



Environnement  
Canada

Environment  
Canada

*Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*

**Recommandations fédérales pour la qualité de  
l'environnement**

*Polybromodiphényléthers (PBDE)*

**Environnement Canada**

**Février 2013**

## Introduction

Les Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement (RFQE) établissent des points de référence relatifs à la qualité du milieu ambiant. Lorsque les Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement sont respectées, la probabilité d'avoir des conséquences préjudiciables sur une utilisation protégée (p. ex. les formes de vie aquatiques ou les espèces fauniques qui peuvent en consommer) est faible. Ces recommandations sont établies en fonction des effets ou des risques toxicologiques des substances ou des groupes de substances précis et ne tiennent pas compte de la capacité analytique ou des facteurs socioéconomiques. Les Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement ont trois fonctions. En premier lieu, elles peuvent servir d'outil de prévention de la pollution en fournissant des objectifs acceptables pour la qualité de l'environnement. En deuxième lieu, elles peuvent aider à évaluer l'importance des concentrations actuelles de substances chimiques dans l'environnement (surveillance des eaux, des sédiments et des tissus biologiques). En troisième lieu, elles peuvent servir de mesures du rendement des activités de gestion des risques. Le recours aux Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement est volontaire, à moins que leur observation soit exigée par un permis ou par un outil réglementaire. Ainsi, Les RFQE visant le milieu ambiant, ne portent pas sur les limites des effluents (même si elles peuvent être utilisées pour leur formulation) ni sur les valeurs « à ne jamais dépasser ». L'élaboration des Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement relève de la responsabilité du ministre fédéral de l'Environnement, conformément à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. L'objectif est de formuler des Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement pour appuyer l'évaluation et la gestion des risques des substances chimiques d'intérêt prioritaire recensées dans le Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) ou autres initiatives fédérales. La présente fiche d'information décrit les Recommandations fédérales pour la qualité des eaux, la qualité des sédiments et les tissus biologiques, qui visent à protéger les espèces aquatiques des effets nocifs des polybromodiphényléthers (PBDE) présents dans certains produits commerciaux (tableau 1), ainsi qu'à protéger les mammifères et les oiseaux qui consomment ces espèces aquatiques.

**Tableau 1. Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement formulées pour les polybromodiphényléthers (PBDE)**

Homologue*	Congénère	Eau (ng/L)	Tissus de poissons (ng/g en poids humide)	Sédiments** (ng/g en poids sec)	Régime alimentaire des espèces sauvages† (ng/g en poids humide dans la source d'aliments)	Œufs d'oiseaux (ng/g en poids humide)
triBDE	totaux	46	120	44	–	–
tétraBDE	totaux	24	88	39	44	–
pentaBDE	totaux	0,2	1	0,4	3 (mammifère) 13 (oiseaux)	29‡
pentaBDE	BDE-99	4	1	0,4	3	–
pentaBDE	BDE-100	0,2	1	0,4	–	–
hexaBDE	totaux	120	420	440	4	–
heptaBDE	totaux	17 <sup>  </sup>	–	–	64	–
octaBDE	totaux	17 <sup>  §</sup>	–	5600 <sup>§</sup>	63 <sup>§</sup>	–
nonaBDE	totaux	–	–	–	78	–
décaBDE	total	–	–	19 <sup>§#</sup>	9	–

\* Sauf indication contraire, les Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement formulées pour le triBDE (tribromodiphényl éther), le tétraBDE (tétabromodiphényléther), l'hexaBDE (hexabromodiphényléther), l'heptaBDE (heptabromodiphényléther), le nonaBDE (nonabromodiphényléther) et le décaBDE (décabromodiphényléther) sont fondées sur les données relatives aux congénères suivants : BDE-28, BDE-47, BDE-153, BDE-183, BDE-206 et BDE-209, respectivement.

\*\* Valeurs normalisées à 1 % de carbone organique.

† Applicable aux mammifères sauvages, sauf indication contraire.

‡ Valeur fondée sur la préparation commerciale PentaBDE, DE-71, qui contient surtout des pentaBDE et quelques tétraBDE.

<sup>||</sup> Valeur fondée sur la préparation commerciale OctaBDE, DE-79, qui contient surtout des heptaBDE et des octaBDE (octabromodiphényléthers).

<sup>§</sup> Valeurs adoptées du rapport d'évaluation écologique préalable (Environnement Canada, 2006). Les lignes directrices liées aux sédiments pour les octaBDE et le décaBDE ont été adaptées à partir du rapport d'évaluation préalable. Elles ont été corrigées pour le carbone organique sédimentaire dans les essais effectués, puis normalisées selon un contenu en carbone organique de 1 % au lieu de 4 % comme c'est le cas dans le rapport d'évaluation préalable.

<sup>#</sup> Valeurs fondées sur un mélange commercial de décaBDE, qui contient surtout des nonaBDE et des décaBDE.

### Identité de la substance

Les PBDE sont des composés organiques bromés d'origine humaine, qui forment un groupe de substances comportant 209 congénères, dont chacun compte 1 à 10 atomes de brome. Ils sont habituellement utilisés sous forme de mélanges commerciaux. La nomenclature utilisée dans cette fiche d'information pour distinguer les mélanges commerciaux des congénères respecte la convention utilisée par le gouvernement du Canada (2010) [voir le glossaire à la fin de cette fiche]. Ainsi, les trois mélanges commerciaux sont les suivants : PentaBDE (pentabromodiphényléthers), OctaBDE (octabromodiphényléthers) et DécaBDE (décabromodiphényléthers). Ces mélanges commerciaux sont composés d'un certain nombre d'homologues (composés qui ont la même structure de base, mais qui diffèrent les uns des autres par le nombre d'atomes de brome dans la molécule). En revanche, les congénères sont des composés d'une série d'homologues qui ont la même structure de base ainsi qu'un nombre et un type d'atomes

identiques. Ils diffèrent seulement par la position des atomes de brome dans la molécule. Les congénères individuels sont identifiés par BDE et le numéro de congénère (p. ex. BDE-100). Le mélange commercial PentaBDE est principalement constitué de congénères de pentaBDE, de tétraBDE et d'hexaBDE, mais il peut aussi contenir des traces de congénères d'heptaBDE et de triBDE (tribromodiphényléther). De même, la préparation commerciale OctaBDE est principalement constituée de congénères d'heptaBDE, d'octaBDE et d'hexaBDE, mais elle peut aussi contenir de petites quantités de congénères de nonaBDE et de décaBDE. Les préparations commerciales DécaBDE actuelles sont presque entièrement composées de décaBDE ainsi que d'une très faible quantité de nonaBDE (Environnement Canada, 2006). Les préparations commerciales PentaBDE et OctaBDE ont été interdites par l'Union européenne en 2004, puis par la Californie et Hawaï en 2006. Au Canada, la préparation commerciale PentaBDE n'est plus utilisée depuis mai 2003 (Environnement Canada, 2004). En décembre 2006, les PBDE ont été ajoutés à la Liste des substances toxiques aux termes de la LCPE (1999), et les tétraBDE, pentaBDE et hexaBDE ont été classés parmi les substances persistantes, bioaccumulables et intrinsèquement toxiques (PBiT). Environnement Canada (2006) a aussi conclu que les congénères de tétraBDE, de pentaBDE et d'hexaBDE satisfont aux critères de persistance et de bioaccumulation définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE (1999) – (Gouvernement du Canada 2000), et que leur présence dans l'environnement résulte principalement de l'activité humaine. Par conséquent, ils satisfont aux critères de LCPE (1999) visant leur inscription obligatoire sur la Liste de quasi-élimination. En juillet 2008, on a interdit la fabrication de tous les PBDE ainsi que l'utilisation, la vente, la mise en vente et l'importation des congénères de tétraBDE, de pentaBDE et d'hexaBDE (Environnement Canada, 2009). Environnement Canada (2010) a approfondi l'évaluation du décaBDE à la lumière des nouvelles données publiées sur l'accumulation du décaBDE dans le biote et sur sa transformation possible en produits persistants et bioaccumulables. Dans l'ensemble, les données dont on dispose ne montrent pas que le décaBDE en tant que tel satisfait aux critères quantitatifs définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*.

#### ***Utilisations :***

Les PBDE ont été employés surtout comme ignifuges additifs (non chimiquement liés) dans les résines de polymères et les plastiques et, dans une moindre mesure, dans des adhésifs, des scellants et des revêtements. Il a été estimé qu'au moins 90 % environ des mélanges commerciaux PentaBDE produits dans le monde étaient utilisés dans des mousses de polyuréthane que l'on retrouve dans les meubles de bureau et de maison, les rembourrages automobiles, les produits d'insonorisation et les produits d'imitation du bois (OMS, 1994; Union européenne, 2001; RPA Ltd., 2000). La plus grande partie des mélanges OctaBDE produits dans le monde était ajoutée à des polymères (surtout de l'acrylonitrile-butadiène-styrène [ABS]) servant ensuite à la fabrication de meubles de bureau, de tuyaux et de raccords, de pièces automobiles et d'appareils électroménagers (OMS, 1994; Union européenne, 2003). La plupart des mélanges commerciaux DécaBDE étaient principalement utilisés dans le polystyrène hautement résistant, les boîtiers d'ordinateurs et de téléviseurs, les composants électriques ou électroniques, les câbles et les revêtements textiles d'envers (OCDE, 1994; Union européenne, 2002).

Depuis 2001, diverses initiatives ont donné lieu à d'importants changements liés à la production et à l'utilisation des PBDE au Canada et dans d'autres pays. Au Canada, le *Règlement sur les polybromodiphényléthers*, pris en application de la LCPE (1999), est entré en vigueur le 19 juin 2008. En plus d'interdire la fabrication de PBDE (soit les congénères de tétraBDE, de pentaBDE, d'hexaBDE, d'heptaBDE, d'octaBDE, de nonaBDE et de décaBDE), le Règlement interdit également de fabriquer, d'utiliser, de vendre, de mettre en vente et d'importer des mélanges, des polymères et des résines contenant des PDBE qui satisfont aux critères de quasi-élimination (soit les congénères de tétraBDE, de pentaBDE et d'hexaBDE) en vertu dans la LCPE (1999). Le seul fabricant américain des mélanges commerciaux PentaBDE et OctaBDE, Great Lakes Chemical Corporation, a cessé la production de ces deux types de substances à la fin de 2004 (Great Lakes Chemical Corporation, 2005; USEPA, 2005). ICI Industrial Products Ltd. (2005) avait aussi annoncé qu'elle cesserait la fabrication et à la vente du mélange commercial OctaBDE avant la fin de 2004. De plus, au sein de l'Union européenne, on a mis en œuvre des mesures d'élimination progressive de l'emploi des mélanges commerciaux PentaBDE et OctaBDE. Au terme de négociations avec l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA), les deux fabricants américains des mélanges commerciaux DécaBDE (Albemarle Corp. et Chemtura Corp. et Chemtura Corp.) ainsi que le principal importateur américain, ICL Industrial Products, Inc., ont annoncé leur intention de cesser de produire, d'importer et de vendre ces mélanges pour la plupart des utilisations de ces substances aux États-Unis d'ici le 31 décembre 2012, et de mettre fin à toutes les utilisations d'ici la fin de 2013. De plus, ces trois entreprises se sont volontairement engagées à cesser les exportations de ces mélanges au Canada selon le même calendrier d'élimination progressive. Même si la production des mélanges commerciaux PentaBDE et OctaBDE a cessé à l'échelle mondiale et que la réduction progressive de la production de DécaBDE est prévue, on s'attend à ce que les divers congénères de PBDE soient présents dans l'environnement en raison de leur rejet avant la phase d'élimination ou de l'utilisation, pendant un certain temps, d'articles produits avant cette phase.

