, tramite avvelenamento secondario (cioè risultante dall'accumulo di NP lungo la catena alimentare, OSPAR 2001). Per quanto riguarda l'esposizione dell'uomo attraverso l'uso di prodotti di consumo, il Comitato Scientifico sulla Tossicità, Ecotossicità e Ambiente dell'UE (CSTEE 2001) ha concluso che:

*“la grave mancanza di dati rilevati sulla produzione e l'uso di NP e dei suoi derivati rendono incerta la valutazione degli effetti dovuti alla esposizione professionale e a quella dei consumatori”.*

Il rischio più generale associato agli alchilfenoli (sia NP che OP) risiede senz'altro nella loro attività estrogenica, vale a dire la loro capacità di imitare gli ormoni estrogeni naturali. Questo può portare ad uno sviluppo sessuale alterato in alcuni organismi, di cui l'esempio più noto è la “femminizzazione” dei pesci (Jobling et al., 1995, 1996), un fattore che si ritiene abbia contribuito significativamente ai diffusi cambiamenti nello sviluppo sessuale e nella fertilità dei pesci nei fiumi del Regno Unito (Jobling et al. 2002). Atienzar et al. (2002) hanno recentemente descritto gli effetti diretti dell'NP sulla struttura e funzione del DNA nelle larve dei cirripedi (crostacei), un meccanismo che potrebbe essere responsabile per gli effetti di sconvolgimento ormonale rilevati in questi organismi.

I rischi per la salute umana rimangono poco chiari, anche se studi recenti hanno evidenziato pericoli che potrebbero direttamente interessare l'uomo. Ad esempio, Chitra et al. (2002) descrivono effetti sulla funzione spermatica nei mammiferi, mentre recentemente sono anche stati riscontrati danni al DNA nei linfociti umani (Harreus et al. 2002).

## **Controlli esistenti**

Nel 1998, la riunione ministeriale dell'OSPAR<sup>1</sup> ha approvato l'obiettivo di fermare gli scarichi, le emissioni e le fuoriuscite di tutte le sostanze pericolose nell'ambiente marino entro il 2020 (cioè, “nell'arco di una generazione”) ed ha inserito i nonilfenolo e i nonilfenoli etossilati nella prima lista di sostanze chimiche verso cui è necessaria un'azione prioritaria per il raggiungimento di quest'obiettivo (OSPAR 1998). Da allora, l'NP è classificato come “sostanza pericolosa prioritaria” ai sensi della Direttiva quadro della Unione Europea in materia di acque, che prevede che gli stati membri adottino provvedimenti per la cessazione del rilascio in acqua di tali sostanze entro 20 anni (UE 2001).

---

<sup>1</sup> La Convenzione OSPAR relativa alla protezione dell'ambiente marino del Nord Est Atlantico siglata dalla Conferenza Ministeriale delle Commissioni di Oslo e Parigi nel 1992 ed entrata in vigore nel 1998. Fra le sostanze tossiche identificate troviamo paraffine clorurate a catena corta, composti organici dello stagno, ftalati quali DBP e DEHP, alchilfenoli, ritardanti di fiamma bromurati.

Rimane all'esame la decisione se classificare l'ottilfenolo e i composti etossilati (OP/OPE) come sostanze prioritarie ai sensi della Direttiva.

Tuttavia, i rischi ambientali ampiamente riconosciuti degli AP/APE hanno già condotto ad alcune limitazioni del loro uso. Va menzionata, in particolare, nel contesto europeo, la Raccomandazione approvata dalla Commissione di Parigi (oggi facente parte della Commissione OSPAR) nel 1992, in cui si richiedeva l'eliminazione graduale di queste sostanze dai detergenti ad uso domestico entro il 1995 e dai detergenti industriali entro l'anno 2000 (PARCOM 1992). Tuttavia, non è chiaro se tale provvedimento sia stato efficace.

Come menzionato, la valutazione dei rischi condotta sulla base del sistema UE ha concluso che, per quanto riguarda l'NP, è necessario ridurre ulteriormente i pericoli in alcuni settori, anche se le proposte per le limitazioni sulla commercializzazione e sull'impiego dell'NP e dei suoi derivati rimangono ancora all'esame. Nello stesso tempo, pochissime informazioni sono disponibili sull'uso attuale degli alchilfenoli e dei loro derivati nei prodotti di consumo e, di conseguenza, sulla esposizione diretta dell'uomo a tali composti.

- Adeoya-Osiguwa, S.A., Markoulaki, S., Pocock, V., Milligan, S.R. & Fraser, L.R. (2003) 17-beta-estradiol and environmental estrogens significantly effect mammalian sperm function. *Human Reproduction* 18(1): 100-107
- Atienzar, F.A., Billingham, Z. & Depledge, M.H. (2002) 4-n-nonylphenol and 17-betaestradiol may induce common DNA effects in developing barnacle larvae. *Environmental Pollution* 120(3) 735-738
- Butte, W. & Heinzow, B. (2002) Pollutants in house dust as indicators of indoor contamination. *Reviews in Environmental Contamination and Toxicology* 175: 1-46
- Chitra, K.C., Latchoumycandane, C. & Mathur, P.P. (2002) Effect of nonylphenol on the antioxidant system in epididymal sperm of rats. *Archives of Toxicology* 76(9): 545-551
- CSTEE (2001) EC Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment, Opinion on the results of the Risk Assessment of: 4-NONYLPHENOL (Branched) AND NONYLPHENOL - Report version (Human Health effects) : November 2000. Opinion expressed at the 22nd CSTEE plenary meeting, Brussels, 6/7 March 2001: [http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/sct/ou t91\\_en.html](http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/sct/ou t91_en.html)
- EU (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
- Guenther, K., Heinke, V., Thiele, B., Kleist, E., Prast, H. & Raecker, T. (2002) Endocrine disrupting nonylphenols are ubiquitous in food. *Environmental Science and Technology* 36(8): 1676-1680
- Harreus, U.A., Wallner, B.C., Kastenbauer, E.R. & Kleinsasser, N.H. (2002) Genotoxicity and cytotoxicity of 4-nonylphenol ethoxylate on lymphocytes as assessed by the COMET assay. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 82(6): 395-401
- Jobling, S., Coey, S., Whitmore, J.G., Kime, D.E., van Look, K.J.W., McAllister, B.G., Beresford, N., Henshaw, A.C., Brighty, G., Tyler, C.R. & Sumpter, J.P. (2002) Wild intersex roach (*Rutilus rutilus*) have reduced fertility. *Biology of Reproduction* 67(2): 515-524
- Jobling, S., Reynolds, T., White, R., Parker, M.G. & Sumpter, J.P. (1995) A variety of environmentally persistent chemicals, including some phthalate plasticizers, are weakly estrogenic. *Environmental Health Perspectives* 103(6): 582-587
- Jobling, S., Sheahan, D., Osborne, J.A., Matthiessen, P. & Sumpter, J.P. (1996) Inhibition of testicular growth in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to estrogenic alkylphenolic chemicals. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15(2): 194-202
- OSPAR (1998) OSPAR Strategy with Regard to Hazardous Substances, OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, OSPAR 98/14/1 Annex 34
- OSPAR (2001) Nonylphenol/nonylphenoethoxylates, OSPAR Priority Substances Series, OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, OSPAR Commission, London, ISBN 0-946956-79-0: 18 pp.
- PARCOM (1992) PARCOM Recommendation 92/8 on nonylphenoethoxylates, OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, OSPAR Commission, London: 1 p.

## I ritardanti di fiamma bromurati

Il gruppo dei ritardanti di fiamma a base di bromo comprende diversi composti organobromurati utilizzati per impedire la combustione e/o per ritardare la diffusione delle fiamme in diversi tipi di plastica, prodotti tessili ed altri materiali. Nonostante si segnalino oltre 70 composti bromurati impiegati come ritardanti di fiamma (Lassen et al. 1999), sono tre i gruppi chimici impiegati più comunemente: i difenileteri polibromurati (PBDE), l'esabromociclododecano (HBDC) ed i bisfenoli bromurati (in particolare il tetrabromobisfenolo-A, TBBP-A).

