



*Loi canadienne sur la protection de l'environnement de 1999*  
**Rapport d'évaluation environnementale préalable des  
polybromodiphényléthers (PBDE)**

Février 2004

Environnement Canada

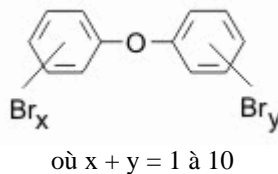


Figure 1. Structure des PBDE

## Introduction

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* 1999 (LCPE 1999) exige du ministre de l'Environnement et de celui de la Santé qu'ils procèdent à des évaluations préalables des substances répondant aux critères de catégorisation stipulés par La Loi et les règlements afférents, afin de déterminer dans les meilleurs délais si des substances présentent ou sont susceptibles de présenter un risque pour l'environnement ou pour la santé humaine. S'appuyant sur les résultats d'une évaluation préalable, les ministres peuvent proposer qu'aucune autre mesure ne soit prise à l'égard d'une substance, que la substance soit inscrite sur la Liste des substances d'intérêt prioritaire (LSIP) en vue d'une évaluation plus approfondie, ou recommander que la substance soit inscrite sur la Liste des substances toxiques de l'annexe 1 et, le cas échéant, qu'elle fasse l'objet d'une quasi-élimination.

Une évaluation préalable est l'analyse d'une substance fondée sur des hypothèses prudentes afin de déterminer si cette substance est « toxique » ou peut devenir « toxique » au sens de la LCPE 1999. L'évaluation environnementale préalable consiste à faire l'examen de divers renseignements pertinents et à formuler des conclusions fondées sur le poids de la preuve, tel qu'exigé par l'article 76.1 de la LCPE de 1999. La présente évaluation préalable ne constitue pas un examen approfondi de toutes les données disponibles; on y trouve plutôt les études les plus importantes et les ensembles de faits à l'appui des conclusions. L'un de ces ensembles a trait à l'examen des quotients de risque servant à déterminer les effets écologiques possibles. On y examine aussi d'autres éléments qui influent sur le risque actuel ou potentiel, notamment la persistance, la bioaccumulation, la transformation chimique et les tendances des concentrations ambiantes.

Sept polybromodiphényléthers (PBDE) figurent sur la liste pilote des 123 substances choisies pour une évaluation préalable pilote en vertu de la LCPE de 1999. Ces substances ont été retenues à cause

de leur potentiel de persistance ou de bioaccumulation dans l'environnement et de leur toxicité intrinsèque pour les organismes présents dans l'environnement.

Les données pertinentes à l'évaluation environnementale préalable des PBDE ont été obtenues de documents originaux, d'analyses documentaires et de bases de données ou de fichiers du secteur commercial ou gouvernemental. Une recherche a été effectuée dans les bases de données des ouvrages scientifiques pour l'obtention des références, et des contacts directs ont été établis avec des chercheurs, le milieu universitaire, l'industrie et d'autres organismes gouvernementaux afin d'obtenir des renseignements pertinents sur les PBDE. Des balayages et des recherches portant sur les publications et les comptes rendus de conférences de même que des recherches sur Internet ont été faits pour obtenir d'autres renseignements pertinents. Le présent document est fondé sur les données qui avaient été obtenues en octobre 2003. En outre, une enquête auprès de l'industrie a été réalisée pour l'année 2000 par le moyen d'un avis publié dans la *Gazette du Canada* conformément à l'article 71 de la LCPE de 1999. Cette enquête a permis d'obtenir des données sur la fabrication, l'importation, l'utilisation et les rejets de PBDE au Canada (Environnement Canada, 2001). Des études toxicologiques ont aussi été présentées par l'industrie en vertu de l'article 70 de la LCPE de 1999.

Le présent rapport d'évaluation environnementale préalable et les documents de travail connexes non publiés ont été rédigés par une équipe d'évaluateurs d'Environnement Canada de la Direction de la protection de l'environnement de la région du Pacifique et du Yukon, à Vancouver (C.-B.), avec l'aide d'évaluateurs et de gestionnaires de la Direction des substances existantes, à Gatineau (Québec). Le rapport a fait l'objet d'un examen externe réalisé par des experts canadiens et étrangers des milieux gouvernementaux et universitaires, notamment M. Alaei (Institut national de recherches sur les eaux, Environnement Canada), L. Birnbaum (Environmental Protection Agency des États-Unis), C. de Wit (Université de Stockholm), S. Dungey (Environment Agency du R.-U.), R. Hale (College of William and Mary, Virginie), R. Law (Centre for Environmental, Fisheries and Aquaculture Science, R.-U.), F. Luckey (Environmental Protection Agency, É.-U.), J. Maguire (Institut national de recherches sur les eaux, Environnement Canada), R. Norstrom (Centre national de la recherche faunique, Environnement Canada) et D. Stewart (région de l'Ontario, Environnement Canada).