### ***Devenir, comportement et partage dans l'environnement:***

Les produits ignifuges à base de PBDE ne sont pas chimiquement liés aux matières qu'ils servent à traiter, ils peuvent donc être lessivés (Rahman *et al.*, 2001). Les propriétés physiques des PBDE varient en fonction de leur degré de bromation. De manière générale, la masse moléculaire des PBDE présents dans les préparations commerciales (c'est-à-dire les PBDE comptant 4 atomes de brome ou plus) se situe entre 486 et 959 g/mol. En outre, ces PBDE se présentent diverses formes, allant du liquide visqueux à la poudre cristalline. Leur pression de vapeur est de  $2,95 \times 10^{-9}$  à  $4,69 \times 10^{-5}$  Pa, leur solubilité dans l'eau, de moins de 0,1 à 13,3 µg/L, leur  $\log K_{oe}$ , de 6,27 à 9,97 et leur constante de la loi d'Henry, de 11 à plus de 44 Pa m<sup>3</sup>/mol (Environnement Canada, 2006). Le  $\log K_{oe}$  des PBDE et des diphényles polychlorés (BPC) ont des gammes similaires, mais leurs facteurs de bioconcentration (FBC) diffèrent grandement, et cette différence de comportement n'est pas comprise

Étant donné leur faible pression de vapeur, leur très faible solubilité dans l'eau et leur coefficient de partage octanol-eau ( $\log K_{oe}$ ) élevé, on prévoit que les PBDE qui pénètrent

dans l'environnement auront tendance à se lier à la fraction organique des matières particulaires, du sol et des sédiments. Les résultats de la modélisation par ordinateur indiquent que les pentaBDE se retrouveraient principalement dans les sédiments, puis dans les sols, l'eau et l'air, où ils peuvent faire l'objet d'un transport et d'un dépôt atmosphérique. Cependant, les PBDE les moins bromés (tétraBDE et pentaBDE) sont légèrement plus solubles dans l'eau, et ils peuvent se volatiliser et s'adsorber sur les particules dans l'atmosphère (Gouin et Harner, 2003). Le décaBDE peut faire l'objet d'un transport et d'un dépôt atmosphérique, quoique dans une mesure moindre que les congénères comptant moins d'atomes de brome (Noël *et al.*, 2009). Globalement, la présence des différents PBDE dans une phase organique ou dans le biote, ou les deux, dépend de leur degré de bromation (Strandberg *et al.*, 2001; Harner et Shoeib, 2002).

Les demi-vies prévues pour la dégradation des tétraBDE, des pentaBDE et des hexaBDE dans l'atmosphère sont respectivement de 7,1, 19,4 et 30,4 jours (Environnement Canada, 2006). En ce qui concerne la biodégradation, les tétraBDE, les pentaBDE et les hexaBDE devraient être « récalcitrants » selon le programme BIOWIN. À l'aide du programme EPIWIN, on a estimé à 600 jours la demi-vie des pentaBDE dans les sédiments aérobies, à 150 jours leur demi-vie dans le sol, et à 150 jours leur demi-vie dans l'eau (Palm, 2001). Il a été établi, à partir d'un inoculum de boues, que le décaBDE peut subir une certaine biodégradation dans des conditions anaérobies particulières (Gerecke *et al.*, 2005).

On peut retirer des atomes de brome aux PBDE qui en comptent un grand nombre. Par exemple, les heptaBDE et les pentaBDE peuvent être débromés pour former des hexaBDE et des tétraBDE, respectivement, dans les intestins de la carpe (*Cyprinus carpio*) (Stapleton *et al.*, 2004a,b; Stapleton et Baker, 2003). Plus particulièrement, le BDE-183 (un congénère d'heptaBDE) peut être débromé en BDE-154 (un congénère d'hexaBDE), et le BDE-99 (un congénère de pentaBDE), en BDE-47 (un congénère de tétraBDE). On a déduit, en constatant la présence de congénères n'entrant pas dans la composition des préparations commerciales (p. ex. le BDE-187 et le BDE-202), que le décaBDE se trouvant dans les œufs de goéland argenté dans la région des Grands Lacs pouvait être dégradé en congénères moins bromés, soit dans l'organisme de la mère, soit dans le réseau trophique de celle-ci (Gauthier *et al.*, 2008).

Les PBDE peuvent connaître une bioaccumulation et une bioamplification dans l'environnement (voir le tableau 2). On a calculé les facteurs de bioaccumulation, d'accumulation biote-sédiments et de bioamplification (FBA, FABS et FBAm) pour certains congénères de PBDE à partir des données disponibles (Environnement Canada, données non publiées). Les FBA se situaient entre 0,3 L/g en poids humide pour le BDE-99 et 6,1 L/g en poids humide pour le BDE-100, tandis que les FABS allaient de 3,9 ng/g en poids sec pour le BDE-153 à 15,8 ng/g en poids sec pour le BDE-100. Tous les FBAm calculés pour les PBDE étaient supérieurs à 10, d'un niveau trophique au suivant (tableau 2). Les FBAm présentés ici sont les valeurs maximales indiquées dans la littérature, et ils peuvent s'étendre sur plusieurs niveaux trophiques. Ils constituent une estimation prudente de la bioamplification qui vise à assurer une protection.

**Tableau 2. Facteurs de bioaccumulation, d'accumulation biote-sédiments et de bioamplification des congénères de PBDE choisis pour formuler des recommandations quant aux tissus de poissons et aux sédiments (Environnement Canada, données non publiées).**

Homologue	Congénère	FBA <sup>1,2</sup> (L/g en poids humide)	FABS <sup>1</sup> (ng/g en poids sec)	FBAm <sup>1,3</sup> (pl <sup>4</sup> )
triBDE	28	2,5	10,5	
tétraBDE	47	3,6	8,9	95,9
pentaBDE	99	0,3	13,0	25,2
pentaBDE	100	6,1	15,8	
hexaBDE	153	3,5	3,9	134,8

<sup>1</sup>moyenne géométrique des valeurs disponibles; les valeurs ont été ajustées à 1 % de carbone organique lorsque cela était possible.

<sup>2</sup>sur la base de données pour escargot mystère (*Cipangopaludina chinensis*), crevettes (*Macrobrachium nipponense*), la carpe de vase (*Cirrhinus molitorella*), la carpe crucian (*Carassius auratus*), tête de serpent du Nord (*Ophicephalus argus*) et serpent d'eau (*Enhydryis chinensis*).

<sup>3</sup>La relation trophique pour les FBAm du BDE-153 et du BDE-99 est celle du poisson au mammifère piscivore, et celle de l'amphipode au mammifère piscivore dans le cas du BDE-47.

<sup>4</sup>pl = poids de lipides. Les valeurs ont été normalisées en fonction des lipides parce que la teneur en lipides est un facteur déterminant pour le partage et pour la charge corporelle.

### **Concentrations ambiantes :**

Des PBDE ont été décelés dans tous les compartiments de l'environnement au Canada. L'utilisation des PBDE devient de moins en moins fréquente parce que la majorité de ces produits chimiques contiennent des produits qui ne sont plus en production soit à cause des restrictions canadiennes ou internationales, ou en raison de la cessation volontaire des manufacturiers. Les concentrations maximales de PBDE en tant que groupe mesurées dans l'air ambiant étaient de 1,3 ng/m<sup>3</sup> en Ontario (Gouin *et al.*, 2002), de 2,2 ng/m<sup>3</sup> au Yukon (Alaee *et al.*, 2001; Bidleman *et al.*, 2001) et de 0,031 ng/m<sup>3</sup> en Colombie-Britannique (Noël *et al.*, 2009). Dans l'eau, on a mesuré des concentrations de PBDE totaux de 0,004 à 0,013 ng/L dans le lac Ontario, et les groupes de congénères les plus abondants étaient les tétraBDE et les pentaBDE (Luckey *et al.* 2002). La concentration maximale de PBDE mesurée dans l'eau de pluie en Colombie-Britannique était de 26,76 ng/L; elle a été enregistrée à proximité d'un site urbain (Noël *et al.*, 2009). Dans les sédiments, on a détecté entre 2,7 et 91 µg/kg de PBDE en Colombie-Britannique (Rayne *et al.*, 2003). Les concentrations de PBDE totaux décelées dans les boues d'épuration étaient de l'ordre de 1 700 à 8 200 µg/kg en poids sec dans le sud de l'Ontario (Kolic *et al.*, 2004; La Guardia *et al.*, 2001). On observe une hausse prononcée des concentrations dans le biote au cours des deux dernières décennies (Environnement Canada, 2006). Les concentrations de PBDE dans les crustacés de la côte ouest allaient de 4,2 à 480 µg/kg de lipides. Elles étaient de 0,726 à 138 µg/kg en poids humide dans les muscles de ménominis de montagnes provenant du fleuve Columbia et de 27 à 50 µg/kg en poids humide chez des touladis des Grands Lacs. Les concentrations de PBDE dans les œufs de héron, de guillemot, de fulmar et de goéland argenté se situaient 1,31 et 1544 µg/kg en poids humide (Environnement Canada, 2006). En Colombie-Britannique, on a trouvé des concentrations de PBDE plus élevées chez les saumons d'élevage que chez les saumons sauvages; les valeurs maximales étaient de 2,9 ng/g en poids humide pour les tétraBDE,

de 0,9 ng/g en poids humide pour les pentaBDE, et de 0,28 ng/g en poids humide pour les hexaBDE (Easton *et al.*, 2002). On a détecté des PBDE chez des phoques, des baleines et des marsouins au Canada, la valeur moyenne la plus élevée ayant été mesurée dans la graisse de bélugas femelles provenant du fleuve Saint-Laurent (Lebeuf et Trottier, 2001).