### **Applicazioni**

I ritardanti di fiamma bromurati vengono impiegati in una grande varietà di prodotti industriali e di consumo, inclusi gli elettrodomestici, gli strumenti elettronici, i veicoli, gli impianti d'illuminazione e di cablaggio, i prodotti tessili (inclusi i tappeti ed altri arredi), i materiali da imballaggio e gli isolanti (in particolare il polistirolo) (Lassen et al. 1999). I PBDE e l'HBDC vengono usati come additivi, mentre il TBBP-A, salvo alcuni impieghi, viene più comunemente usato come reagente, data la sua maggiore capacità di legare con i polimeri in cui viene incorporato.

Nell'Unione Europea sono in uso tre tipi di difenileteri polibromurati: il penta-BDE, l'otta-BDE e il deca-BDE (con cinque, otto e dieci atomi di bromo). L'uso stimato di questi additivi a livello europeo è rispettivamente di 210 tonnellate, 450 tonnellate e 7500 tonnellate (OSPAR 2001), laddove il composto con dieci atomi di bromo (noto anche come BDE-209) è di gran lunga il più impiegato, sia in termini quantitativi che per la varietà di usi. Nello stesso anno, l'utilizzo dell'HBDC nell'UE era stimato in 9.200 tonnellate, di cui circa l'85% nei pannelli rigidi di polistirolo, impiegati come materiale isolante (OSPAR 2001). La produzione di TBBP-A è in aumento a livello mondiale: all'interno dell'Unione, le quantità in uso stimate per il 1999 ammontavano a 13.800 tonnellate (BSEF 2000). Un altro gruppo, quello dei difenili polibromurati (PBB), non viene più prodotto in Europa, anche se indubbiamente ne rimangono quantità sostanziali contenute nei prodotti esistenti ed in quelli importati nonché nei rifiuti prodotti.

### **Distribuzione nell'ambiente**

Gran parte dei ritardanti di fiamma bromurati sono composti chimici persistenti nell'ambiente e biodisponibili (in particolare il penta-BDE è altamente bioaccumulante), nel senso che si ritrovano nei tessuti degli animali e dell'uomo. Infatti, la loro produzione ha portato ad una ampia ed, in alcuni casi, crescente diffusione nell'ambiente.

Anche se le prime indicazioni della loro presenza nella fauna risalgono ai primi anni '80, la natura diffusa della contaminazione da difenileteri polibromurati è stata riconosciuta solo agli inizi degli anni '90 (Sellström et al. 1993, Jansson et al. 1993). Da allora, i PBDE sono stati rilevati in quasi tutti i comparti ambientali, inclusi i sedimenti (Allchin et al. 1999), nei pesci d'acqua dolce e marini (Asplund et al. 1999 a, b) e persino nelle balene degli oceani profondi e dell'Artico (de Boer et al. 1998,

Stern e Ikonomou 2000). Per quanto riguarda gli altri ritardanti di fiamma bromurati in uso comune, i dati a disposizione sono piuttosto esigui, in parte a causa di difficoltà analitiche. Studi recenti hanno comunque suggerito che la contaminazione da HBCD potrebbe essere anch'essa un fenomeno diffuso (Allchin e Morris 2002).

Ricerche condotte in Svezia, Spagna, Finlandia e Nord America hanno mostrato che i difenileteri polibromurati sono comuni inquinanti negli esseri umani (Linstrom et al. 1997, Meneses et al. 1999, Strandman et al. 1999, She et al. 2000). Negli ultimi vent'anni, è stato rilevato un aumento delle concentrazioni di PBDE nel latte materno e nel sangue umano (Meironyte et al. 1999, Thomsen et al. 2002) e ci sono evidenze di una tendenza all'incremento anche per il tetrabromobisfenolo-A. Per quanto riguarda il deca-BDE, il fatto che sia stato riscontrato nel siero umano dimostra la sua biodisponibilità, nonostante le molecole di grandi dimensioni di questo composto.

Sebbene la fonte primaria d'esposizione sia probabilmente l'alimentazione (in particolare per i PBDE con maggiore tendenza alla bioaccumulazione) è probabile che anche altre fonti risultino significative, come il contatto diretto con i prodotti trattati con ritardanti di fiamma. La presenza di PBDE, HBCD e TBBP-A è stata rilevata nell'aria negli ambienti chiusi e/o nella polvere nei luoghi di lavoro (Sjödin et al. 2001, Jakobsson et al. 2002) ed, entro certi limiti, è possibile riscontrare una correlazione fra le concentrazioni nel sangue di queste sostanze ed il contatto con i computer all'interno dell'ufficio (Hagmar 2000). In un precedente studio di Greenpeace, sui livelli di contaminanti rilevati nelle polveri di edifici del Parlamento in vari paesi europei, è stata documentata la presenza di PBDE, HBCD e TBBP-A, dove le concentrazioni più alte erano generalmente quelle di deca-BDE e HBCD (fino a numerose parti per milione, Leonards et al. 2001).

### ***Pericolosità***

Come notato in precedenza, i ritardanti di fiamma bromurati sono composti chimici generalmente persistenti, tutti sono biodisponibili mentre alcuni sono altamente bioaccumulativi. Nonostante si stia gradualmente facendo luce sulla loro tossicità, ad oggi non esistono studi esaurienti sul loro impatto a lungo termine e a concentrazioni basse.

Anche se la loro tossicità acuta è considerata bassa, è stato dimostrato che l'esposizione cronica (particolarmente in utero) interferisce con lo sviluppo del cervello e dello scheletro nei ratti (Eriksson et al. 1999), il che a sua volta potrebbe causare danni permanenti al sistema neurologico (Eriksson et al. 2001). Alcuni metaboliti comuni dei PBDE, nonché del TBBP-A, sono ritenuti in grado di interferire con il legame degli ormoni della tiroide (Meerts et al. 1998, 2001), aumentando il potenziale degli effetti sulla crescita e sullo sviluppo. Helleday et al. (1999) riferiscono di effetti genotossici dei PBDE e dell'HBCD nei mammiferi.

Indipendentemente dalla forma chimica del ritardante di fiamma bromurato usato, l'incenerimento dei rifiuti contenenti questi composti contribuisce alla formazione di diossine e furani bromurati, che manifestano livelli di tossicità simili a quelli dei loro equivalenti clorurati (IPCS 1998).

## **Controlli esistenti**

I rischi per l'ambiente e per la salute umana dei ritardanti di fiamma a base di bromo sono riconosciuti da qualche tempo. Nel 1998, la riunione ministeriale dell'OSPAR ha approvato l'obiettivo di fermare gli scarichi, le emissioni e le fuoriuscite di tutte le sostanze pericolose nell'ambiente marino entro il 2020 (cioè, "nell'arco di una generazione") ed ha inserito il gruppo dei ritardanti di fiamma bromurati nella prima lista di sostanze chimiche verso cui è necessaria un'azione prioritaria per il raggiungimento di quest'obiettivo (OSPAR 1998). In seguito l'OSPAR ha preso in esame le opportunità d'azione verso i PBDE e gli HBCD, ma rimane in attesa dei risultati sulle valutazioni prima di sviluppare provvedimenti specifici all'interno dell'Unione Europea (OSPAR 2001). Le indagini OSPAR sul TBBP-A sono tuttora in corso.

Come parte del Programma europeo sulle sostanze chimiche, sono state completate le valutazioni di rischio per quanto riguarda due dei tre difenileteri polibromurati più comuni, i composti con cinque e otto atomi di bromo (vedi EC 2001), e sono stati approvati divieti a livello europeo sulla commercializzazione e sull'uso di entrambi i composti (UE 2003). Anche se sussistono lacune sostanziali nei dati disponibili, che dovranno essere colmate prima di poter completare la valutazione per il deca-BDE, gli stati europei hanno tuttavia concordato la necessità di adottare e sviluppare provvedimenti che riducano i rischi dovuti a queste sostanze (EC 2002 a).

Già prima delle conclusioni del processo di valutazione dei rischi, l'eliminazione graduale dei PBDE dagli apparecchi elettrici ed elettronici entro il 2006 era già stata approvata in base alla Direttiva sui rifiuti di apparecchiature elettriche ed elettroniche/Limitazione dell'uso di sostanze pericolose (WEEE/ROHS) (CE 2002b), entrata in vigore quest'anno. La presenza d'apparecchiature vecchie, tuttavia, costituirà un problema in fase di smaltimento dei rifiuti, per un lungo periodo a venire.