Les rapports d'évaluation préalable des effets sur l'environnement et la santé humaine ont été approuvés par le Comité de gestion de la LCPE d'Environnement Canada et de Santé Canada. Les documents de travail connexes à l'évaluation environnementale peuvent être obtenus sur demande, par courrier électronique, à : PSL.LSIP@ec.gc.ca. De l'information sur les évaluations préalables des effets sur l'environnement en vertu de la LCPE de 1999 peut être obtenue à l'adresse Internet : <http://www.ec.gc.ca/substances/ese>. Les documents de travail connexes à l'évaluation de la santé humaine peuvent être obtenus sur demande, par courrier électronique, à : ExSD@hc-sc.gc.ca. De l'information de fond additionnelle sur les évaluations préalables des effets sur la santé humaine peut être obtenue à l'adresse Internet : <http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/exsd/splash.htm>.

Les renseignements essentiels et les considérations servant de fondements à la présente évaluation sont résumés plus bas.

## Identité, utilisations et sources de rejets

Les PBDE sont une catégorie de substances qui regroupe 209 congénères possibles dont le nombre d'atomes de brome peut varier de un à dix. La présente évaluation porte sur les sept homologues de PBDE que l'on retrouve sur la Liste intérieure des substances (LIS) et qui figurent aussi sur la liste des 123 substances faisant l'objet du projet pilote :

- Éther tétrabromodiphénylique - (tétraBDE), n° CAS : 40088-47-9;
- Oxyde de diphenyle, dérivé pentabromé - (pentaBDE), n° CAS : 32534-81-9;
- Oxyde de diphenyle, dérivé hexabromé - (hexaBDE), n° CAS : 36483-60-0;
- Oxyde de diphenyle, dérivé heptabromé - (heptaBDE), n° CAS : 68928-80-3;
- Oxyde de diphenyle, dérivé octabromé - (octaBDE), n° CAS : 32536-52-0;
- Pentabromo(tétrabromophénoxy) - (nonaBDE), n° CAS : 63936-56-1;
- Oxyde de bis(pentabromophényle) - (décaBDE), n° CAS : 1163-19-5.

Ces PBDE se retrouvent dans trois mélanges commerciaux que l'on désigne généralement comme le pentabromodiphényléther (PeBDE), l'octabromodiphényléther (OBDE) et le décabromodiphényléther (DBDE). Le PeBDE est surtout un mélange des congénères pentaBDE, tétraBDE et hexaBDE, mais on y trouve aussi des traces d'heptaBDE et de tribromodiphényléther (triBDE). L'OBDE est un mélange contenant surtout de l'heptaBDE, de l'octaBDE et de l'hexaBDE, mais on peut aussi y trouver de petites quantités de nonaBDE et de décaBDE. Les formulations actuelles de DBDE ne contiennent pratiquement que du décaBDE bien que l'on y trouve une très petite quantité de nonaBDE.

Les PBDE servent surtout d'ignifuges additifs dans les résines de polymères et les plastiques et, dans une moindre mesure, dans des adhésifs, des scellants et des revêtements. Les ignifuges additifs sont physiquement intégrés aux matériaux traités, au contraire des ignifuges réactifs qui y sont liés chimiquement. Par conséquent, les premiers sont, dans une certaine mesure, plus susceptibles de se déplacer dans la matrice de polymère et d'en être expulsés. Il a été estimé qu'au moins 90 % environ du PeBDE produit dans le monde était utilisé dans des mousses de polyuréthane que l'on retrouve dans les meubles de bureau et de résidence, les rembourrages automobiles, les produits d'insonorisation et les produits d'imitation du bois (OMS, 1994; Communauté économique européenne, 2000; RPA Ltd., 2000). La plus grande partie de l'OBDE produit dans le monde est ajoutée à des polymères (surtout de l'acrylonitrile-butadiène-styrène) qui servent ensuite à la fabrication de boîtiers d'ordinateurs et de meubles de bureau, de tuyaux et de raccords, de pièces automobiles et d'appareils électroménagers (OMS, 1994; Communauté économique européenne, 2002b). Le DBDE est un agent ignifuge largement utilisé dans le polystyrène et d'autres polymères résistant aux chocs d'utilisation généralisée pour les boîtiers d'ordinateurs et de téléviseurs, les composants électriques et électroniques, les câbles et les revêtements textiles d'envers (OCDE, 1994; Communauté économique européenne 2002a).

La demande mondiale totale de PBDE s'élevait à 67 390 tonnes environ en 2001 se répartissant en 56 100 tonnes de DBDE, 7 500 tonnes de PeBDE et 3 790 tonnes environ d'OBDE (BSEF, 2003). On note des écarts appréciables de l'utilisation des PBDE selon le continent (voir le tableau 1). La

différence la plus importante a trait au fait que le PeBDE n'est pratiquement utilisé que dans les Amériques.

Tableau 1. Demande commerciale de PBDE en 1999 (BSEF, 2003)

Produit commercial	Amériques <sup>a</sup>		Europe <sup>b</sup>		Asie <sup>c</sup>	
	Demande commerciale (%)	Consommation estimée (tonnes)	Demande commerciale (%)	Consommation estimée (tonnes)	Demande commerciale (%)	Consommation estimée (tonnes)
DBDE	44	24 500	13	7 600	43	24 050
OBDE	40	1 500	16	610	44	1 680
PeBDE	95	7 100	2	150	3	250

<sup>a</sup> Tous les pays de l'Amérique du Nord, de l'Amérique du Sud et de l'Amérique centrale.