Gauthier *et al.* (2008) ont signalé la présence de PBDE dans les œufs de goélands argentés de la région des Grands Lacs (triBDE : 1,2 à 7,1 ng/g en poids humide; tétraBDE : 91 à 274 ng/g en poids humide; pentaBDE : 147 à 708 ng/g en poids humide; hexaBDE : 51 à 174 ng/g en poids humide; heptaBDE : 6,4 à 17 ng/g en poids humide; octaBDE : 4 à 19 ng/g en poids humide; nonaBDE : 1,9 à 8,5 ng/g en poids humide). On a également rapporté la présence de BDE-209 (c.-à-d. décaBDE) dans les œufs de goélands argentés des Grands Lacs, et ce, en concentrations de 4 à 20 ng/g en poids humide, le maximum ayant été atteint en 2006; de plus, entre 1982 et 2006, le temps de doublement du BDE-209 dans les œufs de goélands se situait entre 2,1 et 3,0 ans, alors que, pour les octaBDE et les nonaBDE, le temps de doublement moyen allait de 3,0 à 11 ans et de 2,4 à 5,3 ans, respectivement (Gauthier *et al.*, 2008). À titre comparatif, les temps de doublement pour les tétraBDE et les hexaBDE étaient de 4,9 à 8,7 ans.

#### ***Mode d'action :***

Les PBDE sont des perturbateurs endocriniens (Darnerud *et al.*, 2001) qui inhibent la transthyréine, transporteur d'hormones thyroïdiennes, empêchant ainsi le transport efficace de la thyroxine et induisant l'uridine-diphosphoglucuronosyl-transférase à accroître le métabolisme de la thyroxine (Zhou *et al.*, 2002). Cela entraîne une inhibition des récepteurs nicotiques cholinergiques dans le cerveau et peut causer des troubles cognitifs. Kodavanti *et al.* (2005) ont attribué les altérations du développement neuronal, de la mémoire et de l'apprentissage à des modifications, au niveau cellulaire, de la protéine kinase C et de l'homéostasie calcique, effet similaire à celui de certains BPC. Dans une étude réalisée par Ucán-Marín *et al.* (2010), on a noté que le BDE-47, en concurrence avec les principales hormones thyroïdiennes (thyronine et thyroxine), possédait une affinité de liaison plus faible que celles-ci, mais tout de même substantielle, pour l'albumine et la transthyréine de goéland recombinantes, et qu'un métabolite présumé du BDE-47, le 6-hydroxy-BDE-47, avait une affinité de liaison supérieure à celle de ces hormones thyroïdiennes.

Il est également possible que la narcose constitue un mode d'action vu la similarité de structure chimique entre les PBDE et les produits pétrochimiques, mais on s'attend à ce que cet effet soit déclenché à des doses des centaines ou des milliers de fois supérieures à celles qui causent les effets biochimiques ciblés. Par exemple, dans les études sur l'exposition des rats par voie alimentaire, les effets biochimiques comprenaient une hausse du taux de cholestérol, une hausse du taux de porphyrines dans le foie et dans l'urine, des dommages aux cellules hépatiques ainsi qu'une nécrose (Great Lakes Chemical Corporation, 1984). Ces effets s'accompagnaient d'effets histologiques, comme des changements microscopiques au niveau de la glande thyroïde et du foie (Great Lakes Chemical Corporation, 1984) ainsi que des modifications du cytoplasme des cellules rénales (Norris *et al.*, 1975). On ne dispose d'aucune information sur le mode d'action possible chez les invertébrés et les végétaux.

## Dérivation des recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement

### *Recommandations fédérales pour la qualité des eaux :*

Les Recommandations fédérales pour la qualité des eaux sont des points de référence pour les écosystèmes aquatiques; elles visent à protéger toutes les formes de vie aquatique (vertébrés, invertébrés et végétaux) contre les effets nocifs directs de l'exposition pendant une période indéfinie dans la colonne d'eau (tableau 1)). Ces recommandations s'appliquent aux milieux d'eau douce comme aux milieux marins, tant qu'il n'a pas été démontré que la toxicité diffère de manière significative entre ces deux types d'environnement (p. ex. en raison de l'ionisation).

On a évalué la qualité et l'exhaustivité des études publiées sur la toxicité des PBDE pour les organismes aquatiques. Les préparations commerciales de PBDE sont un mélange de divers homologues de toxicités relatives variables. Il est donc impossible de faire des comparaisons directes entre les études de toxicité dont on dispose. La composition des préparations commerciales peut varier, mais la nature et la concentration des congénères dans l'environnement seront le résultat d'une série de rejets récents et anciens de plusieurs produits commerciaux possibles. Les concentrations dans l'environnement dépendront d'une vaste gamme de processus, dont la possible biotransformation.

Les données de toxicité chronique retrouvées dans le rapport d'évaluation préalable (REP; Environnement Canada, 2006) ainsi que les données les plus récentes ont été utilisées pour élaborer des recommandations à l'égard de plusieurs PBDE et de leurs homologues. La sélection des paramètres toxicologiques a été effectuée conformément aux méthodologies retenues dans CCME (2007) et dans le REP. Les données de toxicité acceptables se rapportaient toutes à des invertébrés (tableau 3). On a recensé très peu de données sur la toxicité pour les poissons. On n'a pas retenu ces données comme valeurs critiques de toxicité (VCT), soit parce que les valeurs étaient supérieures, soit parce que les études n'étaient pas de qualité acceptable. On a choisi comme VCT le paramètre toxicologique le moins élevé pour chacun des congénères. Cette valeur a été divisée par un facteur d'application (FA) de 100 (10 pour refléter l'extrapolation de résultats obtenus en laboratoire à des conditions de terrain, ainsi que la variation intraspécifique et interspécifique de la sensibilité, et 10 parce que les PBDE sont persistants et bioaccumulables [tableau 3]).

### *Recommandations fédérales sur les tissus des poissons :*

Les Recommandations fédérales sur les tissus des poissons (RFTP) sont des points de référence pour les écosystèmes aquatiques; elles sont destinées à protéger les poissons contre les effets nocifs (tableau 1). Les Recommandations fédérales sur les tissus des poissons sont un complément aux Recommandations fédérales pour la qualité des eaux en ce sens qu'elles constituent une autre mesure des effets nocifs possibles. Les Recommandations fédérales sur les tissus des poissons s'appliquent tant aux espèces de poissons d'eau douce qu'aux espèces marines, et elles indiquent la concentration de congénères de PBDE dans les tissus du poisson entier (en poids humide) qui ne devrait

pas entraîner d'effets nocifs (tableau 1) pour le poisson. Ces recommandations peuvent ne pas convenir pour évaluer les effets des PBDE présents dans le biote aquatique non représenté (les amphibiens et les végétaux, dans le cas présent).

À l'heure actuelle, il n'existe pas de données de toxicité directes sur les PBDE qui sont fondées sur les charges tissulaires des poissons. Par conséquent, les Recommandations fédérales sur les tissus des poissons ont été fondées sur les charges dans les tissus de poissons telles qu'estimées à partir des concentrations de PBDE dans l'eau, et le degré d'accumulation connu des PBDE présents dans l'eau chez les poissons (c'est-à-dire les facteurs d'accumulation). Lorsqu'elles sont égales ou inférieures aux recommandations pour la qualité des eaux applicables, les concentrations de PBDE ne devraient pas entraîner d'effets nocifs chez les poissons. La charge tissulaire supposée sans danger pour les poissons a été estimée en multipliant la recommandation pour la qualité des eaux relative à un congénère donné par son facteur de bioaccumulation (FBA) correspondant et en arrondissant à deux figures significatives (tableau 2). La charge dans les tissus de poissons est les Recommandations fédérales sur les tissus des poissons. Le FBA correspond à la moyenne géométrique des FBA chez les espèces animales trouvées dans la littérature pour le congénère concerné (Environnement Canada, données non publiées). Ces FBA ont été calculés à partir de données d'échantillonnage des concentrations dans l'eau et dans le biote aquatique sur le terrain; ils représentent la bioaccumulation à l'état d'équilibre qui est attribuable aux concentrations de PBDE présentes dans l'environnement. L'utilisation de FBA dérivés de données de terrain procure une estimation de la charge dans les tissus de poissons plus réaliste que si on employait des FBA déterminés en laboratoire.

### ***Recommandations fédérales pour la qualité des sédiments :***

Les Recommandations fédérales pour la qualité des sédiments (RFQS) visant la protection de la vie aquatique sont destinées à protéger les animaux vivant dans les sédiments ainsi que les animaux pélagiques qui bioaccumulent les PBDE présents dans les sédiments (tableau 1). Les Recommandations fédérales pour la qualité des sédiments se rapportent à des périodes d'exposition indéfinies à des sédiments en eau douce ou en milieu marin, et elles correspondent à la concentration de congénères de PBDE, dans la masse des sédiments (en poids sec), qui ne devrait pas entraîner d'effets nocifs. Elles peuvent ne pas convenir pour évaluer les effets des PBDE présents dans les sédiments chez les végétaux.

Environnement Canada (2006) a fait un bilan des données sur la toxicité des sédiments contaminés par des PBDE et a conclu que ces données sont limitées. En résumé, l'oligochète *Lumbriculus variegatus* était plus sensible que l'amphipode *Hyaella azteca* et que le chironome *Chironomus riparius* à une exposition de 28 jours au mélange commercial PentaBDE (Great Lakes Chemical Corp., 2000a,b,c). Les concentrations minimales avec effet observé (CMEO) étaient de 6,3, 13 et 50 mg/kg en poids sec (p.s.), respectivement. Pour toutes les espèces, la concentration efficace moyenne (CE<sub>50</sub>), du point de vue de la survie et de la reproduction, était plus élevée que la concentration maximale d'essai (50 mg/kg p.s.). *Lumbriculus variegatus* était moins sensible à la

formulation commerciale OctaBDE qu'à la formulation PentaBDE; l'exposition à des concentrations de 1 271 mg/kg p.s. pendant 28 jours, soit la concentration maximale d'essai, n'a pas entraîné d'effet nocif chez cet organisme (Great Lakes Chemical Corporation, 2001a,b). De manière similaire, on n'a pas constaté d'effet nocif chez *L. variegatus* après une exposition pendant 28 jours à des concentrations de 4 536 mg de DeBDE/kg p.s., là encore la concentration maximale d'essai (ACCBFRIP, 2001 a,b). L'*Hyaella azteca* et le *C. riparius* n'ont pas été soumis à des essais sur la toxicité des formulations OctaBDE ou DécaBDE. Récemment, on a découvert que le BDE-153 et le BDE-154 modifiaient de manière immédiate et irréversible la structure de cultures bactériennes anaérobies extraites de sédiments prélevés sur le terrain (Yen *et al.*,

On dispose de très peu de données acceptables pour élaborer des recommandations en matière de qualité des sédiments et, depuis la parution du REP (Environnement Canada, 2006), aucune nouvelle donnée sur la toxicité de sédiments enrichis n'a été publiée. On a calculé les Recommandations fédérales pour la qualité des sédiments pour différents congénères à partir des RFTP (non-arrondis) définies ici, converties en poids sec en supposant un taux d'humidité de 75 %, et divisées par les facteurs d'accumulation biote-sédiments (FABS) appropriés parmi ceux qui figurent au tableau 2 [c'est-à-dire  $RFQS = (RFTP \div .25) \div FABS$ ]. En ce qui concerne les produits commerciaux OctaBDE et DécaBDE, on a adopté les concentrations estimées sans effet (CESE) tirées du REP (Environnement Canada, 2006) comme Recommandations fédérales pour la qualité des sédiments pour ces groupes d'homologues, avec ajustement à 1 % de carbone organique. Des valeurs de référence ont également été dérivées des recommandations correspondantes pour la qualité des eaux et d'une mesure du degré de partage des PBDE entre l'eau et les sédiments; cependant, ces valeurs n'ont pas été retenues comme Recommandations fédérales pour la qualité des sédiments car elles étaient plus élevées que les précédentes (tableau 1) et pourraient donc ne pas suffire à assurer une protection adéquate.