Dato il suo alto tasso di persistenza e la sua tendenza alla bioaccumulazione, è stata proposta la classificazione del penta-BDE come "sostanza pericolosa prioritaria", ai sensi della Direttiva quadro in materia di acque (UE 2001), anche se la proposta rimane tuttora all'esame. Nello stesso tempo, date le riconosciute proprietà del penta-BDE simili a quelle dei POP (inquinanti organici persistenti), è stato preso in considerazione l'ipotesi (Peltola e Yla-Mononen 2001) di includere questo composto nella lista dei POP, che sono soggetti alla Convenzione di Stoccolma del 2001, sviluppata sotto gli auspici dell'UNEP (REF).

A livello nazionale, la Svezia propone da molti anni l'eliminazione graduale dei ritardanti di fiamma bromurati da tutte le applicazioni (KEMI 1999), mentre il governo norvegese ha di recente adottato un piano d'azione per affrontare il problema legato a questi composti, che include proposte per il divieto di penta-, otta- e deca-BDE ed il monitoraggio attento di HBCD e TBBP-A (SFT 2003). Tuttavia, anche quando i divieti a livello nazionale e/o regionale saranno entrati in vigore, un notevole ammontare di questi composti sarà ancora presente nei vecchi prodotti in uso e/o nel flusso di rifiuti.



- 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
- Allchin, C.R., Law, R.J. & Morris, S. (1999) Polybrominated diphenylethers in sediments and biota downstream of potential sources in the UK. *Environmental Pollution* 105: 197-207
- 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
- BSEF (2000) An introduction to brominated flame retardants, Bromine Science and Environment Forum, Brussels, July 2000: 29 pp. <http://www.ebfrip.org/download/weeeqa.pdf>
- 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
- EC (2001) European Union Risk Assessment Report, diphenyl ether, pentabromo derivative ether, 1st Priority List, Volume 5, EUR 19730 EN: 293 pp.
- EC (2002a) European Union Risk Assessment Report, bis(pentabromophenyl) ether, 1st Priority List, Volume 17, EUR 20402 EN: 294 pp.
- EC (2002b) European Community Common Position (EC) No 19/2002 of 4 December 2001 adopted by the Council, acting in accordance with the procedure referred to in Article 251 of the Treaty establishing the European Community, with a view to adopting a Directive of the European Parliament and of the Council on the restrictions of the use of certain hazardous substances in electrical and electronic equipment (RoHS). *Official Journal of the European Communities*, 2002 /C 90/E, Vol. 45: 12-18
- 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., Jakobsson, E., Örn, U. & Fredriksson, A. (1999) PBDE, 2,2',4,4',5-pentabromodiphenyl ether, causes permanent neurotoxic effects during a defined period of neonatal brain development. *Organohalogen Compounds* 40: 333-336
- EU (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
- EU (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
- Hagmar, L., Jakobsson, K., Thuresson, K., Rylander, L., Sjödin, A. & Bergman, Å. (2000) Computer technicians are occupationally exposed to polybrominated diphenyl ethers and tetrabromobisphenol A.

Organohalogen Compounds  
47: 202-205

Helleday, T., Tuominen, K.L.,  
Bergman, Å. & Jenssen, D.  
(1999) Brominated flame  
retardants induce transgenic  
recombination in mammalian  
cells. *Mutation Research –  
Genetic Toxicology and  
Environmental Mutagenesis*  
439(2): 137-147

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-pdioxins and  
dibenzofurans,  
Environmental Health  
Criteria, No. 205, International  
Programme on Chemical  
Safety, UNEP/ILO/WHO,  
ISBN 92 4 157205 1: 303 pp.

Jakobsson, K., Thuresson,  
K., Rylander, L., Sjödin, A.,  
Hagmar, L. & Bergman, Å.  
Exposure to polybrominated  
diphenyl ethers and  
tetrabromobisphenol A  
among computer technicians.  
*Chemosphere* 46(5): 709-716

Jansson, B., Andersson, R.,  
Asplund, L., Litzen, K.,  
Nylund, K., Sellström, U.,  
Uvemo, U.-B., Wahlberg, C.,  
Wideqvist, U., Odsjö, T. &  
Olsson, M. (1993)

Chlorinated  
and brominated persistent  
organic compounds in  
biological samples from the  
environment. *Environmental  
Toxicology and Chemistry*  
12(7): 1163-1174

KEMI (1999) Phase-out of  
PBDEs and PBBs: Report on  
a Governmental  
Commission, The Swedish  
National Chemicals  
Inspectorate, 15th March  
1999: 34 pp.

Lassen, C., Lokke, S. &  
Hansen, L.I. (1999)  
Brominated Flame  
Retardants: substance  
flow analysis and substitution  
feasibility study. Danish  
Environmental Protection  
Agency Environmental  
Project No. 494,  
Copenhagen, ISBN 87-7909-  
415-5: 240 pp.

Leonards, P.E.G., Santillo,  
D., Brigden, K., van der  
Ween, I., Hesselingen, J.v.,  
de Boer, J. & Johnston, P.  
(2001) Brominated flame  
retardants in office dust  
samples. 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: 299-302

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 timerelated 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

OSPAR (1998) OSPAR  
Strategy with Regard  
to Hazardous Substances,  
OSPAR Convention for the  
Protection of the Marine  
Environment of the North-  
East Atlantic, OSPAR  
98/14/1 Annex 34

OSPAR (2001) Certain  
Brominated Flame  
Retardants–Polybrominated  
Diphenylethers,  
Polybrominated Biphenyls,  
Hexabromocyclododecane,  
OSPAR Priority Substances  
Series, OSPAR Convention  
for the Protection of the  
Marine Environment of

the North-East Atlantic,  
OSPAR Commission,  
London: 25pp.

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

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

SFT (2003) Norwegian  
Pollution Control Authority  
Press Release,

<http://www.sft.no/english/news/dbafile8520.html>.

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  
Sjodin, A., Carlsson, H.,  
Thuresson, K., Sjolín, 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

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

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

UNEP (2001) United  
Nations Environment  
Programme, Final Act of the  
Conference of  
Plenipotentiaries on the  
Stockholm Convention on  
Persistent Organic  
Pollutants,  
NEP/POPS/CONF/4, 5 June  
2001: 44 pp.

## I composti organostannici

Gli organostannici sono composti organici che contengono almeno un legame fra carbonio e stagno. Di questi composti, quello di gran lunga più noto è il tributilstagno (TBT), impiegato su vasta scala nelle vernici antivegetative usate per le navi e le barche, che ha determinato però vari cambiamenti nello sviluppo sessuale delle lumache marine. Tuttavia, altri composti organostannici sono in uso comune, in particolare il monobutilstagno e il dibutilstagno (MBT, DBT), l'ottilstagno (MOT, DOT) e il trifenilstagno (TPT).

### **Applicazioni**

Come menzionato, il TBT viene utilizzato da vari anni come agente antivegetativo nelle vernici marine. Il suo uso per le barche di piccole dimensioni (<25m) è vietato in molti paesi da oltre 10 anni, a causa del suo impatto devastante sulle popolazioni di ostriche e di altri molluschi marini (Santillo et al. 2001 a). L'impiego di questo composto è tuttora permesso per le grandi imbarcazioni, nonostante sia prevista una sua graduale eliminazione (vedi sotto).

Anche se gran parte del tributilstagno viene utilizzato nelle vernici antivegetative, questo composto viene anche incluso come agente antimicotico in alcuni prodotti di consumo, inclusi tappeti, materiali tessili e pavimentazioni in PVC (Allsopp et al. 2000, 2001). Tuttavia, i composti di questo tipo più frequentemente impiegati nei prodotti di consumo sono il monobutilstagno ed il dibutilstagno, utilizzati come stabilizzatori termici nei prodotti in PVC rigido (tubi, pannelli) e soffice (tappezzerie, arredi, pavimentazioni, giocattoli) ed in alcuni rivestimenti per il vetro (Matthews 1996). Il PVC è responsabile per circa i due terzi del consumo globale di questi composti (Sadiki e Williams 1999) che possono costituire fino al 2% in peso del prodotto finito. Il mono- e il di-ottilstagno (MOT, DOT) sono anch'essi utilizzati come stabilizzanti nel PVC, principalmente in applicazioni dove è previsto il contatto con gli alimenti. Kawamura et al. (2000) hanno rilevato livelli fino al g/kg di MOT nei contenitori in PVC. Secondo fonti industriali ([www.ortepa.org](http://www.ortepa.org)), nel 1995 in Europa sono state utilizzate circa 15.000 tonnellate di composti organostannici in applicazioni in PVC.