<sup>b</sup> Tous les pays de l'Europe orientale et occidentale.

<sup>c</sup> Australie, Nouvelle-Zélande et sous-continent indien.

Une enquête réalisée pour l'année 2000 au moyen d'un *Avis concernant certaines substances de la Liste intérieure des substances (LIS)*, en vertu de l'article 71, a montré qu'aucun PBDE n'était fabriqué au Canada et que tout juste 1 300 tonnes de PBDE, sous forme de produits commerciaux (de la fabrication à la finition d'articles), avaient été importées ou expédiées au pays (Environnement Canada, 2001). Selon les quantités signalées, le PeBDE est le produit qui aurait été importé en plus grande quantité, suivi par le DBDE. Une très petite quantité d'OBDE a aussi été importée au Canada en 2000. Les volumes rapportés n'incluent pas des quantités importées en articles finis.

Des PBDE peuvent être rejetés dans l'environnement pendant la fabrication et le traitement des polymères tout au long de la durée d'utilisation des articles en contenant et, ensuite, lorsque ces articles sont éliminés.

### Devenir, exposition et effets

Étant donné leur faible pression de vapeur, leur très faible solubilité dans l'eau et leur coefficient de partage octanol/eau ( $\log K_{oc}$ ) élevé (tableau 2), on prévoit que les PBDE qui pénètrent dans l'environnement auront tendance à se lier à la fraction organique de la matière particulaire. Ainsi, si des quantités égales de pentaBDE étaient rejetées dans l'air, l'eau et le sol, une modélisation de la fugacité de niveau III (EPI v. 3.10, Syracuse Research Corporation) montre que la plus grande partie de la substance se retrouverait dans les sédiments (59 % environ) ; viennent ensuite le sol (40 % environ), l'eau (1,2 %) et l'air (0,2 %). Les caractéristiques de répartition des autres PBDE faisant l'objet de la présente évaluation sont très semblables.

Les PBDE moins bromés (tétra- à hepta-PBDE) sont légèrement plus solubles dans l'eau et sont davantage sujets à la volatilisation et au transport atmosphérique que les PBDE davantage bromés. Dans l'atmosphère, ces homologues auraient également tendance à s'agréger à des particules. On signale que les valeurs prises par le log  $K_{oe}$  et par le log  $K_{ae}$  des PBDE davantage bromés sont supérieures et que ces substances tendent davantage à demeurer sous forme solide. S'il se produisait un transport de ces substances, ce serait probablement sous forme de particules. Les chercheurs ont observé que le transport des PBDE moins bromés peut être caractérisé par une progression par sauts, correspondant à une série de cycles de dépôt et de volatilisation qui dépendent en partie des fluctuations saisonnières et quotidiennes de la température (Gouin et Harner, 2003).

À partir de différents modèles (c.-à-d. TaPL3-2.10, ELPOS-1.1.1, Chemrange-2 et Globo-POP-1.1), Wania et Dugani (2003) ont étudié le potentiel de transport à grande distance des PBDE en fonction de différentes propriétés physiques et chimiques de ces substances (la solubilité dans l'eau, la pression de vapeur, le log $K_{oe}$ , le log $K_{oa}$ , le log $K_{ae}$  et la demi-vie estimée dans différents milieux). Ils ont constaté que tous les modèles donnaient des résultats comparables, le tétra-BDE montrant le plus grand potentiel de transport atmosphérique, le déca-BDE montrant le plus faible potentiel. Ces chercheurs ont estimé entre 1113 et 2483 km la distance caractéristique de transport (DCT) du tétra-BDE, entre 608 et 1349 km celle des penta-BDE, et entre 480 et 735 km celle du déca-BDE. La DCT est la distance qu'une parcelle d'air a franchi au moment où 1/e ou 63 % de la substance a été éliminée par décomposition ou par dépôt (Gouin et Mackay, 2002).

Lors d'une étude antérieure, Dugani et Wania (2002) ont également prédit, à partir de modèles, que, de tout le lot, les congénères de PBDE contenant entre 4 et 6 atomes de brome présenteraient un potentiel de transport à distance supérieur à celui des congénères contenant plus ou encore moins d'atomes de brome qu'eux. Ces chercheurs ont observé que le transport des congénères contenant moins d'atomes de brome est limité par leur décomposition atmosphérique, alors que celui des congénères contenant un nombre plus élevé d'atomes de brome est limité par leur faible volatilité. La décomposition atmosphérique est ralentie aux faibles températures, de sorte que certains modèles peuvent donner lieu à une sous-estimation du potentiel de transport à distance des congénères plus légers (Dugani et Wania, 2002).

Comme Il sera mentionné plus loin dans le rapport, la concentration de PBDE s'est accrue de manière exponentielle dans le biote de l'Arctique depuis deux décennies, et ils ont été mesurés dans l'air de l'Arctique. Cela nous porte à penser que le transport atmosphérique à distance des PBDE est efficace.