**Tableau 3. Élaboration des Recommandations fédérales pour la qualité des eaux formulées pour les congénères de PBDE**

Homologue	Congénère	Espèce	Paramètre	VCT (µg/L)	FA*	Recommandation (ng/L)	Référence
triBDE	28	<i>Acartia tonsa</i> (copépode)	CE <sub>10</sub> sur 5 j (développement des larves)	4,6	Laboratoire à terrain = 10 P et B = 10	46	Wollenberger <i>et al.</i> , 2005
tétraBDE	47	<i>Acartia tonsa</i> (copépode)	CE <sub>10</sub> sur 5 j (développement des larves)	2,4	Laboratoire à terrain = 10 P et B = 10	24	Wollenberger <i>et al.</i> , 2005
pentaBDE	99	<i>Acartia tonsa</i> (copépode)	CE <sub>10</sub> sur 5 j (développement des larves)	0,39	Laboratoire à terrain = 10 P et B = 10	3,9	Wollenberger <i>et al.</i> , 2005
pentaBDE	100	<i>Acartia tonsa</i> (copépode)	CE <sub>10</sub> sur 5 j (développement des larves)	0,023	Laboratoire à terrain = 10 P et B = 10	0,23	Wollenberger <i>et al.</i> , 2005
hexaBDE	153	<i>Daphnia magna</i> (cladocère)	CE <sub>40</sub> sur 21 j (léthalité, reproduction, croissance)	12	Laboratoire à terrain = 10 P et B = 10	120	Nakari et Huhtala, 2008
heptaBDE**	-	<i>Daphnia magna</i> (cladocère)	CSEO/CMEO sur 21 j (survie, reproduction, croissance)	1,7	Laboratoire à terrain = 10 P et B = 10	170	CMABFRIP, 1997
octaBDE**	-	<i>Daphnia magna</i> (cladocère)	CSEO/CMEO sur 21 j (survie, reproduction, croissance)	1,7	Laboratoire à terrain = 10 P et B = 10	170	CMABFRIP, 1997

\*\* Facteur d'application

\*\*Critères de persistance et bioaccumulation (P et B), tels qu'ils sont définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* en vertu de la LCPE (1999) (Gouvernement du Canada, 2000).

\*\*\*\* La substance à l'essai était le mélange commercial OctaBDE, qui contient surtout des congénères d'heptaBDE et d'octaBDE.

### ***Recommandations fédérales pour les espèces sauvages :***

Le REP (Environnement Canada, 2006) signalait l'absence complète d'études de toxicité chez les espèces sauvages (mammifères et oiseaux) comme étant l'une des sources d'incertitude dans l'évaluation. Il a toutefois été possible d'élaborer des recommandations sur les résidus dans les aliments (CCME, 1998) à partir de données obtenues chez des rats et des lapins, que l'on a extrapolées au vison. Les valeurs résultantes sont de 0,0084 µg/g d'aliments en poids humide pour les congénères de pentaBDE (d'après les études de toxicité menées chez le rat) et de 0,06 µg/g d'aliments en poids humide pour les congénères d'octaBDE (d'après les études de toxicité chez le lapin). Depuis, une série de résultats ont été publiés sur les effets des PBDE chez les espèces sauvages (voir ci-dessous).

Les Recommandations sur le régime alimentaire de la faune (RFRAF) sont destinées à protéger les mammifères et les oiseaux qui consomment le biote aquatique. Il s'agit de points de référence en ce qui concerne les concentrations de substances toxiques dans le biote aquatique (dans l'organisme entier, en poids humide) dont se nourrit la faune terrestre et semi-aquatique (tableau 4). On a formulé des RFRAF pour sept congénères de

PBDE, cela en se fondant sur certaines parties des procédures décrites dans CCME (1998) et dans le REP (Environnement Canada, 2006) pour l'élaboration de recommandations. Ces RFRAF peuvent être appliquées à un congénère particulier, lorsqu'on dispose d'une valeur idoine, ou à la concentration totale de l'homologue correspondant. Il est possible que les RFRAF ne permettent pas d'extrapoler les effets de ces substances à d'autres organismes terrestres consommant le biote aquatique (p. ex., les reptiles). Comme les exigences minimales relatives à l'ensemble de données ne sont pas remplies (CCME, 1998), il faut considérer que le degré de fiabilité de ces recommandations est faible et faire preuve de prudence dans l'utilisation de ces dernières.

Outre ces recommandations fondées sur le régime alimentaire, on a établi une recommandation concernant les œufs des oiseaux.

### **Mammifères :**

Un certain nombre d'études de toxicité (en dose unique) ont été effectuées sur des rongeurs, et ont permis de déterminer que le comportement et la reproduction étaient des paramètres d'exposition très sensibles (tableau 4). Les troubles neurologiques peuvent entraîner des troubles cognitifs, altérant ainsi le comportement des mammifères. Parmi les modifications du comportement induites par les PBDE figurent les suivantes : changement des profils d'activité et de la capacité d'adaptation (Eriksson *et al.*, , réduction de la qualité de la réponse à des signaux lorsque l'animal est effrayé (Taylor *et al.* 2003), et troubles du comportement moteur spontané, de l'apprentissage et de la mémoire (Viberg *et al.*, 2002). En outre, certains éléments ont montré que les effets des PBDE chez les nouveau-nés diffèrent considérablement des effets observés chez les adultes exposés. On a constaté chez les rongeurs ayant reçu une dose unique de PBDE par voie orale (en solution dans un mélange de lécithine d'œuf, de beurre d'arachides et d'eau) pendant une période critique du développement du cerveau du nouveau-né un comportement et des profils d'activité anormaux à l'âge adulte, se distinguant significativement de ceux des rongeurs n'ayant pas été exposés. Les effets nocifs observés étaient irréversibles et s'accroissaient avec l'âge (Viberg *et al.*, 2002).

Une seule étude a été effectuée sur une espèce de mammifère sauvage (tableau 4). Martin *et al.* (2007) ont exposé des visons d'élevage (*Mustela vison*) à des régimes renfermant 1, 5 ou 10 µg/g (plus un témoin) de DE-71, une préparation commerciale PentaBDE contenant principalement des congénères de pentaBDE et de tétraBDE, et ce, pendant 8 semaines. À 5 et à 10 µg/g d'aliments en poids humide, une toxicité systémique s'est manifestée sous la forme d'un poids réduit et d'une activation du système immunitaire (d'après les analyses histologiques, les analyses des paramètres chimiques du sang, et les tests de provocation). Avec tous les traitements, on a mesuré une activité de l'EROD signalant la présence d'enzymes de détoxification de phase 1. Il est difficile d'inclure le traitement à 5 µg/g parce que ce groupe d'essai a initialement reçu une dose de 100 µg/g d'aliments en poids humide, avant de passer, au bout de 1 semaine, à une concentration plus faible en raison du refus de la nourriture par les sujets. Globalement, la concentration de 1 µg/g d'aliments en poids humide correspondrait à une concentration sans effet observé, tandis que la concentration de 10 µg/g d'aliments en poids humide a eu un effet évident sur la croissance. La méthode de la concentration maximale acceptable de

toxiques (CMAT; moyenne géométrique de la dose sans effet nocif observé (DSENO) et de la dose minimale avec effet nocif observé (DMENO)) donne une valeur de 3,16 µg/g d'aliments en poids humide. Aucun paramètre relatif au comportement ou à la reproduction n'a été examiné. Ces paramètres se sont révélés très sensibles dans le cadre des études sur des rats traités en dose unique par injection (tableau 4).

**Tableau 4. Élaboration des Recommandations fédérales sur le régime alimentaire des mammifères et des oiseaux**

Homologue	Congénère	Espèce	Paramètre	VCT (µg/L)	FA*	Recommandation (ng/g nourriture en poids humide)
tétraBDE	47	Souris ( <i>Mus musculus</i> ) <sup>a</sup>	DMENO, dose unique (comportement après 5 mois)	10 500	Laboratoire à terrain = 10; Rongeurs à espèces sauvages = 10; Dose aiguë à chronique = 10 CA:p.c.** = 0,24 (vison)	44
pentaBDE	99	Souris ( <i>Mus musculus</i> ) <sup>a,b</sup>	DMENO, dose unique (comportement après 5 mois)	800	Laboratoire à terrain = 10; Rongeurs à espèces sauvages = 10; Dose aiguë à chronique = 10 CA:p.c. = 0,24 (vison)	3
PentaBDE †	Mélange	Vison ( <i>Mustela vison</i> ) <sup>c</sup>	Diminution de la croissance DSENO : 1 µg/g nourriture DMENO 10 µg/g nourriture	Moyenne géométrique 3,16 µg/g nourriture	100 (voir texte)	32
PentaBDE †	Mélange	Crécerelle d'Amérique ( <i>Falco sparverius</i> ) <sup>d,e</sup>	Effets sur la reproduction et le comportement	Moyenne géométrique (voir texte) 0,13 µg/g nourriture	Valeur par défaut = 10	13
hexaBDE	153	Souris – NMRI ( <i>Mus musculus</i> ) <sup>f</sup>	DMENO, dose unique (comportement plus tard à l'âge adulte)	900	Laboratoire à terrain = 10; Rongeurs à espèces sauvages = 10; Dose aiguë à chronique = 10 CA:p.c. = 0,24 (vison)	4
heptaBDE	183	Souris – NMRI ( <i>Mus musculus</i> ) <sup>g</sup>	DMENO, dose unique (comportement après 2 mois)	15 200	Laboratoire à terrain = 10; Rongeurs à espèces sauvages = 10; Dose aiguë à chronique = 10	64
nonaBDE	206	Souris – NMRI ( <i>Mus musculus</i> ) <sup>g</sup>	DMENO, dose unique (comportement après 2 mois)	18 500	Laboratoire à terrain = 10; Rongeurs à espèces sauvages = 10; Dose aiguë à chronique = 10 CA:p.c. = 0,24 (vison)	78
décaBDE	209	Souris - NMRI ( <i>Mus musculus</i> ) <sup>h</sup>	DMENO, dose unique (comportement, physiologie plus tard à l'âge adulte)	2 220	Laboratoire à terrain = 10; Rongeurs à espèces sauvages = 10; Dose aiguë à chronique = 10; CA:p.c. = 0,24 (vison)	9

\*Les Recommandations peuvent être calculées à partir d'autres ratios CA:p.c. propres aux espèces. Voir le Protocole (CCME, 1999) pour obtenir une liste de ratios CA:p.c. propres aux espèces.