### **Distribuzione nell'ambiente**

La maggior parte degli studi condotti sulla distribuzione ambientale dei composti organostannici riguarda principalmente la diffusione nell'ambiente marino del TBT e dei suoi prodotti di degradazione (incluso il DBT). L'uso a livello globale di vernici antivegetative ha portato, infatti, alla contaminazione su scala mondiale di questi prodotti. La persistenza relativa dei butilstagni, unita alla loro affinità con i tessuti biologici, ha portato alla loro presenza nei pesci, nelle foche, nelle balene e nei delfini in tutte le maggiori zone marine (Iwata et al. 1995, Kannan et al. 1996, Ariese et al. 1998).

Molti meno dati sono disponibili rispetto alla distribuzione degli organostannici in altri comparti ambientali. In uno dei pochi studi condotti al riguardo, Takahashi et al.

(1999) segnalavano la presenza di residui di butilstagno nel fegato delle scimmie e di altri mammiferi in Giappone, nonché in quello umano, e suggerivano che l'uso di tali composti nei prodotti di consumo potrebbe costituire una via d'esposizione importante. E' stata già evidenziata la presenza di composti organostannici in una vasta gamma di prodotti in commercio (materiali da costruzione e di consumo), particolarmente in quelli in PVC. Inoltre, è riconosciuto da tempo che i composti utilizzati come stabilizzanti del butilstagno possono migrare all'esterno dei prodotti in cui sono presenti durante il normale uso (Sadiki e Williams 1999).

Uno studio recente condotto in Germania ha sollevato preoccupazioni riguardo alla presenza di livelli comparativamente alti di tributilstagno ed altri composti organostannici nelle pavimentazioni in PVC (Oeko-Test 2000). I dati di Allsopp et al. (2000, 2001), relativi a prodotti in vendita nel Regno Unito, come tappeti e pavimenti in PVC, confermano che questi composti sono tuttora presenti nei beni in commercio, a volte in concentrazioni molto elevate (fino a 0,57 g/kg di DBT in PVC; 0,047 g/kg di TBT nelle fibre di tappeto trattate). Questi impieghi indubbiamente contribuiscono alla diffusione di composti organostannici nella polvere negli ambienti chiusi (vedi ad es. Santillo et al. 2001b).

### ***Pericolosità***

E' noto che gli organostannici sono tossici a livelli relativamente bassi d'esposizione non solo per gli organismi invertebrati marini, ma anche per i mammiferi. Negli invertebrati marini, il TBT risulta generalmente più tossico del DBT, a sua volta più pericoloso dell'MBT (Cima et al. 1996). Sono stati osservati però casi in cui il DBT è risultato più tossico del TBT, come in alcuni sistemi enzimatici (Bouchard et al. 1999, Al-Ghais et al. 2000). Nei pesci, dove colpisce principalmente il sistema immunitario, il DBT risulta spesso una tossina più potente del TBT (O'Halloran et al. 1998).

E' stata dimostrata la tossicità degli organostannici per il sistema immunitario e per lo sviluppo dei mammiferi (Kergosien e Rice 1998), laddove di nuovo il dibutilstagno risulta spesso più dannoso del tributilstagno (Ema et al. 1995, De Santiago e Aguilar-Santelises 1999). Il DBT è inoltre tossico per le cellule cerebrali dei mammiferi (Eskes et al. 1999). Ema et al. (1996 1997) hanno dimostrato l'importanza che ha il tempo di esposizione al DBT nella induzione di difetti negli embrioni di ratto in via di sviluppo. In un altro studio recente sono stati descritti effetti tossici sullo sviluppo dei testicoli nei topi (Kumasaka et al. 2002).

Belfroid et al. (2000) hanno preso in considerazione l'esposizione umana agli organostannici attraverso il consumo di frutti di mare. Mentre questi ultimi rimangono probabilmente la fonte primaria di esposizione per molti consumatori, il contatto con i prodotti in commercio che li contengono, o con le polveri domestiche, potrebbe anch'esso costituire una fonte rilevante.

### ***Controlli esistenti***

Fino ad oggi, i controlli normativi su questa classe di composti si sono concentrati principalmente sulla presenza di tributilstagno nelle vernici antivegetative. Dopo l'attuazione di una serie di divieti nazionali in Francia e nel Regno Unito sull'impiego

per piccole imbarcazioni, nel 1991 ha fatto seguito un divieto a livello europeo sull'uso per le imbarcazioni di lunghezza inferiore ai 25 m (Evans 2000). Più di recente, l'Organizzazione Marittima Internazionale (IMO) ha approvato l'eliminazione graduale a livello mondiale di tutte le applicazioni del TBT (a partire dal gennaio 2003) e del suo impiego sulle navi (a partire dal 2008) ai sensi della Convenzione Internazionale IMO sul controllo dei sistemi antivegetativi pericolosi (vedi [www.imo.org](http://www.imo.org)). Il primo di questi obiettivi è stato recentemente recepito nella legislazione europea (UE 2002a).

Nonostante che il TBT sia classificato, ai sensi della Direttiva UE sull'etichettatura, come "nocivo a contatto con la pelle, tossico per ingestione, irritante per gli occhi e per la pelle", e come un composto che presenta pericolo di "gravi danni per la salute in caso d'esposizione prolungata per inalazione o ingestione", il tributilstagno continua a venire usato come additivo in alcuni prodotti di consumo, così come continua l'impiego di altri butilstannici e ottilstannici.

Nel 2001, la Germania ha notificato alla Commissione Europea l'intenzione di introdurre controlli più severi relativi agli organostannici, incluso il loro impiego nei prodotti di consumo. Tuttavia, questa proposta di monitoraggio è stata rifiutata dalla Commissione in quanto ritenuta "inammissibile" (CE 2002).

Nel 1998, la riunione ministeriale dell'OSPAR ha approvato l'obiettivo di fermare gli scarichi, le emissioni e le fuoriuscite di tutte le sostanze pericolose nell'ambiente marino entro il 2020 (cioè, "nell'arco di una generazione") ed ha inserito i composti organostannici nella prima lista di sostanze chimiche verso cui è necessaria un'azione prioritaria per il raggiungimento di quest'obiettivo (OSPAR 1998). Inizialmente, la sfera di azione dell'OSPAR è stata focalizzata al raggiungimento degli obiettivi prefissati dalla Convenzione IMO, relativa ai sistemi antivegetativi pericolosi (OSPAR 2000). Nel 2001 OSPAR ha iniziato a prendere in considerazione una serie d'azioni da intraprendere nei confronti di altri composti organostannici, incluso l'uso diffuso di stabilizzanti butilstannici, anche se ad oggi non sono ancora stati proposti alcuni provvedimenti.