Tableau 2. Propriétés physiques et chimiques de PBDE du commerce et de leurs constituants

Propriété	PeBDE	OBDE	DBDE
Masse moléculaire	485,8 (tétraBDE) 564,7 (pentaBDE) (OMS, 1994)	643,6 (hexaBDE) 722,3 (heptaBDE) 801,4 (octaBDE) (OMS, 1994)	880,4 (nonaBDE) 959,2 (décaBDE) (OMS, 1994)
État physique (20 °C; 101 325 kPa)	liquide visqueux ou semi-solide, Solide cristallin blanc (isomères de penta-BDE à l'état pur) (Communauté économique européenne, 2000)	poudre ou flocons (Communauté économique européenne, 2002b)	poudre cristalline (Communauté économique européenne, 2002a)
Pression de vapeur (21°C; Pa)	$4,69 \times 10^{-5}$ (Stensel et Nixon 1997 dans Communauté économique européenne, 2000)	$6,59 \times 10^{-6}$ (CMABFRIP, 1997a) $1,58 \times 10^{-6} - 4,68 \times 10^{-7}$ (hexa-heptaBDEs 25 °C ; Tittlemier et al. 2002)	$4,63 \times 10^{-6}$ (CMABFRIP, 1997e) $2,95 \times 10^{-9}$ (estimated for decaBDE ; Wania et Dugani 2003)
Solubilité dans l'eau (25 °C; µg/L)	13,3 10,9 (tétraBDE) 2,4 (pentaBDE) (Stenzel et Markley, 1997)	0,5 (CMABFRIP, 1997b)	<0,1 (CMABFRIP, 1997f)
Log K <sub>oe</sub>	6,57 (MacGregor et Nixon, 1997)	6,29 (CMABFRIP, 1997c) 8.35-8.90 (Watanabe et Tatsukawa 1990 dans Communauté économique européenne, 2002b)	6,27 (CMABFRIP, 1997g) 9.97 (Watanabe et Tatsukawa 1990 dans Communauté économique européenne, 2002a)
Constante de la loi d'Henry (25 °C; Pa·m <sup>3</sup> /mol)	11 (Communauté économique européenne, 2000)	10,6 (estimation) (Communauté économique européenne, 2002b)	>44 (estimation) (Communauté économique européenne, 2002a)

Des PBDE ont été décelés dans tous les milieux environnementaux (voir les tableaux 3 et 4) et certains faits montrent que leurs concentrations dans l'environnement nord-américain sont à la hausse. Gouin *et al.* (2002) ont mesuré des concentrations de PBDE totaux (somme de 21 congénères) qui variaient de 10 à 1 300 pg/m<sup>3</sup> dans des échantillons d'air prélevés en zone rurale dans le sud de l'Ontario au début du printemps 2000. Des concentrations de PBDE totaux (congénères non précisés) atteignant 28 pg/m<sup>3</sup> ont été décelées dans des échantillons d'air prélevés dans l'Arctique canadien au cours de 1994 et 1995 (Alaee *et al.*, 2000).

Luckey *et al.* (2002) ont mesuré des concentrations de PBDE totaux (de mono à heptaBDE), en phase soluble ou particulaire, atteignant 6 pg/L environ dans les eaux de surface du lac Ontario en 1999. Plus de 60 % du total était représenté par du BDE47 (tétraBDE) et du BDE99 (pentaBDE), les BDE100 (pentaBDE) et BDE 153 et 154 (congénères heptaBDE) ne représentant chacun que de 5 à 8 % du total. Stapleton et Baker (2001) ont analysé des échantillons d'eau du lac Michigan en 1997, 1998 et 1999 et obtenu des concentrations de PBDE totaux (PBDE 47, 99, 100, 153, 154 et 183) variant de 31 à 158 pg/L.

Des PBDE ont été décelés dans des échantillons de sédiments et de sol prélevés dans toute l'Amérique du Nord et des concentrations élevées ont été mesurées dans des boues résiduares. Rayne *et al.* (2003) ont déterminé des concentrations de PBDE (somme de huit congénères de di à pentaBDE) allant de 2,7 à 91 µg/kg de carbone organique (CO) dans 11 sédiments de surface prélevés en 2001 dans divers sites du réseau du fleuve Columbia, dans le sud-est de la Colombie-Britannique. Des eaux usées domestiques provenant de champs d'épuration de fosses septiques se sont avérées les principales sources possibles de PBDE dans la région. Dodder *et al.* (2002) ont signalé des concentrations totales de tétra, penta et hexaBDE d'environ 5 à 38 µg/kg, en poids sec (ps), dans les sédiments d'un lac des États-Unis situé à proximité de sources présumées de PBDE. Les résultats préliminaires d'une étude de Muir *et al.* (2003) font état de concentrations de BDE209 le long d'un transect nord-sud allant du sud de l'Ontario et du nord de l'État de New York à l'île Ellesmere. Les concentrations les plus élevées de BDE209 (jusqu'à 12 µg/kg ps) ont été notées dans des sédiments prélevés dans la partie ouest du bassin du lac Ontario. Les sédiments de deux lacs arctiques présentaient aussi des concentrations mesurables de 0,075 et de 0,042 µg BDE209/kg-ps. L'un de ces lacs était situé à proximité d'un aéroport de sorte que l'on ne peut exclure des rejets de PBDE de cette source. Le deuxième était cependant complètement isolé et n'était visité qu'à des fins d'échantillonnage. Les auteurs formulent l'hypothèse que le BDE209 a sans doute été transporté dans l'Arctique canadien fixé à des particules, étant donné sa faible pression de vapeur et son log  $K_{oc}$  élevé. Hale *et al.* (2002, 2003) ont signalé des concentrations de PBDE totaux (tétra et pentaBDE) de 76 µg/kg ps dans le sol à proximité d'une fabrique de mousse de polyuréthane aux États-Unis et de 13,6 µg/kg ps dans le sol sous le vent de cette installation.