\*\* Ratio CA:p.c. = ratio Consommation alimentaire:poids corporel..

†† La substance à l'essai était le mélange commercial DE-71, une formulation commerciale OctaBDE qui contient surtout des congénères de pentaBDE et de tétraBDE. References:<sup>a</sup> Eriksson et al. 2001; <sup>b</sup> Eriksson et al. 1998; <sup>c</sup> Martin et al. 2007; <sup>d</sup> Fernie et al. 2009a; <sup>e</sup> Fernie et al. 2009b; <sup>f</sup> Viberg et al. 2003a; <sup>g</sup> Viberg et al. 2006; <sup>h</sup> Viberg et al. 2003b.

### **Oiseaux :**

D'après la perturbation du comportement observée chez les rongeurs exposés au stade de nouveau-nés (Viberg *et al.*, 2002), on a supposé que l'embryon d'oiseau en développement serait le stade de vie le plus vulnérable. Il s'agit également là du point de mire des mesures de surveillance et, en conséquence, les recommandations ont été fondées sur les résidus dans les œufs. La difficulté a consisté à définir des valeurs de résidus dans les œufs qui correspondent aux effets traduisant la plus grande sensibilité, que ce soit à l'âge adulte (comportement de reproduction, caractéristiques des œufs) ou chez l'embryon en développement (succès de l'éclosion et succès de l'envol, croissance). Au laboratoire comme sur le terrain, les effets physiologiques constatés au niveau de l'œuf ou de l'embryon pouvaient être attribués soit à des facteurs liés aux parents, soit à des facteurs liés au développement. Cependant, les effets chez les adultes ne traduisaient pas une plus grande sensibilité chez les adultes que les effets d'ordre physiologique ou reproductif chez les embryons ou les jeunes oiseaux.

Deux séries de données ont été examinées. Il s'agissait dans le premier cas des résultats d'études menées en laboratoire sur des oiseaux en captivité. Fernie *et al.* (2005a,b, 2006, 2008, 2009a,b) ont exécuté des expériences avec deux régimes d'exposition différents, les deux visant à reproduire les concentrations mesurées dans les œufs des goélands issus des populations de la région des Grands Lacs. Dans le premier cas, des crécerelles d'Amérique ont été exposées à des congénères de PBDE purs, en dose unique, administrée par injection en concentration unique dans la chambre à air de l'œuf au jour 19 de la période d'incubation de 28 jours. Après éclosion, les poussins ont reçu des doses variables, établies en fonction de leur poids corporel, cela par gavage, une fois par jour, pendant 29 jours après l'éclosion, pour atteindre des concentrations dans l'organisme entier de 86 ng/g en poids humide, soit environ 120 fois plus que les concentrations chez les témoins. On n'a constaté aucun changement quant au succès de l'éclosion et de l'envol, mais les poussins exposés aux PBDE étaient plus gros et avaient une croissance plus rapide que les autres, effet que les auteurs ont estimé potentiellement négatif, car les profils étaient différents de ceux des oisillons témoins (Fernie *et al.*, 2006). Parmi les changements physiologiques figuraient une perturbation de l'homéostasie de la vitamine A (déclin des homologues de la vitamine A dans le plasma et dans le foie), certaines altérations du métabolisme des hormones thyroïdiennes (diminution de la thyroxine plasmatique, mais pas de la T3) et, dans le cas des oisillons femelles, signes de stress oxydatif au niveau cellulaire (glutathione peroxydase et lipoperoxydation) (Fernie *et al.*, 2005a). Les effets immunologiques comprenaient une activation de l'immunité à médiation cellulaire ainsi qu'une chute des systèmes à médiation humorale (Fernie *et al.*, 2005b).

Dans la seconde série d'essais (Fernie *et al.*, 2008, 2009a,b), des crécerelles adultes ont été exposées à deux concentrations d'une formulation commerciale PentaBDE par voie alimentaire (0,3 et 1,5 µg/g en poids humide du mélange commercial DE-71); l'hexabromocyclododécane (HBCD) était une composante indésirable du mélange. Les œufs pondus par les oiseaux s'étant accouplés renfermaient des concentrations de PBDE similaires à celles mesurées dans les œufs du biote provenant de la région des Grands Lacs, pendant la période de 2000 à 2004. On a noté des effets sur le comportement de

reproduction des adultes (Ferne *et al.*, 2008) ainsi que sur les œufs et les poussins (Ferne *et al.*, 2009b). Le nombre d'œufs éclos et le nombre d'envols réussis étaient plus faibles que la normale aux deux concentrations de traitement (effet au niveau de l'œuf). L'épaisseur de la coquille de l'œuf a diminué d'environ 8 % dans le groupe exposé à la plus forte dose. L'amincissement de la coquille de l'œuf a été signalé pour la première fois comme un résultat de l'exposition au dichlorodiphényldichloroéthylène (DDE). À partir de 18 % d'amincissement, on franchit le seuil de danger au-delà duquel les populations sauvages de crécerelles d'Amérique ne pourraient se maintenir (Lincer, 1975). Cette étude est la seule à établir un lien entre l'amincissement de la coquille des œufs et les PBDE. En outre, les mâles de seconde génération issus de l'étude sur l'exposition par voie alimentaire au DE-71 (c'est-à-dire les mâles exposés au DE-71 *in ovo*) ont été accouplés avec des femelles non exposées, et ces couples d'oiseaux ont produit moins d'œufs et moins d'œufs fertiles (effet sur les parents) que les couples témoins (Marteinson *et al.*, 2010).

Ferne *et al.* ont rencontré certaines complications au cours de leurs études. Dans la première série d'expériences, c'est-à-dire l'exposition à des congénères de PBDE purs, le moment choisi ou la méthode employée pour faire l'injection dans les œufs a entraîné un taux de mortalité beaucoup plus élevé que prévu chez les embryons témoins (succès de l'éclosion de ~ 50 %, alors qu'on s'attendait à un taux > 80 %; Ferne *et al.*, 2006). Dans la deuxième série d'expériences, portant sur le mélange commercial de DE-71, on a mesuré l'HBCD dans les œufs, mais pas dans le mélange commercial employé par Ferne *et al.* (2009a,b). Les relations dose-réponse étaient difficiles à évaluer puisqu'on ne disposait souvent que d'une seule concentration d'essai et d'un témoin ou, au mieux, de deux concentrations d'essai. L'exposition aux PBDE semblait induire une stimulation à certaines doses et, à d'autres doses, une inhibition. Le nombre d'études dose-réponse était insuffisant d'abord pour confirmer que c'était bien le cas, et ensuite pour déterminer si ces réponses pourraient être considérées comme une hormèse (produit bénéfique en faibles doses, mais néfaste en doses élevées).

McKernan *et al.* (2009) ont traité des œufs de poule, de canard colvert et de crécerelle par injection unique dans la chambre à air, cela jusqu'à 5 concentrations (plus le témoin) de DE-71, allant de 0,01 à 20 µg/œuf. On a surveillé l'absorption de la dose à partir du cinquième jour suivant la ponte, jusqu'à une journée après l'éclosion. On n'a enregistré aucune létalité chez les poules ou les colverts mais, chez les crécerelles, on a noté une diminution de 55 % du bêcheage (perçage de la coquille de l'œuf au moment de l'éclosion), et une baisse de 45 % du succès de l'éclosion à 10 µg/œuf (on a obtenu la même réponse à 20 µg/œuf). Le taux de survie chez les témoins, soit 80 %, se situait dans la gamme attendue chez des crécerelles en captivité. Vu le taux d'absorption de 18 % à partir de la chambre à air, on a établi à environ 1 800 ng/g en poids humide la concentration létale dans un œuf. Les auteurs ont affirmé avoir observé des effets létaux à 180 ng/g en poids humide dans les œufs, mais cette observation n'était pas statistiquement significative. On n'a noté aucun autre effet chez les crécerelles : ni induction de l'EROD (et par conséquent, aucune toxicité médiée par récepteur d'hydrocarbure aromatique [AhR]), par de réponse de la thyroïde, par de changements histologiques au niveau du foie.

van den Steen *et al.* (2009) ont traité des étourneaux sansonnets à une seule concentration d'un mélange constitué principalement de dix pentaBDE (congénères 28, 47, 49, 66, 85, 99, 100, 153, 154 et 183) par l'intermédiaire d'implants tubulaires en silastic. Les concentrations sériques de PBDE ont énormément augmenté chez les femelles adultes, et les concentrations dans les œufs ont atteint entre 130 et 220 ng/g en poids humide. Les auteurs ont indiqué qu'un nombre réduit de femelles se sont mises à pondre des œufs, mais cet effet n'était pas significatif. Dans le groupe traité, les œufs étaient environ 7 % plus gros en volume et environ 6 % plus lourds que dans le groupe témoin, deux effets statistiquement significatifs. Par contre, de manière générale, les concentrations ayant entraîné un effet d'un ordre inférieur à 10 % étaient habituellement considérées comme des concentrations « sans effet ».

Le second ensemble de données établit une corrélation entre des effets néfastes et la présence de résidus de PBDE dans les œufs d'oiseaux (principalement ceux de rapaces) dans la nature. À Osprey dans l'État de Washington, on a constaté une accumulation de PBDE dans les œufs chez tous les balbuzards pêcheurs (Henny *et al.*, Les auteurs ont indiqué que les concentrations (légèrement) supérieures à 1 000 ng/g en poids humide dans les œufs seraient associées à un déclin de la productivité (mais n'ont pas enregistré d'amincissement de la coquille). Johansson *et al.* (2009) ont relié la baisse du succès de la reproduction avec la hausse des concentrations de PBDE chez les faucons pèlerins sauvages dans le sud de la Suède. On trouvait aussi des résidus de plusieurs autres contaminants organiques halogénés chez ces oiseaux. Les données étaient très éparpillées et ne révélaient pas de seuil évident, mais à environ 1 000 ng/g pl, la productivité des nids était de 2,5 poussins par nid et à environ 7 000 ng/g pl dans les œufs (environ 400 ng/g en poids humide dans les œufs, en supposant une teneur en lipides de 6,6 %), le nombre de rejetons par femelle devenait inférieur à 1.