- Al-Ghais, S.M. & Ahmad, A.B. (2000) Differential inhibition of xenobioticmetabolizing carboxylesterases by organotins in marine fish. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 46(3): 258-264
- Allsopp, A., Santillo, D. & Johnston, P. (2001) Hazardous chemicals in carpets. Greenpeace Research Laboratories Technical Note 01/2001, January 2001: 14 pp. [published under cover title "Poison Underfoot: Hazardous Chemicals in PVC Flooring and Hazardous Chemicals in Carpets, ISBN 90-73361-68-0]
- Allsopp, M., Santillo, D. & Johnston, P. (2000). Hazardous chemicals in PVC flooring. Greenpeace Research Laboratories Technical Note 14/00, November 2000: 10 pp. [published under cover title "Poison Underfoot: Hazardous Chemicals in PVC Flooring and Hazardous Chemicals in Carpets, ISBN 90-73361-68-0]
- Ariese, F., van Hattum, B., Hopman, G., Boon, J. & ten Hallers-Tjabbes, C. (1998) Butyltin and phenyltin compounds in liver and blubber samples of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) stranded in the Netherlands and Denmark. Institute for Environmental Studies, Vrije Universiteit, Amsterdam, Report W98-04, March 1998
- Belfroid, A.C., Purperhart, M. & Ariese, F. (2000) Organotin levels in seafood. *Marine Pollution Bulletin* 40(3): 226-232
- Bouchard, N., Pelletier, E. & Fournier, M. (1999) Effects of butyltin compounds on phagocytic activity of hemocytes from three marine bivalves. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18(3): 519-522
- Cima, F., Ballarin, L., Bressa, G., Martinucci, G. & Burighel, P. (1996) Toxicity of organotin compounds on embryos of a marine invertebrate (*Styela plicata*; Tunicata). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 35(2): 174-182
- de Santiago, A. & Aguilar-Santelises, M. (1999) Organotin compounds decrease *in vitro* survival, proliferation and differentiation of normal human B lymphocytes. *Human and Experimental Toxicology* 18(10): 619-624
- EC (2002) Commission Decision 2001/570/EC of 13 July 2001 on draft national provisions notified by the Federal Republic of Germany on limitations on the marketing and use of organostannic compounds. *Official Journal L* 202, 27/07/2001: 37-45
- Ema, M., Harazono, A., Miyawakai, E. & Ogawa, Y. (1997) Effect of the day of administration on the developmental toxicity of tributyltin chloride in rats. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 33(1): 90-96
- Ema, M., Iwase, T., Iwase, Y., Ohyama, N. & Ogawa, Y. (1996) Change of embryotoxic susceptibility to di-n-butyltin chloride in cultured rat embryos. *Archives of Toxicology* 70(11): 742-748
- Ema, M., Kurosaka, R., Amano, H. & Ogawa, Y. (1995) Comparative developmental toxicity of butyltin trichloride, dibutyltin dichloride and tributyltin chloride in rats. *Journal of Applied Toxicology* 15(4): 297-302
- Eskes, C., Honegger, P., Jones-Lepp, T., Varner, K., Matthieu, J.M. & Monnet-Tschudi, F. (1999) Neurotoxicity of dibutyltin in aggregating brain cell cultures. *Toxicology In Vitro* 13(4-5): 555-560
- EU (2002a) Commission Directive 2002/62/EC of 9th July 2002 adapting to technical progress for the ninth time Annex 1 to Council Directive 76/769/EEC on the approximations of the laws, regulations and administrative provisions of the member States relating to restrictions on the marketing and use of certain dangerous substances and preparations (organostannic compounds). *Official Journal L* 183, 12.7.2002: 58-59
- EU (2002b) Commission Decision 2002/371/EC of 15 May 2002 establishing the ecological criteria for the award of the Community eco-label to textile products and amending Decision 1999/178/EC. *Official Journal L* 133, 18/05/2002: 29-41

- Evans, S.M. (2000) Marine antifoulants. In: C. Sheppard [Ed.], *Seas at the Millenium: An Environmental valuation, Volume III: Global Issues and Processes*, Elsevier Science Ltd, Oxford, ISBN: 0-08-043207-7, Chapter 124: 247-256
- Iwata, H., Tanabe, S., Mizuno, T. and Tatsukawa, R. (1995) High accumulation of toxic butyltins in marine mammals from Japanese coastal waters. *nvironmental Science and Technology* 29: 2959-2962
- Kannan, K., Corsolini, S., Focardi, S., Tanabe, S. & Tatsukawa, R. (1996) Accumulation pattern of butyltin compounds in dolphin, tuna and shark collected from Italian coastal waters. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 31: 19-23
- Kawamura, Y., Machara, T., Suzuki, T. & Yamada, T. (2000) Determination of organotin compounds in kitchen utensils, food packages and toys by gas chromatography/atomic emission detection method. *Journal of the Food Hygienic Society of Japan* 41(4): 246-253
- Kergosien D.H. and Rice C.D. (1998). Macrophage secretory function is enhanced by low doses of tributyltin-oxide (TBTO), but not tributyltin-chloride (TBTCI). *Arc. Environ. Contam. Toxicol.* 34: 223-228
- Kumasaka, K., Miyazawa, M., Fujimaka, T., Tao, H., Ramaswamy, B.R., Nakazawa, H., Makino, T. & Satoh, S. (2002) Toxicity of the tributyltin compound on the testis in premature mice. *Journal of Reproduction and Development* 48(6): 591-597
- Matthews, G. (1996) *PVC: Production, Properties and Uses*. The Institute of Materials, London: 379 pp.
- O'Halloran, K., Ahokas, J.T. & Wright, P.F.A. (1998) Response of fish immune cells to *in vitro* organotin exposures. *Aquatic Toxicology* 40(2-3): 141-156
- Oeko-Test (2000). *Sondermüll im Haus. öko-test magazine* 5/2000: 74-79
- OSPAR (1998) *OSPAR Strategy with Regard to Hazardous Substances, OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, OSPAR 98/14/1 Annex 34*
- OSPAR (2000) *OSPAR Background Document on Organic Tin Compounds, OSPAR Priority Substances Series, OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, OSPAR Commission, London, ISBN 0- 946956-56-1: 16pp.*
- Sadiki A-I. and Williams D.T. (1999). A study on organotin levels in Canadian drinking water distributed through PVC pipes. *Chemosphere* 38 (7): 1541-1548
- Santillo, D., Johnston, P. & Langston, W.J. (2001a) Tributyltin (TBT) antifoulants: a tale of ships, snails and imposex. Chapter 13 in: P. Harremoës, D. Gee, M. MacGarvin, A. Stirling, J. Keys, B. Wynne, S.G. Vaz [eds], *Late Lessons from Early Warnings: the precautionary principle 1896-2000*, European Environment Agency Environmental Issue Report No 22, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, ISBN 92-9167-323-4: 135-148
- Santillo, D., Johnston, P. & Brigden, K. (2001b) The presence of brominated flame retardants and organotin compounds in dusts collected from Parliament buildings from eight countries. *Greenpeace Research Laboratories Technical Note 03/2001, March 2001: 24 pp.*
- Takahashi, S., Mukai, H., Tanabe, S., Sakayama, K., Miyazaki, T. & Masuno, H. (1999) Butyltin residues in livers of humans and wild terrestrial mammals and in plastic products. *Environmental Pollution* 106: 213-218



## **Gli ftalati (esteri ftalici)**

Gli ftalati sono esteri non alogenati derivati dell'acido ftalico che sono utilizzati in una varietà d'applicazioni industriali e nei prodotti di consumo. Alcuni di questi sono commercializzati come prodotti chimici discreti (es. il noto ftalato di bis(2-etilesile) o DEHP), mentre altri sono miscele isomeriche complesse che consistono di vari singoli composti di struttura chimica simile (es. di-isononilftalato, DINP, e di-isodecilftalato, DIDP). Dato il grande impiego, gli ftalati sono oggi fra le sostanze chimiche prodotte dall'uomo quelle più diffuse nell'ambiente.

### ***Applicazioni***

Gli ftalati sono utilizzati, in funzione della loro struttura chimica, in una vasta gamma di applicazioni, anche se l'uso di gran lunga più diffuso è come plastificanti (ammorbidenti) nelle plastiche flessibili, in particolare nel PVC. In Europa sono prodotti in grandissima quantità, circa un milione di tonnellate l'anno, ad uso quasi esclusivamente interno all'Unione. Ad esempio, si stima che i volumi di produzione di queste sostanze alla metà degli anni '90 fossero di 595.000 tonnellate di DEHP, 185.000 tonnellate di DINP e circa 200.000 tonnellate di DIDP (CSTEE 2001 a, b, 2002).

Oltre il 90% delle applicazioni di questi tre ftalati sono relative al loro uso nei prodotti in PVC, come giocattoli, pavimentazioni ed altri materiali da costruzione/arredo, tappezzeria delle automobili, cablaggi ed attrezzature mediche (vedi, ad es. <http://www.ecpi.org/plasticisers/index.html>). Gli ftalati si trovano anche in applicazioni minori come componenti di inchiostri, colle, vernici, sigillanti e rivestimenti. Il di-butilftalato (DBP) ed il dietilftalato (DEP) sono anche impiegati come solventi e fissativi nei profumi e come ingredienti in altri cosmetici (Koo et al. 2002).