Avant qu'elles ne soient épanchées, La Guardia *et al.* (2001) ont analysé 11 échantillons de boues provenant d'une usine de traitement des eaux usées de la région de Toronto, ainsi que de 10 usines situées dans la partie continentale des États-Unis. La concentration du total des PBDE (somme de 11 congénères tétra- à déca-BDE) dans l'échantillon torontois de boues d'égout s'élevait à 8280 µg/kg (pois sec), celle des échantillons américains variait entre 730 et 24 900 µg/kg (poids sec). Kolic *et al.* (2003) ont étudié les concentrations de PBDE dans des boues résiduares de 12 sites du sud de l'Ontario et obtenu des concentrations de PBDE totaux (21 congénères de mono à décaBDE) se situant entre 1 414 et 5 545 µg/kg ps. Hale *et al.* (2002) ont déterminé une concentration de PBDE totaux (somme des BDE 47, 99, 100 et 209) de 3 005 µg/kg ps dans un échantillon de boues prélevé en 2000 dans une usine d'épuration régionale déversant ses effluents dans la rivière Dan, en Virginie.

Tableau 3. Concentrations mesurées de PBDE dans l'environnement et dans des boues d'épuration en Amérique du Nord

Milieu	Endroit; année	Concentrations de PBDE totaux	Références
Air	Alert, Canada; 1994-1995	1 - 28 pg/m <sup>3</sup>	Alaee <i>et al.</i> , 2000
Air	Grands Lacs; 1997-1999	5,5 - 52 pg/m <sup>3</sup>	Strandberg <i>et al.</i> , 2001
Air	Sud de l'Ontario; 2000	10 - 1 300 pg/m <sup>3</sup>	Gouin <i>et al.</i> , 2002
Air	Ontario; 2000	3,4 - 46 pg/m <sup>3</sup>	Harner <i>et al.</i> , 2002
Eau	Lac Michigan; 1997-1999	31 - 158 pg/L	Stapleton et Baker 2001
Eau	Lac Ontario; 1999	6 pg/L	Luckey <i>et al.</i> , 2002
Sédiments	Lac Michigan; 1998	4,2 µg/kg ps	Stapleton et Baker 2001
Sédiments	Colombie-Britannique; 2001	2,7 - 91 µg/kg CO	Rayne <i>et al.</i> , 2003
Sol	États-Unis; 2000	<0,1 - 76 µg/kg ps	Hale <i>et al.</i> , 2002
Boues résiduares	Toronto, Canada	8 280 µg/kg ps	La Guardia <i>et al.</i> , 2001
	États-Unis	730 - 24 900 µg/kg ps	
Boues résiduares	États-Unis; 2000	3 005 µg/kg ps	Hale <i>et al.</i> , 2002

Alaee *et al.* (1999) ont signalé des concentrations moyennes de PBDE dans la graisse de mammifères marins de l'Arctique canadien de 25,8 µg/kg de lipides chez phoques annelés femelles (*Phoca hispida*), de 50,0 µg/kg dans la graisse de phoques annelés mâles, de 81,2 µg/kg dans les lipides de femelles du béluga (*Delphinapterus leucas*) et de 160 µg/kg dans les lipides de bélugas mâles. Dans ces échantillons, ce sont les congénères du tétraBDE et du pentaBDE qui étaient les plus abondants. Ikonomou *et al.* (2000) ont signalé des concentrations de PBDE dans des échantillons de biote provenant de la côte ouest et des Territoires du Nord-Ouest du Canada. La concentration la plus élevée de résidus de PBDE totaux, de 2 269 µg/kg de lipides, a été notée dans la graisse d'un marsouin commun de la région de Vancouver. Un congénère du tétraBDE, dont la concentration s'élevait à environ 1 200 µg/kg de lipides, représentait légèrement plus de la moitié des PBDE totaux de l'échantillon. Ikonomou *et al.* (2002a,b) ont analysé les tendances temporelles des concentrations chez des mammifères arctiques en déterminant les concentrations de PBDE dans la graisse de mâles de phoques annelés mâles de l'Arctique de 1981 à 2000. Les concentrations moyennes de PBDE totaux augmentaient de façon exponentielle pour passer d'environ 0,6 µg/kg de lipides, en 1981, à 6,0 µg/kg de lipides en 2000, ce qui représente une augmentation de huit fois. Ici aussi, le tétraBDE était le plus abondant et était suivi du pentaBDE. Une augmentation marquée des concentrations de PBDE dans les tissus était aussi apparente dans les échantillons de graisse prélevés de phoques communs de la baie de San Francisco de 1989 à 1998 (She *et al.*, 2002). Les concentrations de PBDE totaux (tétra, penta et hexaBDE) augmentaient pour passer de 88 µg/kg de lipides en 1989 à un maximum de 8 325 µg/kg de lipides en 1998, soit une période de seulement 10 années. Stern et Ikonomou (2000) ont examiné les concentrations de PBDE dans la graisse de bélugas mâles du sud-est de la baie de Baffin au cours de la période allant de 1982 à 1997 et noté une augmentation appréciable des concentrations de PBDE totaux (de tri à hexaBDE). Les concentrations moyennes de PBDE totaux étaient de 2 µg/kg de lipides environ en 1982 et atteignaient une valeur maximale de 15 µg/kg de lipides environ en 1997. Les résidus de PBDE totaux dans la graisse des bélugas de l'estuaire du Saint-Laurent ayant fait l'objet de prélèvements de 1997 à 1999 atteignaient 466 (± 230) µg/kg de poids humide (ph) de graisse chez les mâles adultes et 665 (± 457) µg/kg-ph de graisse chez les femelles adultes. Ces valeurs étaient de 20 fois environ supérieures aux concentrations notées chez les bélugas ayant fait l'objet de prélèvements de 1988 à 1990 (Lebeuf *et al.*, 2001).