On a élaboré des recommandations pour la qualité de l'environnement relatives aux oiseaux sauvages en se fondant tant sur le régime alimentaire que sur les œufs. Les RFRAF relatives aux oiseaux sauvages ont été formulées à partir des études sur l'alimentation des crécerelles menées par Fernie *et al.* (2008, 2009). Ici, une CSENO par voie alimentaire (la plus faible concentration à l'essai) de 0,3 µg/g d'aliments en poids humide a provoqué des effets d'ordre reproductif et comportemental. Si l'on calcule une CSENO en divisant la CMENO par 5,6 (CCME, 1993), en adoptant une méthode fondée sur la CMAT et en appliquant un facteur d'incertitude de 10, on obtient une valeur de 13 ng/g d'aliments en poids humide (= 0,013 µg/g).

En ce qui concerne les œufs, on a retenu une valeur de 288 ng/g en poids humide dans les œufs (Fernie *et al.*, 2009) comme valeur critique de toxicité pour l'élaboration de la recommandation. Cette valeur correspond à la somme des congénères individuels, principalement les congénères 99, 153 et 100. La valeur est corroborée par les résultats des travaux de Johansson *et al.* (2009), soit une concentration de 400 ng/g en poids humide dans les œufs, d'après les études de terrain. Un facteur d'application de 10 a été appliqué afin de tenir compte du manque de données dose-réponse exhaustives. L'application d'autres facteurs d'application ramènerait les Recommandations fédérales

pour la qualité de l'environnement à des concentrations de fond dans les œufs auxquelles aucun effet néfaste n'a été observé en laboratoire (3,01 ng/g en poids humide chez les crécerelles, Fernie *et al.* [2009]; < 3,5 ng/g en poids humide chez les faucons pèlerins, Johansson *et al.* [2009]). Quoi qu'il en soit, cette recommandation manque de fiabilité et doit être utilisée avec prudence.

### ***Facteurs à considérer dans la mise en œuvre de lignes directrices***

Les Recommandations pour la qualité de l'environnement sont présentées ici pour différents congénères de PBDE dans divers milieux. Elles peuvent s'appliquer à un congénère, lorsqu'il est connu, ou à la concentration totale du groupe d'homologues correspondant. Les congénères considérés ici pour les Recommandations sont utilisables selon l'approche adoptée pour règlementer et suivre les PBDE au Canada. Dans l'idéal, la toxicité des congénères et des homologues serait mise en corrélation par l'utilisation d'équivalents toxiques, sauf que de telles corrélations n'ont pas encore été élaborées par Environnement Canada ou par d'autres juridictions et de plus les données actuelles sont insuffisantes pour recourir à cette approche. Avec la méthode des équivalents toxiques, les concentrations mesurées pour chaque congénère sont divisées par la valeur de leur recommandation respective, puis la somme des fractions est calculée. Si la somme est supérieure à 1, la « recommandation » est dépassée et une analyse supplémentaire est recommandée. Selon une deuxième approche similaire, qui utilise l'indice de la qualité des eaux, l'ampleur et la fréquence des dépassements de la recommandation respective sont normalisées pour obtenir un pourcentage. Les valeurs élevées sont une indication de bonne qualité (valeurs bien en dessous des Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement), tandis que les valeurs faibles indiquent une mauvaise qualité de l'eau, qui nécessite une fois de plus un suivi. Ces deux méthodes sont utiles pour établir un classement relatif des sites nécessitant davantage d'attention.

### ***Interactions avec d'autres contaminants***

La toxicité des PBDE s'ajoute à celle de polluants organiques anthropiques isomorphiques sur le plan fonctionnel. Les PBDE comme le DDE entraînent un amincissement de la coquille des œufs (Fernie *et al.*, 2009). Les PBDE, le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT), les BPC et l'HBCD induisent tous le cancer par un mécanisme non mutagène (de Wit 2002). Les PBDE causent aussi des perturbations thyroïdiennes par l'intermédiaire d'un mécanisme de liaison de l'HBCD, du tétrabromobisphénol A (TBBPA) et des métabolites hydroxylés des BPC avec la transthyrétine (de Wit, 2002). Dans des études réalisées par Ucán-Marín *et al.* (2009, 2010), on a noté que le BDE-47, en concurrence avec les principales hormones thyroïdiennes (thyronine et thyroxine), possédait une affinité de liaison plus faible que celles-ci, mais tout de même substantielle, pour l'albumine et la transthyrétine de goéland et d'humain recombinantes, et qu'un métabolite présumé du BDE-47, le 6-hydroxy-BDE-47, avait une affinité de liaison supérieure à celle de ces hormones thyroïdiennes. À titre comparatif, les affinités de liaison *in vitro* du métabolite 4-hydroxy-CB187 de BPC étaient supérieures à celles de la thyronine et de la thyroxine pour l'albumine comme pour la transthyrétine d'humain et de goéland. En outre, les PBDE, l'HBCD, ainsi que les

BPC substitués en ortho et les BPC coplanaires ont tous une incidence sur la différenciation des cellules neuronales et entraînent des anomalies irréversibles du comportement moteur spontané chez les mammifères (de Wit, 2002). De fait, le caractère additif de la toxicité de certains ignifuges bromés a été démontré dans le cadre d'une étude de 26 jours sur l'ensemble du cycle vital des copépodes (*Nitocra spinipes*) exposés à un mélange de BDE-28, d'HBCD, de tétrabromobisphénol-A (TBBPA), d'éther hydroxyéthylrique de tétrabromobisphénol-A (TBBPA EHOH), de tétrabromoéthylcyclohexane (TBECH) et de tribromophénol (2,4,6-BrPh). On a constaté une augmentation significative de la mortalité pour les mélanges de ces ignifuges bromés à leur CSEO respective. À des concentrations correspondant à cinq fois les CSEO, tous les copépodes sont morts. Une telle observation souligne la nécessité de se pencher sur la toxicité des mélanges complexes dans l'environnement.

Les PBDE peuvent agir comme antagonistes avec certains polluants organiques. Par exemple, les effets immunotoxiques induits par les PBDE sont contraires aux effets des BPC observés chez des oiseaux aquatiques vivant en colonies (Ferne *et al.*, 2005). De plus, les PBDE exercent leur toxicité différemment d'autres polluants organiques anthropiques. Par exemple, la structure chimique des PBDE est semblable à celle de BPC substitués en ortho mais, vu l'existence de résultats contradictoires à cet égard, on ne sait pas si les PBDE agissent sur les AhR ou non (Peters *et al.*, 2006; Martin *et al.* 2007). Les PBDE ne perturbent ni l'activité de la protéine kinase ni le système immunitaire (Ferne *et al.*, 2009).

### ***Limitations des données***

Tout au long de la présente fiche d'information, on a mis l'emphase sur le manque de données sur la toxicité concernant les compartiments pour lesquels les Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement ont été formulées. Par conséquent, des marges d'incertitude considérables sont associées aux seuils de toxicité, et c'est pourquoi des facteurs d'application prudents ont été appliqués. Pour diminuer les incertitudes dans les recommandations, des études à long terme sur la toxicité des PBDE seraient nécessaires pour des espèces propres au Canada. Les Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement relatives aux PBDE pourraient être révisées si de nouvelles données devenaient disponibles.

## Références

ACCBFRIP (American Chemistry Council Brominated Flame Retardant Industry Panel). 2001a. Decabromodiphenyl ether: A prolonged sediment toxicity test with *Lumbriculus variegatus* using spiked sediment with 2% total organic carbon. Rapport final. Projet n° 439A-113, Wildlife International, Ltd., février.

ACCBFRIP (American Chemistry Council Brominated Flame Retardant Industry Panel). 2001b. Decabromodiphenyl ether: A prolonged sediment toxicity test with *Lumbriculus variegatus* using spiked sediment with 5% total organic carbon. Rapport final. Projet n° 439A-114, Wildlife International, Ltd., février.

Alaee, M., C. Cannon, D. Muir, P. Blanchard, K. Brice et P. Fellin. 2001. Spatial distribution and seasonal variation of PBDEs in Arctic and Great Lakes air. *Organohalogen Compd.* 52: 26–29.

Bidleman, T.F., M. Alaee et G. Stern. 2001. New persistent toxic chemicals in the environment. Dans : S. Kalthok (éd.), résumé des travaux de recherche menés dans le cadre du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord en 2000-2001. Ministère des Affaires indiennes et du Nord, Ottawa, Ontario. p. 93–104.

Canada. 2010. Résumé du rapport sur l'état des connaissances scientifiques écologiques concernant le Décabromodiphényléther. *Gazette du Canada*, vol. 144, n° 35, p. 2318-2320. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/>

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1998. Protocole d'élaboration de recommandations pour les résidus dans les tissus en vue de protéger les espèces fauniques consommant le biote aquatique au Canada. Dans : Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 2007. Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique. Dans : Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

CMABFRIP. 1997. Octabromodiphenyl oxide (OBDPO): A flow-through life-cycle toxicity test with the cladoceran (*Daphnia magna*). Rapport final. Wildlife International Ltd. Projet n° 439A-104, mai 1997.

Communautés européennes. 2001. European Union risk assessment report. Diphenyl ether, pentabromo derivative (pentabromodiphenyl ether). CAS No.: 32534-81-9. EINECS No.: 251-084-2. Risk assessment. Rapport final, août 2000. Royaume-Uni pour le compte de l'Union européenne.

Communautés européennes. 2002. European Union risk assessment report.

Bis(pentabromophenyl) ether. CAS No.: 1163-19-5. EINECS No.: 214-604-9. Risk assessment. Rapport final, 2002. France et Royaume-Uni pour le compte de l'Union européenne.

Communautés européennes. 2003. European Union risk assessment report. Diphenyl ether, octabromo derivative. CAS No: 32536-52-0. EINECS No.: 251-087-9. Risk assessment. Rapport final, 2003. France et Royaume-Uni pour le compte de l'Union européenne.

Darnerud, P., G. Eriksen, T. Johannesson, P. Larsen et M. Viluksela. 2001. Polybrominated diphenyl ethers: occurrence, dietary exposure, and toxicology. *Environmental Health Perspectives* 9 (suppl. 1):49–68.

de Wit, C.A. 2002. An overview of brominated flame retardants in the environment. *Chemosphere* 46: 583–624.

Easton, M.D.L., D. Lusznik et E. Von der Geest. 2002. Preliminary examination of contaminant loadings in farmed salmon, wild salmon and commercial salmon feed. *Chemosphere* 46: 1053–1074.