### ***Distribuzione nell'ambiente***

L'utilizzo di ftalati, in particolare come plastificanti nel PVC, determina un impatto sull'ambiente durante l'intero ciclo di vita dei prodotti in cui essi si trovano, dalla produzione al loro smaltimento finale (per un ammontare di migliaia di tonnellate l'anno in tutta l'UE, CSTEE 2001 a). Di conseguenza, è riconosciuto da tempo che sono fra gli inquinanti sintetizzati quelli più abbondanti e diffusi (Mayer et al. 1972) a cui l'uomo è quindi sottoposto ad una esposizione continua.

Anche se subiscono un certo grado di degradazione, gli ftalati sono considerati relativamente persistenti, in particolare nel suolo e nei sedimenti. Hanno inoltre la capacità di accumularsi nei tessuti biologici, anche se indubbiamente la continua esposizione a queste sostanze contribuisce anch'essa ai livelli riscontrati nei tessuti. Le valutazioni di rischio svolte in base al sistema UE hanno documentato la presenza diffusa di ftalati in tutti i comparti ambientali (es. vedi CSTEE 2001c, d) e numerosi studi recenti hanno rilevato la presenza di questi composti e dei loro metaboliti primari nel corpo umano (Colon et al. 2000, Blount et al. 2000).

Dato il loro uso diffuso nei materiali da costruzione e nei prodotti ad uso domestico, gli ftalati sono inquinanti comuni nell'aria all'interno degli edifici (Otake et al. 2001, Wilson et al. 2001). Sono inoltre stati rilevati quali componenti sostanziali della polvere domestica, in alcuni casi in proporzioni fino ad una parte per mille (1g/kg) della massa di polvere sottoposta ad analisi (Butte e Heinzow 2002).

### **Pericolosità**

Come menzionato in precedenza, gli ftalati sono relativamente persistenti nell'ambiente e possono essere bioaccumulabili. Preoccupazioni sostanziali sussistono anche riguardo alla loro tossicità per l'ambiente naturale e per l'uomo, anche se i meccanismi esatti ed i livelli di tossicità variano da un composto all'altro. In molti casi, sono i metaboliti degli ftalati ad essere responsabili di livelli più elevati di tossicità (es. Dalgaard et al. 2001).

Le valutazioni di rischio condotte dall'Unione Europea per DEHP, DINP e DIDP hanno concluso che questi composti non presentavano rischi significativi per gli organismi acquatici o terrestri. Tuttavia, la Commissione Scientifica UE su tossicità, ecotossicità e ambiente (CSTEE 2001c, d) ha espresso il suo dissenso sulla valutazione dei rischi per l'ambiente terrestre, sottolineando la mancanza di prove sufficienti a giustificare una tale conclusione. Inoltre la Commissione ha sollevato forte preoccupazione per quanto riguarda l'avvelenamento secondario, vale a dire l'accumulo di ftalati lungo la catena alimentare.

Per quanto riguarda gli effetti sull'uomo, anche se la fonte di esposizione principale è attraverso l'assunzione di cibi contaminati, quella dovuta ai prodotti di consumo e/o apparecchiature mediche è probabilmente significativa. L'esempio forse più noto riguarda l'esposizione dei bambini agli ftalati contenuti negli anelli da dentizione in PVC morbido (vedi es. Stringer et al. 2000), oggi soggetti a controlli d'emergenza all'interno dell'Europa (vedi sotto).

Il DEHP, che rimane tuttora lo ftalato più utilizzato in Europa, è una nota tossina per il sistema riproduttivo, interferendo con lo sviluppo dei testicoli nei mammiferi ed è, infatti, classificato come un composto "tossico per la riproduzione" nell'Unione Europea. Da oltre 50 anni è riconosciuta la sua tossicità sullo sviluppo del sistema riproduttivo maschile (Park et al. 2002), in particolare riguardo il MEHP, composto che si forma nel corpo come metabolita del DEHP, che sembra avere un impatto sullo sviluppo, sul metabolismo ormonali, sulle funzioni epatiche e su quelle immunitarie (Dalgaard et al. 2001, Wong e Gill 2002). Studi recenti hanno riconfermato la tossicità per il sistema riproduttivo di altri ftalati in uso comune, inclusi il butilbenzilftalato (BBP) e il dibutilftalato (DBP) (Ema e Miyawaki 2002, Mylchreest et al. 2002). Come per il DEHP, il DBP viene classificato in Europa come "tossico per la riproduzione".

L'impatto sulla riproduzione dovuta ad altri ftalati ad uso comune, come il DINP e il DIDP, è generalmente considerato meno rilevanti rispetto a quelli finora considerati, anche se Gray et al. (2000) hanno documentato esempi di sviluppo sessuale anomalo nei ratti esposti al DINP. Alcuni anni prima, Harris et al. (1997) avevano

rilevato la scarsa estrogenicità di vari ftalati, incluso il DINP. Altri fattori preoccupanti relativi al DINP e al DIDP concernono principalmente gli effetti tossici sul fegato e sui reni. Indagini recenti suggeriscono possibili effetti del DEP, ftalato usato nei cosmetici e nei profumi, sullo sviluppo dello sperma nell'uomo, nonostante questo composto sia stato considerato fino ad oggi poco significativo dal punto di vista tossicologico (Duty et al. 2003). Per quanto riguarda gli ambienti domestici, sono state documentate correlazioni fra l'incidenza delle ostruzioni bronchiali (asma) nei bambini e la presenza di materiali contenenti ftalati (Oie et al. 1997).

### ***Controlli esistenti***

Oggi esistono pochi controlli sull'uso e sulla commercializzazione degli ftalati, nonostante la loro tossicità, le quantità utilizzate e la tendenza a lisciviare dai beni di consumo durante il loro ciclo di vita. Fra i controlli esistenti, probabilmente il più noto è il divieto d'emergenza sull'uso di sei ftalati negli anelli da dentizione, applicato all'interno dell'UE (approvato la prima volta nel 1999 e rinnovato di recente per la tredicesima volta, UE 2003). Nonostante l'importanza di questo divieto, esistono ulteriori fonti di esposizioni che non sono ancora considerate, per esempio altri giocattoli e prodotti in commercio, nonché attrezzature mediche in PVC.

In seguito alle conclusioni sulla valutazione di rischio per il DEHP, sono state presentate alcune proposte per un divieto relativo all'uso di questo composto in attrezzature mediche ed in altre applicazioni, anche se rimangono tuttora all'esame al livello europeo. Non sono state ancora presentate proposte formali relative agli altri ftalati la cui valutazione è attualmente in corso all'interno dell'Unione.

Nel 1998, la riunione ministeriale dell'OSPAR ha approvato l'obiettivo di fermare gli scarichi, le emissioni e le fuoriuscite di tutte le sostanze pericolose nell'ambiente marino entro il 2020 (cioè, "nell'arco di una generazione") ed ha inserito gli ftalati DBP e DEHP nella prima lista di sostanze chimiche verso cui è necessaria un'azione prioritaria per il raggiungimento di quest'obiettivo (OSPAR 1998). E' stata proposta la classificazione del DEHP come "sostanza pericolosa prioritaria" ai sensi della Direttiva quadro in materia di acque (UE 2001), che prevede l'adozione di provvedimenti in tutta Europa per la cessazione del rilascio in acqua di tali sostanze entro 20 anni (UE 2001).

Blount, B.C., Silva, M.J., Caudill, S.P., Needham, L.L., Pirkle, J.L., Sampson, E.J., Lucier, G.W., Jackson, R.J. & Brock, J.W. (2000) Levels of seven urinary phthalate metabolites in a human reference population. *Environmental Health Perspectives* 108(10): 979-982

Butte, W. & Heinzow, B. (2002) Pollutants in house dust as indicators of indoor contamination. *Reviews in Environmental Contamination and Toxicology* 175: 1-46.