Tableau 4. Concentrations mesurées de PBDE dans le biote en Amérique du Nord

Organismes	Endroit; année	Concentrations de PBDE totaux	Références
Crabe dormeur, hépatopancréas	Côte ouest, Canada; 1993-1995	4,2 - 480 µg/kg lipides	Ikonomou <i>et al.</i> , 2002b
Ménomini de montagne (muscle)	Fleuve Columbia, Colombie-Britannique; 1992-2000	0,726 - 131 µg/kg ph	Rayne <i>et al.</i> , 2003
Héron, oeuf	Colombie-Britannique; 1983-2000	1,308 - 288 µg/kg ph	Wakeford <i>et al.</i> , 2002
Guillemot marmette, oeuf	Nord du Canada; 1975-1998	0,442 - 2,93 µg/kg ph	
Fulmar, oeuf	Nord du Canada; 1975-1998	0,212 - 2,37 µg/kg ph	
Béluga, graisse	Arctique canadien	81,2-160 µg/kg lipides	Alaee <i>et al.</i> , 1999
Goéland argenté, oeuf	Grands Lacs; 1981-2000	9,4 - 1 544 µg/kg ph	Norstrom <i>et al.</i> , 2002
Touladi	Lac Ontario; 1997	95 µg/kg ph	Luross <i>et al.</i> , 2002
	Lac Érié; 1997	27 µg/kg ph	
	Lac Supérieur; 1997	56 µg/kg ph	
	Lac Huron; 1997	50 µg/kg ph	
Truite arc-en-ciel	Rivière Spokane, Washington, É.-U.; 1999	297 µg/kg ph	Johnson et Olson, 2001
Ménomini de montagne		1 250 µg/kg ph	
Meunier à grandes écailles		105 µg/kg ph	
Carpe	Virginie, É.-U.; 1998-1999	1 140 µg/kg ph	Hale <i>et al.</i> , 2001

Ces études démontrent que les concentrations de PBDE dans le biote canadien sont à la hausse et que des augmentations extrêmement importantes des concentrations dans les tissus sont survenues au cours des deux dernières décennies. Les concentrations élevées dans le biote correspondent aux régions industrialisées, mais l'incidence accrue des PBDE dans le biote de l'Arctique indique de plus en plus l'existence d'un transport atmosphérique à grande distance de ces composés (Stern et Ikonomou, 2000). Bien que le tétraBDE soit le congénère le plus abondant dans les organismes de la faune, on a noté récemment une évolution du profil des congénères présents dans les tissus. Ikonomou *et al.* (2002a) ont noté qu'au cours de la période 1981-2000, les concentrations de penta et d'hexaBDE dans la graisse des phoques annelés de l'Arctique augmentaient à un taux qui était presque le double de celui du tétraBDE.

Se fondant sur une analyse de la tendance temporelle des concentrations de PBDE chez les phoques annelés de l'Arctique, Ikonomou *et al.* (2002a) ont formulé l'hypothèse que si les taux de bioaccumulation actuels étaient maintenus, les PBDE surpasseraient les biphényles polychlorés (BPC) comme les composés organohalogénés les plus abondants dans les phoques de l'Arctique en 2050. Au contraire, des études récemment effectuées en Europe semblent indiquer que les concentrations de PBDE dans certains biotes européens ont atteint leur maximum. Des analyses de tendances temporelles fondées sur des oeufs de guillemot marmette (*Uria aalge*) de la mer Baltique (Sellström 1996; Sellström *et al.*, présenté) et des grands brochets (*Esox lucius*) du lac Bolmen en Suède (Kierkegaard *et al.*, 1999, présenté) indiquent un plafonnement et, peut-être, un déclin des

concentrations des congénères de type penta à partir du début des années 1990. Toute réduction observée des concentrations de PBDE dans le biote européen pourrait s'expliquer par les réductions récentes de la production et de l'utilisation de PeBDE commercial partout en Europe. Cela montre que la contamination par les PBDE notée dans le biote nord-américain a comme origine l'Amérique du Nord et ne provient pas de sources européennes (Ikonomou *et al.*, 2002a). Ce point est traité plus avant dans de Wit (2002) et Law *et al.* (2003).