Eriksson, P., E. Jakobsson et A. Fredriksson. 1998. Developmental neurotoxicity of brominated flame-retardants, polybrominated diphenyl ethers and tetrabromo-bis-phenol A. *Organohalogen Compounds* 35: 375–377.

Eriksson, J., E. Jakobsson, G. Marsh et Å. Bergman. 2001. Photo decomposition of brominated diphenyl ethers in methanol/water. Résumés. The Second International Workshop on Brominated Flame Retardants. BFR 2001 Stockholm. 14-16 mai. Université de Stockholm, Suède. p. 203-206.

Environnement Canada. 2004. PBDÉ. Registre environnemental de la LCPE – Polybromodiphényléthers (PBDÉ). Novembre 2009 ([http://www.ec.gc.ca/CEPARegistry/documents/subs\\_list/PBDE\\_draft/PBDEfaq.cfm](http://www.ec.gc.ca/CEPARegistry/documents/subs_list/PBDE_draft/PBDEfaq.cfm))

Environnement Canada. 2006. Document de travail connexe dans le cadre de l'évaluation de l'examen environnemental préalable de l'éther diphenylique polybromé, Environnement Canada, Gatineau, juin 2006.

Environnement Canada. 2009. Gestion des substances toxiques. Informations sur la substance – Polybromodiphényléthers. Nov. 2009 ([http://www.ec.gc.ca/TOXICS/EN/detail.cfm?par\\_substanceID=201&par\\_actn=s1](http://www.ec.gc.ca/TOXICS/EN/detail.cfm?par_substanceID=201&par_actn=s1)).

Environnement Canada. 2010. Rapport sur l'état des connaissances scientifiques écologiques concernant le décabromodiphényléther (decaBDE) : bioaccumulation et transformation, Environnement Canada, Gatineau, août 2010, 171 p.

Fernie, K.J., J.L. Shutt, G. Mayne, D. Hoffman, R.J. Letcher, K.G. Drouillard et I.J.

- Ritchie. 2005a. Exposure to polybrominated diphenyl ethers (PBDEs): changes in thyroid, vitamin A, glutathione homeostasis, and oxidative stress in American kestrels (*Falco sparverius*). *Toxicol. Sci.* 88: 375-383.
- Fernie, K.J., G. Mayne, J.L. Shutt, C. Pekarik, K.A. Grasman, R.J. Letcher et K. Drouillard. 2005b. Evidence of immunomodulation in nestling American kestrels (*Falco sparverius*) exposed to environmentally relevant PBDEs. *Environ. Pollut.* 138: 485-493.
- Fernie, K.J., J.L. Shutt, I.J. Ritchie, R.J. Letcher, K.G. Drouillard et D.M. Bird. 2006. Changes in the growth, but not the survival, of American kestrels (*Falco sparverius*) exposed to environmentally relevant polybrominated diphenyl ethers. *J. Toxicol Environ. Health A* 69: 1541-1554.
- Fernie, K.J., J.L. Shutt, R.J. Letcher, I.J. Ritchie, K. Sullivan et D.M. Bird. 2008. Change in reproductive courtship behaviours of adult American kestrels (*Falco sparverius*) exposed to environmentally relevant levels of the polybrominated diphenyl ether mixture, DE-71. *Toxicol. Sci.* 102: 171-178.
- Fernie, K.J., J.L. Shutt, G. Mayne, R.J. Letcher, I.J. Ritchie et D.M. Bird. 2009a. Environmentally relevant concentrations of DE-71 and HBCD alter eggshell thickness and reproductive success of American kestrels. *Environ. Sci. Technol.* 43: 2124-2130.
- Fernie, K.J., S.C. Martenson, K. Sullivan, J.L. Shutt, R.J. Letcher, I.J. Ritchie et D.M. Bird. 2009b. The effects of brominated flame retardants (HBCD & PBDEs) on reproductive behaviour and physiology of American kestrels (*Falco sparverius*): conservation implications. Affiche présentée lors du 36<sup>e</sup> Atelier annuel sur la toxicité aquatique. La Malbaie, Québec.
- Gauthier, L.T., C.E. Hebert, D.V. Chip Weseloh et R.J. Letcher. 2008. Dramatic changes in the temporal trends of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in herring gull eggs from the Laurentian Great Lakes: 1982-2006. *Environ. Sci. Technol.* 42: 1524-1530.
- Gerecke, A.C., P.C. Hartmann, N.V. Heeb, H.-P. E. Kohler, W. Giger, P. Schmid, M. Zennegg et M. Kohler. 2005. Anaerobic degradation of decabromodiphenyl ether. *Environ. Sci. Technol.* 39: 1078-1083.
- Gouin, T., G.O. Thomas, I. Cousins, J. Barber, D. Mackay et K.C. Jones. 2002. Air-surface exchange of polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls. *Environ. Sci. Technol.* 36: 1426-1434. Information complémentaire accessible à l'adresse [http://pubs.acs.org/subscribe/journals/esthag/supinfo/36/i07/es011105k/es011105k\\_s.pdf](http://pubs.acs.org/subscribe/journals/esthag/supinfo/36/i07/es011105k/es011105k_s.pdf).
- Gouin, T. et T. Harner. 2003. Modelling the environmental fate of polybrominated diphenyl ethers. *Environment International* 29: 717-724.
- Gouvernement du Canada. 2000. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*, C.P. 2000-348, 29 mars

2000, DORS/2000-107. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/archives/p2/2000/2000-03-29/pdf/g2-13407.pdf>. Great Lakes Chemical Corporation. 1984. 90-day dietary study in rats with pentabromodiphenyl oxide (DE-71). Rapport final. Projet n° WIL-12011, WIL Research Laboratories, Inc.

Great Lakes Chemical Corporation. 2000a. Pentabromodiphenyl oxide (PeBDPO): A prolonged sediment toxicity test with *Hyalella azteca* using spiked sediment. Wildlife International, Ltd. Projet n° 298A-111, avril 2000.

Great Lakes Chemical Corporation. 2000b. Pentabromodiphenyl oxide (PeBDPO): A prolonged sediment toxicity test with *Chironomus riparius* using spiked sediment. Wildlife International, Ltd. Projet n° 298A-110, avril 2000.

Great Lakes Chemical Corporation. 2000c. Pentabromodiphenyl oxide (PeBDPO): A prolonged sediment toxicity test with *Lumbriculus variegatus* using spiked sediment. Wildlife International, Ltd. Projet n° 298A-109, avril 2000.

Great Lakes Chemical Corporation. 2001a. Octabromodiphenyl ether: A prolonged sediment toxicity test with *Lumbriculus variegatus* using spiked sediment with 2% total organic carbon. Rapport final. Projet n° 298A-112, Wildlife International, Ltd., février.

Great Lakes Chemical Corporation. 2001b. Octabromodiphenyl ether: A prolonged sediment toxicity test with *Lumbriculus variegatus* using spiked sediment with 5% total organic carbon. Rapport final. Projet n° 298A-113, Wildlife International, Ltd., février.

Great Lakes Chemical Corporation. 2005. Great Lakes Chemical Corporation Completes Phase-Out of Two Flame Retardants. Communiqué de presse. 18 janvier 2005 ([www.e1.greatlakes.com/corp/common/jsp/index.jsp](http://www.e1.greatlakes.com/corp/common/jsp/index.jsp)).

Harner, T. et M. Shoeib. 2002. Measurements of octanol-air partition coefficients for polybrominated diphenyl ethers (PBDEs): Predicting partitioning in the environment. *J. Chem. Eng. Data* 47: 228-232.

Henny, C.J., J.L. Kaiser, R.A. Grove, B.L. Johnson et R.L. Letcher. 2009. Polybrominated diphenyl ether flame retardants in eggs may reduce reproductive success of ospreys on Oregon and Washington, USA. *Ecotoxicology* 18: 802-813.

ICL Industrial Products. 2005. Termination of the production and sales of FR-1208 (Octabromodiphenyl oxide). Communiqué de presse. 2 février 2005. (<http://www.iclfr.com>).

Johansson, A.-K., U. Sellstrom, P. Lindberg, A. Bignert et C.A. deWit. 2009. Polybrominated diphenyl ether congener patterns, hexabromocyclododecane, and brominated-biphenyl 153 in eggs of peregrine falcons (*Falco peregrinus*) breeding in Sweden. *Environ. Toxicol. Chem.* 28: 9-17.

- Kodavanti, P.R.S., T.R. Ward, G. Ludewig, L.W. Robertson et L.S. Birnbaum. 2005. Polybrominated diphenyl ether (PBDE) effects in rat neuronal cultures: 14C-PBDE accumulation, biological effects, and structure-activity relationships. *Toxicol. Sci.* 88: 181-192.
- Kolic, T.M., K.A. MacPherson, E.J. Reiner, T. Ho, S. Kleywegt, A. Dove et C. Marvin. 2004. Brominated diphenyl ether levels: a comparison of tributary sediments versus biosolid material. *Organohalogen Compounds* 66: 3830-3835.
- La Guardia, M.J., R.C. Hale, E. Harvey, T.M. Mainor et M.O. Gaylor. 2001. Polybrominated diphenyl ethers in land-applied sewage sludge (biosolids). Affiche présentée à la 22<sup>e</sup> assemblée annuelle de la Society of Environmental Toxicology and Chemistry, novembre 2001.
- Lebeuf, M. et S. Trottier. 2001. The relationship between age and levels of polybrominated diphenyl ethers in beluga whales from the St. Lawrence Estuary, Canada. *Organohalogen Compd.* 52: 22–25.
- Lincer, J.L. 1975. DDE-induced eggshell thinning in the American kestrel: A comparison of the field situation and laboratory results. *J. Appl. Ecol.* 12: 781-793.
- Luckey, F.J., B. Fowler et S. Litten. 2002. Establishing baseline levels of polybrominated diphenyl ethers in Lake Ontario surface waters. Manuscrit non publié daté du 2002/03/01. New York State Department of Environmental Conservation, Division of Water, 50 Wolf Road, Albany, NY 12233-3508.
- Martinson, S.C., D.M. Bird, J.L. Shutt, R.J. Letcher, J.I. Ritchie et K.J. Fernie. 2010. Multi-generational effects of PBDE exposure: Embryonic exposure of male American kestrels (*Falco sparverius*) to DE-71 alters reproductive success and behaviors. *Environ. Toxicol. Chem.* 29: 1740-1747.
- Martin, P. A., G.J. Mayne, S.J. Bursian, G.Tomy, V. Palace, C. Pekarik et J. Smits. 2007. Immunotoxicity of the commercial polybrominated diphenyl ether mixture De-71 in ranch mink (*Mustela vison*). *Environ. Toxicol. Chem.* 26: 988–997.
- McKernan, M.A., B.A. Rattner, R.C. Hale et M.A. Ottinger. 2009. Toxicity of polybrominated diphenyl ethers (DE-71) in chicken (*Gallus gallus*), mallard (*Anas platyrhynchos*) and American kestrel (*Falco sparverius*) embryos and hatchlings. *Environ. Toxicol. Chem.* 28: 1007-1017.
- Nakari, T. et S. Huhtala. 2008. Comparison of toxicity of congener-153 of PCB, PBB, and PBDE to *Daphnia magna*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 71: 514–518.
- Noël, M., N. Dangerfield, R.A.S. Hourston, W. Belzer, P. Shaw, M.B. Yunker et P.S. Ross. 2009. Do trans-Pacific air masses deliver PBDEs to coastal British Columbia, Canada? *Environmental Pollution* 157: 3404-3412.