Colon, I., Caro, D., Bourdony, C.J. & Rosario, O. (2000) Identification of phthalate esters in the serum of young Puerto Rican girls with premature breast development. *Environmental Health Perspectives* 108(9): 895-900

CSTEE (2001a) EC Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment, Opinion on the results of the Risk Assessment of: 1,2-Benzenedicarboxylic acid, di-C8-10-branched alkyl esters, C9-rich and di-"isononyl" phthalate – Report version (Human Health Effects): Final report, May 2001. Opinion expressed at the 27th CSTEE plenary meeting, Brussels, 30 October 2001: 7 pp. [http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/sct/out120\\_en.pdf](http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/sct/out120_en.pdf)

CSTEE (2001b) Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment (European Commission), Opinion on the results of the Risk Assessment of: 1,2-

Benzenedicarboxylic acid di-C9-11-branched alkyl esters, C10-rich and di-"isodecyl"phthalate - Report version (Human health effects): Final report, May 2001. Opinion expressed at the 24th CSTEE plenary meeting, Brussels, 12 June 2001, [http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/sct/out103\\_en.html](http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/sct/out103_en.html)

CSTEE (2001c) EC Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment, Opinion on the results of the Risk Assessment of: 1,2-Benzenedicarboxylic acid, di-C8-10-branched alkyl esters, C9-rich and di-"isononyl" phthalate - Report version (Environment): Final report, May 2001. Opinion expressed at the 27th CSTEE plenary meeting, Brussels, 30 October 2001: 5 pp. [http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/sct/out122\\_en.pdf](http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/sct/out122_en.pdf)

CSTEE (2001d) Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment (European Commission), Opinion on the results of the Risk Assessment of: 1,2-Benzenedicarboxylic acid di-C9-11-branched alkyl esters, C10-rich and di-"isodecyl"phthalate - Report version (Environment): Final report, May 2001. Opinion expressed at the 24th CSTEE plenary meeting, Brussels, 12 June 2001, 5 pp. [http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/sct/out121\\_en.pdf](http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/sct/out121_en.pdf)

CSTEE (2002) EC Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the

Environment, Opinion on the results of the Risk Assessment of Bis (2-ethylhexyl) phthalate (DEHP). Report version: Human Health, September 2001. Opinion expressed at the 29th CSTEE plenary meeting, Brussels, 09 January 2002: 8 pp. [http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/sct/out141\\_en.pdf](http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/sct/out141_en.pdf)

Dalgaard, M., Nellemann, C., Lam, H.R., Sorensen, I.K. & Ladefoged, O. (2001) The acute effects of mono(2-ethylhexyl)phthalate (MEHP) on testes of prepubertal Wistar rats. *Toxicology Letters* 122: 69-79

Duty, S.M., Singh, N.P., Silva, M.J., Barr, D.B., Brock, J.W., Ryan, L., Herrick, R.F., Christiani, D.C. & Hauser, R. (2003) The relationship between environmental exposures to phthalates and DNA damage in human sperm using the neutral comet assay. *Environmental Health Perspectives* (in press)

Ema, M. & Miyawaki, E. (2002) Effects on development of the reproductive system in male offspring of rats given butyl benzyl phthalate during late pregnancy. *Reproductive Toxicology* 16: 71-76

EU (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

- EU (2003) Commission Decision 2003/113/EC amending Decision 1999/815/EC concerning measures prohibiting the placing on the market of toys and childcare articles intended to be placed in the mouth by children under three years of age made of soft PVC containing certain phthalates. Official Journal L 46, 20.2.2003: 27-28
- Gray, L.E., Ostby, J., Furr, J., Price, M., Veeramachaneni, D.N.R. & Parks, L. (2000) Perinatal exposure to the phthalates DEHP, BBP and DINP, but not DEP, DMP or DOTP, alters sexual differentiation of the male rat. *Toxicological Sciences* 58(2): 350-365
- Harris C.A., Henttu, P., Parker, M.G. & Sumpter, J.P. (1997) The estrogenic activity of phthalate esters in vitro *Environmental Health Perspectives* 105 (8): 802-811
- Koo J-W, Parham F, Kohn MC, Masten SA, Brock JW, Needham LL, *et al.* 2002. The association between biomarker-based exposure estimates for phthalates and demographic factors in a human reference population. *Environmental Health Perspectives* 110:405-410
- Mayer, F.L., Stalling, D.L. & Johnson, J.L. (1972) Phthalate esters as environmental contaminants. *Nature* 238: 411-413
- Mylchreest, E., Sar, M., Wallace, D.G. & Foster, P.M.D. (2002) Fetal testosterone insufficiency and abnormal proliferation of Leydig cells and gonocytes in rats exposed to di(n-butyl) phthalate. *Reproductive Toxicology* 16: 19-28
- Oie, L., Hersoug, L.G. & Madsen, J.O. (1997) Residential exposure to plasticizers and its possible role in the pathogenesis of asthma. *Environmental Health Perspectives* 105 (9): 972-978
- OSPAR (1998) OSPAR Strategy with Regard to Hazardous Substances, OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, OSPAR 98/14/1 Annex 34
- Otake, T., Yoshinaga, J. & Yanagisawa, Y. (2001) Analysis of organic esters of plasticizer in indoor air by GC-MS and GC/MS. *Environmental Science and Technology* 35(15): 3099-3102
- Park, J.D., Habeebu, S.S.M. & Klaassen, C.D. (2002) Testicular toxicity of di-(2-ethylhexyl)phthalate in young Sprague-Dawley rats. *Toxicology* 171: 105-115
- Stringer, R., Labunska, I, Santillo, D., Johnston, P., Siddorn, J. & Stephenson, A. (2000) Concentrations of phthalate esters and identification of other additives in PVC children's toys. *Environmental Science and Pollution Research* 7(1): 27-36
- Wilson, N.K., Chuang, J.C. & Lyu, C. (2001) Levelsof persistent organic pollutants in several child day care centres. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 11(6): 449-458
- Wong, J.S. & Gill, S.S. (2002) Gene expression changes induced in mouse liver by di(2-ethylhexyl) phthalate. *Toxicology and Applied Pharmacology* 185(3): 180-196

## **Paraffine clorate a catena corta (SCCP)**

Le paraffine clorate a catena corta, o SCCP, sono composti chimici organoclorurati, con una struttura composta da 10 a 13 atomi di carbonio (C10-C13), che sono prodotti tramite la reazione di cloro gassoso con le paraffine (idrocarburi).

### ***Applicazioni***

Le SCCP sono state utilizzate in una grande varietà di applicazioni industriali e di beni di consumo, come composti di oli industriali per il taglio dei metalli, ritardanti di fiamma o altri additivi nella gomma, nelle vernici e nei sigillanti, e come prodotti per il cuoio ed alcuni materiali tessili (OSPAR 2001). In una certa misura, le paraffine clorate sono state utilizzate per sostituire i PCB (bifenili policlorurati), a seguito della loro graduale eliminazione.

Si stima che più del 70% delle 13.200 tonnellate di SCCP utilizzate all'interno dell'UE nel 1994, sono state impiegate nella lavorazione dei metalli. Nel 1998, la quantità totale utilizzata era scesa a sole 4.000 tonnellate, soprattutto grazie al minore utilizzo che si è avuto in questo ambito (OSPAR 2001). Nel 1994 esistevano due impianti di produzione di queste sostanze nell'Unione Europea, Hoechst in Germania e ICI nel Regno Unito. Da allora Hoechst ha interrotto la produzione di paraffine clorate (Koh et al. 2001).

Tuttavia, l'uso di questi composti chimici nelle vernici, nei rivestimenti e nei sigillanti (726 tonnellate), e come ritardanti di fiamma nella gomma (638 tonnellate) è stato ridotto, ma in minor misura. Inoltre, il loro impiego in altri settori non ben specificati è cresciuto da 100 tonnellate nel 1994 a 648 tonnellate nel 1998 (OSPAR 2001). Nello stesso tempo, non si conoscono affatto le quantità di paraffine clorate importate nell'Unione Europea, soprattutto in qualità di additivi nei prodotti, anche se si presume che siano sostanziali. E' inoltre probabile che esista una vasta riserva di SCCP contenuta nei prodotti di consumo esistenti e nel flusso di rifiuti all'interno dell'UE, anche se pochissime informazioni sono disponibili anche a questo riguardo. La recente ricerca condotta in Germania da Koh et al. (2002), in cui è stata rilevata la presenza di SCCP nei sigillanti di porte e finestre negli uffici, è uno dei pochissimi studi attualmente disponibili.