L'analyse d'œufs entreposés de goélands argentés archivés (et prélevés en 1981, 1983, 1987, 1988, 1989, 1990, 1992, 1993, 1996, 1998, 1999 et 2000) a permis à Norstrom *et al.* (2002) de dégager des tendances chronologiques dans la concentration de PBDE entre 1981 et 2000. Aux stations des lacs Michigan, Huron et Ontario, la concentration totale des tétra- et des penta-BDE s'est accrue de 71 à 112 fois entre 1981 et 2000 (de 4,7 à 400,5 µg/kg à celle du lac Ontario, de 8,3 à 927,3 µg/kg à celle du lac Michigan et de 7,6 à 541,5 µg/kg à celle du lac Huron - en poids humide tous trois). On constate que ces hausses sont exponentielles à ces trois endroits. Au total, la concentration de tous les PBDE varie entre un minimum de 9,4 µg/kg (poids humide) au lac Ontario et un maximum de 1544 µg/kg (poids humide) au lac Michigan en 1998. Ces hausses sont en grande partie attribuables aux congénères tétra- et penta-BDE, mais on aura noté que la concentration des hexa- et des hepta-BDE s'est également accrue au cours de cette période.

Les valeurs, tant empiriques que prévues, montrent que tous les PBDE faisant l'objet de la présente évaluation environnementale préalable sont fortement persistants et satisfont aux critères de persistance définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* adopté en vertu de la LCPE de 1999 (tableau 5). Plus exactement, des tétra, penta, hexa et heptaBDE ont été décelés dans l'environnement arctique en dépit de leur très faible pression de vapeur, ce qui prouve qu'ils font l'objet d'un transport atmosphérique à grande distance. Il a été démontré que le décaBDE présent dans les sédiments naturels était stable et résistant à la biodégradation en conditions anaérobies pendant une période pouvant atteindre deux ans (de Wit, 2000). Une étude préliminaire a aussi permis de déceler du décaBDE dans des sédiments de l'Arctique (Muir *et al.*, 2003). Trois lacs arctiques du Nunavut ont fait l'objet de prélèvements. Les carottes sédimentaires prélevées au lac Romulus présentaient des teneurs non mesurables (seuil de détection de 0,1 µg/kg ps) de PBDE. Dans les lacs AX-AJ et Char, les concentrations équivalentes s'élevaient à 0,075 et à 0,042 µg/kg ps respectivement (seuil de détection non précisé). Étant donné sa faible pression de vapeur et son log  $K_{oc}$  élevé, les auteurs ont supposé que le décaBDE était transporté dans l'Arctique canadien fixé sur des particules.

Tableau 5. Critères de persistance et de bioaccumulation définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE de 1999

Persistance <sup>a</sup>		Bioaccumulation <sup>b</sup>
Milieu	Demi-vie	
Air	≥2 jours ou fait l'objet d'un transport atmosphérique, de sa source à une région éloignée	FBA ≥ 5 000
Eau		FBC ≥ 5 000
Sédiments	≥182 jours (≥6 mois)	log K <sub>oe</sub> ≥ 5
Sol	≥365 jours (≥12 mois)	
	≥182 jours (≥6 mois)	

<sup>a</sup> Une substance est persistante si un critère ou plus est atteint dans un milieu.

<sup>b</sup> Si le facteur de bioaccumulation (FBA) d'une substance ne peut être déterminé à l'aide de méthodes généralement reconnues, on utilise le facteur de bioconcentration (FBC) de la substance. Si le FBA ou le FBC ne peuvent être déterminés à l'aide de méthodes reconnues, on utilise le log K<sub>oe</sub>.

Bien que tous les PBDE de la présente évaluation sont jugés persistants, les données montrent que ces composés peuvent faire l'objet d'une certaine dégradation. Des études ont montré la transformation de PBDE fortement bromés (p. ex., de hepta à décaBDE) en des congénères moins bromés (p. ex., de tétra à hexaBDE) que l'on associe à des niveaux élevés de bioaccumulation. Une étude d'exposition par voie alimentaire a montré que des congénères de l'heptaBDE et du pentaBDE subissaient une transformation biologique rapide dans l'intestin de la carpe (*Cyprinus carpio*) et que de 10 à 12 % au moins de ces composés subissaient une débromation en des congénères de l'hexaBDE et du tétraBDE, respectivement (Stapleton, 2003; Stapleton et Baker, 2003). Ces produits de transformation s'accumulent ensuite dans les tissus de la carpe. Il a aussi été démontré que les carpes pouvaient, de façon limitée, transformer le décaBDE lorsqu'elles y étaient exposées par leur nourriture, et produire divers congénères de penta à octaBDE. Au cours d'une étude décrite par Stapleton (2003) et Stapleton et Baker (2003), moins de 1% du décaBDE ingéré était transformé de façon biologique par les carpes en des congénères allant du penta à l'octaBDE.