Norris J.M., R.J. Kociba, B.A. Schwetz, J.Q. Rose, C.G. Humiston, G.L. Jewett, P.J. Gehring et J.B. Mailhes. 1975. Toxicology of octabromobiphenyl and decabromodiphenyl oxide. *Environ. Health Perspect.* 11: 153–161.

OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques). 1994. Selected brominated flame retardants. Risk Reduction Monograph No. 3, Série de monographies de l'OCDE sur l'environnement, n° 102, Paris (<http://www.oecd.org/ehs/ehsmono/#RISK>).

OMS (Organisation mondiale de la santé). 1994. Brominated diphenyl ethers. Environmental Health Criteria 162, Programme international sur la sécurité des substances chimiques, OMS, Genève.

Palm, A. 2001. The environmental fate of polybrominated diphenyl ethers in the Centre of Stockholm - assessment using a multimedia fugacity model. Thèse de maîtrise en sciences, Umeå Universitet, Stockholm, Suède. 58 p.

Peters, A.K., J.T. Sanderson, A. Bergman et M. van den Berg. 2006. Antagonism of TCDD-induced ethoxyresorufin-O-deethylation activity by polybrominated diphenylethers (PBDEs) in primary cynomolgus monkey (*Macaca fascicularis*) hepatocytes. *Toxicology Letters* 164: 123–132.

Rahman, F., K.H. Langford, M.D. Scrimshaw et J.N. Lester. 2001. Polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants. *Sci. Total Environ.* 275: 1–17.

Rayne, S., M.G. Ikonomou et B. Antcliffe. 2003. Rapidly increasing polybrominated diphenyl ether concentrations in the Columbia River system from 1992 to 2000. *Environ. Sci. Technol.* 37: 2847–2854.

RPA Ltd. (Risk Policy & Analysts Limited). 2000. Risk reduction strategy and analysis of advantages and drawbacks for pentabromodiphenyl ether. Mars 2000. Rapport préparé pour le ministère britannique de l'environnement, du transport et des régions.

Stapleton, H.M., R.J. Letcher, J. Li et J.E. Baker. 2004a. Dietary accumulation of polybrominated diphenyl ethers by juvenile carp (*Cyprinus carpio*). *Environ. Toxicol. Chem.* 23: 1939-1946.

Stapleton, H.M., R.J. Letcher et J.E. Baker. 2004b. Debromination of polybrominated diphenyl ethers BDE 99 and BDE 183 in the intestinal tract of the common carp (*Cyprinus carpio*). *Environ. Sci. Technol.* 38: 1054-1061.

Stapleton, H.M. et J.E. Baker. 2003. Debromination of BDE congeners by the common carp (*Cyprinus carpio*). 5<sup>e</sup> Atelier annuel sur les produits ignifuges bromés dans l'environnement, 22-23 août 2003. Boston, MA.

Strandberg, B., N.G. Dodder, I. Basu et R.A. Hites. 2001. Concentrations and spatial variations of polybrominated diphenyl ethers and other organohalogen compounds in Great Lakes air. *Environ. Sci. Technol.* 35: 1078–1083.

Taylor, C. L., M. P. Latimer et P. Winn. 2003. Impaired delayed spatial win-shift behaviour on the eight arm radial maze following excitotoxic lesions of the medial prefrontal cortex in the rat. *Behavioural Brain Research* 147: 107-114.

Ucán-Marín, F., A. Arukwe, A. Mortensen, G.W. Gabrielsen, G.A. Fox et R.J. Letcher. 2009. Recombinant transthyretin purification and competitive binding with organohalogen compounds in two gull species (*Larus argentatus* and *Larus hyperboreus*). *Toxicol. Sci.* 107: 440-450.

Ucán-Marín, F., A. Arukwe, A. Mortensen, G.W. Gabrielsen et R.J. Letcher. 2010. Recombinant albumin transport protein from gull species (*Larus argentatus* and *hyperboreus*) and human: Chlorinated and brominated contaminant binding and thyroid hormones. *Environ. Sci. Technol.* 44: 497-504.

USEPA (Environmental Protection Agency des États-Unis). 2005. Polybrominated diphenylethers (PBDEs) Significant New Use Rule (SNUR) Questions and Answers. ([www.epa.gov/oppt/pbde/qanda.htm](http://www.epa.gov/oppt/pbde/qanda.htm)).

van den Steen, E., M. Eens, A. Covaci, A.C. Dirtu, V.L.B. Jaspers, H. Neels et R. Pinxten. 2009. An exposure study with polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in female European starlings (*Sturnus vulgaris*): toxicokinetics and reproductive effects. *Environ. Pollut.* 157: 430-436.

Viberg, H., A. Fredericksson et P. Ericckson. 2002. Neonatal exposure to the brominated flame retardant 2,2',4,4',5-pentabromodiphenyl ether causes altered susceptibility in the cholinergic transmitter system in the adult mouse. *Toxicol. Sci.* 67: 104-107.

Viberg H., A. Fredriksson et P. Eriksson. 2003a. Neonatal exposure to polybrominated diphenyl ether (PBDE 153) disrupts spontaneous behaviour, impairs learning and memory, and decreases hippocampal cholinergic receptors in adult mice. *Toxicology and Applied Pharmacology* 192: 95-106.

Viberg, H., A. Fredriksson, E. Jakobsson et P. Eriksson. 2003b. Neurobehavioral derangements in adult mice receiving decabrominated diphenyl ether (PBDE 209) during a defined period of neonatal brain development. *Toxicol Sci.* 76: 112–120.

Viberg H, N. Johansson, A. Fredriksson, J. Eriksson, G. Marsh et P. Eriksson. 2006. Neonatal exposure to higher brominated diphenyl ethers, hepta-, octa-, or nonabromodiphenyl ether, impairs spontaneous behavior and learning and memory functions of adult mice. *Toxicol. Sci.* 92: 211–218.

Whyte, J.J., R.E. Jung, C.J. Schmitt et D.E. Tilitt. 2000. Ethoxyresorufin-O-deethylase

(EROD) activity in fish as a biomarker of chemical exposure. *Crit. Rev. Toxicol.* 30: 347-570.

Wollenberger, L., L. Dinan et M. Breitholt. 2005. Brominated flame retardants: activities in a crustacean development test and in an ecdysteroid screening assay. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24: 400-407.

Yen, J.H., W.C. Liao, W.C. Chen et Y.S. Wang. 2009. Interaction of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) with anaerobic mixed bacterial cultures isolated from river sediment. *Journal of Hazardous Materials* 165: 518-524.

Zhou, T., M.M. Taylor, M.J. DeVito et K.M. Crofton. 2002. Developmental exposure to brominated diphenyl ethers results in thyroid hormone disruption. *Toxicol. Sci.* 66: 105-116.

### *Glossaire*

BPC – polychlorobiphényle

BrPh-tribromophénol

CAS – Chemical Abstracts Service

CCME – Conseil canadien des ministres de l'environnement

CESE – concentration estimée sans effet

Congénère – un composé qui appartient à une série d'homologues et qui diffère uniquement par la position des atomes de brome dans la molécule. Par exemple, pour l'homologue tribromodiphényléther, les trois atomes de brome peuvent être positionnés aux carbones 1,2,3; 1,2,4; 1,2,5; 1,2,6; 2,3,4, etc. Par conséquent, il peut y avoir un total de 24 congénères. Les congénères de monoBDE, de diBDE, de triBDE, de tétraBDE, de pentaBDE, d'hexaBDE, d'heptaBDE, d'octaBDE, de nonaBDE et de décaBDE peuvent respectivement être au nombre de 3, 12, 24, 42, 46, 42, 24, 12, 3 et 1. Il n'y a qu'un seul congénère du décaBDE puisqu'il n'existe qu'une configuration possible pour les dix atomes de brome.

DMENO – dose minimale avec effet nocif observé

DSENO – dose sans effet nocif observé

EROD – éthoxyrésorufine-*O*-déséthylase – Mesure catalytique de l'induction du cytochrome P4501A. Il s'agit d'un biomarqueur chez les poissons. Une multitude de produits chimiques induisent l'activité de l'EROD chez une variété d'espèces de poissons, les inducteurs les plus puissants étant les analogues structurels de la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-*p*-dioxine (Whyte *et al.*, 2000)

FA – facteur d'application

FABS – facteur d'accumulation biote-sédiments

FBA – facteur de bioaccumulation

FBA<sub>m</sub> – facteur de bioamplification

FBC – facteur de bioconcentration

FI : facteur d'incertitude

HBCD – hexabromocyclododécane

Homologue – un composé appartenant à une série de substances qui ont la même structure de base et qui diffèrent uniquement par le nombre d'unités répétées, notamment le nombre d'atomes de brome dans la molécule. Pour les PBDE, les homologues sont les suivants : monobromodiphényléther, dibromodiphényléther, tribromodiphényléther (3 atomes de brome), tétrabromodiphényléther (4 atomes de brome), pentabromodiphényléther (5 atomes de brome), hexabromodiphényléther (6 atomes de brome), heptabromodiphényléther (7 atomes de brome), octabromodiphényléther (8 atomes de brome), nonabromodiphényléther (9 atomes de brome) et décabromodiphényléther (10 atomes de brome).

LCPE (1999)– *Loi canadienne sur la protection de l'environnement 1999*

p.c. – poids corporel

p.h. – poids humide

p.s. – poids sec

PBDE - polybromodiéthyléther

PBiT – (p)ersistant, (b)ioaccumulable et (i)ntrinsèquement (t)oxique

pl – poids de lipides

REP – rapport d'évaluation préalable

RFQE – Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement

RFQS – Recommandations fédérales pour la qualité des sédiments

RFRAF – Recommandations fédérales sur le régime alimentaire de la faune

RFTP – Recommandations fédérales sur les tissus des poissons

TBBPA – tétrabromobisphénol A

TBBPA EHOH – éther hydroxyéthylique de tétrabromobisphénol A

TBECH – tétrabromoéthylcyclohexane

VCT – valeur critique de toxicité