### ***Distribuzione nell'ambiente***

Le paraffine clorate a catena corta sono inquinanti organici persistenti che possiedono un elevato potenziale d'accumulazione nei tessuti biologici. A causa del modo in cui sono prodotte, le SCCP consistono di miscele complesse di singoli composti a catena, di lunghezza e livelli di clorurazione variabile, tali da renderle molto difficile da studiare; infatti i dati disponibili sulla distribuzione e sugli effetti di queste sostanze sono tuttora limitati.

Ciononostante, le SCCP sono state rilevate in vari organismi d'acqua dolce e marini (pesci, foche, balene) e in quelli terrestri (conigli, alci, falchi pescatori), compreso l'uomo (Stern e Tomy 2000). Data la loro persistenza e capacità di essere trasportate dalle correnti d'aria, le paraffine clorurate sono oggi inquinanti ambientali diffusi e sono state rilevate anche in zone remote dell'Artico (Tomy et al. 1999). Studi recenti condotti nel Regno Unito hanno mostrato che questi composti sono inquinanti diffusi nell'aria (Peters et al. 2000), nonostante le precedenti stime utilizzate nelle valutazioni di rischio presumessero concentrazioni "molto ridotte" nell'atmosfera. Non sono state trovate ricerche sui livelli di questi composti nella polvere domestica.

### ***Pericolosità***

Le SCCP sono altamente tossiche per i pesci e per altri organismi acquatici ed, attraverso esperimenti di laboratorio, è stato dimostrato che possono causare danni al fegato, ai reni e alla tiroide nei ratti in seguito ad una esposizione a lungo termine (Farrar 2000). Le informazioni disponibili sull'impatto a basse concentrazioni e ad esposizione prolungata rimangono molto limitate (Fisk et al. 1999). Ciononostante, data la loro riconosciuta pericolosità, le paraffine clorurate a catena corta sono classificate, ai sensi della Direttiva CE sulla classificazione e l'etichettatura, come cancerogeni di "Categoria 3" (possibilità di effetti irreversibili) e come "pericolose per l'ambiente" (altamente tossico per gli organismi acquatici, può provocare a lungo termine effetti negativi per l'ambiente acquatico). La fonte d'esposizione primaria per l'uomo è probabilmente l'alimentazione, anche se la rilevanza d'altre fonti (incluso il contatto con i prodotti, l'inalazione negli ambienti chiusi e il contatto con polveri contaminate) non è mai stata valutata attentamente.

### ***Controlli esistenti***

Data la loro pericolosità per l'ambiente marino e d'acqua dolce, le paraffine clorurate a catena corta sono da tempo riconosciute come sostanze prioritarie che devono essere sottoposte a regolamentazione. Nel 1998, la riunione ministeriale dell'OSPAR ha approvato l'obiettivo di fermare gli scarichi, le emissioni e le fuoriuscite di tutte le sostanze pericolose nell'ambiente marino entro il 2020 (cioè, "nell'arco di una generazione") ed ha inserito le SCCP nella prima lista di sostanze chimiche verso cui è necessaria un'azione prioritaria per il raggiungimento di quest'obiettivo (OSPAR 1998). Più di recente, questi composti sono stati inclusi nella lista di "sostanze pericolose prioritarie" ai sensi della Direttiva quadro UE in materia di acque (UE 2001), che prevede l'adozione di provvedimenti in tutta Europa per fermare l'emissione in acqua di tali sostanze entro 20 anni (UE 2001).

Per quanto riguarda provvedimenti più specifici, nel 1995 la Commissione di Parigi (oggi parte della Commissione OSPAR) ha approvato un divieto relativo alla regione nord-est atlantica sull'uso di paraffine clorurate nei fluidi per la lavorazione dei metalli, come additivi nelle vernici e sigillanti, e come ritardanti di fiamma nella gomma e nella plastica (PARCOM 1995). Tale provvedimento, però, non ha ancora visto pieno attuazione.

Nel frattempo, l'Europa ha completato la valutazione dei rischi per le SCCP (CE 2000) ed ha approvato limitazioni solo per quanto riguarda il loro impiego nella lavorazione dei metalli e del cuoio (UE 2002). Ciò equivale a dire, però, che circa la metà delle applicazioni in cui si trovano questi composti non sono sottoposte ad alcuna regolamentazione nell'Unione Europea, a causa della scarsità di dati in merito alla tossicità sulla fauna presente nei sedimenti e nel terreno, e sull'uomo.

Nel 2003, l'UE prenderà in esame la possibilità di estendere il divieto di commercializzazione ed uso di queste sostanze in altre applicazioni. Tuttavia, il Comitato scientifico dell'Unione Europea sulla tossicità, ecotossicità e ambiente (CSTEE 2002) si è espresso a sfavore d'ulteriori controlli, nonostante i rischi presentati dalle paraffine clorurate a catena corta e l'aumento delle quantità usate nei beni nonché di quelle presenti nei prodotti importati. Sembra evidente che le limitazioni attualmente imposte dall'Unione, non solo non garantiranno il raggiungimento dell'obiettivo stabilito dall'OSPAR di fermare l'emissione di SCCP entro il 2020, ma permetteranno una continua esposizione ambientale e sanitaria alle paraffine clorurate dalla varietà di prodotti in cui sono presenti.



CSTEE (2002) EC Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment, Opinion on "Short-Chain Chlorinated Paraffins (SCCPs)", Follow-up of Directive 2002/45/EC (Opinion expressed at the 35th CSTEE plenary meeting, Brussels, 17 December 2002): 8 pp. [http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/sct/out174\\_en.pdf](http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/sct/out174_en.pdf)

EC (2000) European Union Risk Assessment Report, alkanes, C10-13, chloro, 1st Priority List, Volume 4, EUR 19010 EN: 176 pp.

EU (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

EU (2002) Directive 2002/45/EC of the European Parliament and of the Council of 25 June 2002 amending for the twentieth time Council Directive 76/769/EEC relating to restrictions on the marketing and use of certain dangerous substances and preparations (short-chain chlorinated paraffins), Official Journal L 177, 06/07/2002: 21-22

Farrar, D.G. (2000) Chlorinated paraffins – their toxicology and environmental effects and regulatory implications. *Organohalogen Compounds* 47: 129-130

Fisk, A.T., Tomy, G.T. & Muir, D.C.G. (1999) Toxicity of C-10-, C-11-, C-12- and C-14- polychlorinated alkanes to Japanese medaka (*Oryzias latipes*) embryos. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18(12): 2894-2902

Koh, I.-O., Rotard, W. & Thiemann, W.H.-P. (2002) Analysis of chlorinated paraffins in cutting fluids and sealing materials by carbon skeleton reaction gas chromatography. *Chemosphere* 47: 219-227

OSPAR (1998) OSPAR Strategy with Regard to Hazardous Substances, OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, OSPAR 98/14/1 Annex 34

OSPAR (2001) Short Chain Chlorinated Paraffins, OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, OSPAR Commission, London, ISBN 0-946956-77-4: 16 pp.

PARCOM (1995) PARCOM Decision 95/1 on the Phasing Out of Short Chained Chlorinated Paraffins, OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, OSPAR Commission, London: 3 pp.

Peters, A.J., Tomy, G.T., Jones, K.C., Coleman, P. & Stern, G.A. (2000) Occurrence of C10-C13 polychlorinated *n*-alkanes in the atmosphere of the United Kingdom. *Atmospheric Environment* 34: 3085-3090

Stern, G.A. & Tomy, G. (2000) An overview of the environmental levels and distribution of polychlorinated paraffins. *Organohalogen Compounds* 47: 135-138

Tomy, G.T., Stern, G.A., Lockhart, W.L. & Muir, D.C.G. (1999) Occurrence of C-10-C-13 polychlorinated *n*-alkanes in Canadian mid-latitude and arctic lake sediments. *Environmental Science and Technology* 33(17): 2858-2863