Il a aussi été démontré par bon nombre d'études que les PBDE présents sous forme de PeBDE, d'OBDE et de DBDE pouvaient faire l'objet d'une photodégradation dans diverses conditions de laboratoire (p. ex., Norris *et al.*, 1973, 1974; Herrmann *et al.*, 2003; Hua *et al.*, 2003; Peterman *et al.*, 2003). Ainsi, du décaBDE présent dans du toluène exposé à une lumière solaire artificielle présentait une demi-vie inférieure à 15 minutes. Mais la demi-vie du décaBDE est cependant plus longue (jusqu'à 200 heures environ) s'il est dispersé dans un solvant qui est ensuite appliqué sur un substrat, comme des sédiments (Söderström *et al.*, 2003). Leur persistance dans l'atmosphère et leur susceptibilité d'être transportées à distance dans l'atmosphère sont confirmées par la découverte à l'effet que les PBDE sont décomposés plus lentement par photodégradation lorsqu'ils sont associés à des particules.

Bien que la biodégradation de PBDE fortement bromés en conditions anaérobies ou aérobies n'ait pas été observée, même au cours d'études durant jusqu'à deux ans, on a formulé l'hypothèse qu'une biodégradation de congénères de PBDE fortement bromés pouvait se produire à long terme en conditions anaérobies, étant donné la déshalogénéation réductrice notée chez les biphényles polybromés (BPB) et les BPC (Communauté économique européenne, 2002a).

À l'échelle mondiale, le DBDE est le PBDE technique le plus utilisé (voir le tableau 1). Les faits portent à croire que les PBDE fortement bromés, comme l'octa et le décaBDE, sont des précurseurs de PBDE moins fortement bromés mais plus toxiques, bioaccumulables et persistants. La mesure dans laquelle ce phénomène accroît le risque général que posent les congénères du tétra à l'hexaBDE pour les organismes demeure inconnue, mais les faits justifient de s'en préoccuper.

Les données obtenues montrent que le tétra, le penta et l'hexaBDE sont fortement bioaccumulables, leur facteur de bioconcentration (FBC) étant supérieur à 5 000 pour les espèces aquatiques. Ces substances satisfont donc aux critères de la bioaccumulation énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE de 1999 (voir le tableau 5). Un FBC de 27 400 L/kg environ a été signalé pour le PeBDE par la Communauté économique européenne (2000) qui s'est fondée sur un nouveau calcul des données d'une étude de la CITI (1982) et dans laquelle des carpes avaient été exposées pendant huit semaines à des concentrations de PeBDE variant entre 10 et 100 µg/L. Ce FBC pour le produit commercial découle du FBC élevé calculé pour le composant tétraBDE. Les FBC recalculés pour les divers composants étaient de 66 700 L/kg pour le tétraBDE, de 17 700 et de 1 440 L/kg pour des congénères distincts du pentaBDE (non précisés) et de 5 640 et 2 580 L/kg pour des congénères distincts de l'hexaBDE (non précisés). Un facteur de bioaccumulation (FBA) de  $1,4 \times 10^6$  a été signalé pour le PeBDE chez des moules bleues (*Mytilus edulis*) exposées pendant 44 jours (Gustafsson *et al.*, 1999). Les mêmes auteurs ont signalé des FBC de  $1,3 \times 10^6$  pour le tétraBDE et de  $2,2 \times 10^5$  pour l'hexaBDE chez ces organismes. Les taux élevés d'accumulation dans le biote sont confirmés par des valeurs élevées du log  $K_{oc}$  pour les PBDE et des mentions de bioamplification du tétraBDE et du pentaBDE dans les chaînes alimentaires aquatiques (p. ex., Alaae et Wenning, 2002; de Wit, 2002).

Des études clés de la toxicité pour des organismes dans divers milieux environnementaux sont présentées dans le tableau 6. Comme les essais sont souvent effectués à partir de mélanges commerciaux, les effets doivent fréquemment être évalués dans le contexte des expositions totales à tous les congénères présents (voir plus bas).

### **Conclusion proposée pour les effets sur l'environnement**

La démarche adoptée pour la présente évaluation environnementale préalable consiste à examiner les divers renseignements pertinents et à formuler des conclusions fondées sur la méthode du poids de la preuve, tel qu'exigé par l'article 76.1 de la LCPE de 1999. Une attention particulière a été portée aux analyses des quotients de risque ainsi qu'à la persistance, à la bioaccumulation, à la transformation chimique et aux tendances des concentrations dans l'environnement.

Les données utilisées avaient trait à des produits commerciaux, à certains congénères et à des groupes d'homologues ou d'isomères. La présentation des données et les analyses des quotients de risque ont été structurées en fonction des PBDE commerciaux car une grande partie des données empiriques à la base de l'évaluation (p. ex., données pertinentes pour la toxicité dans l'environnement) ont été obtenues à partir de produits commerciaux. L'analyse des risques et les preuves scientifiques présentées dans le rapport s'appliquent néanmoins à tous les congénères trouvés dans le PeBDE, l'OBDE et le DBDE du commerce.

Le risque déterminé pour chaque produit commercial reflète les activités des divers PBDE en présence, ce qui complique l'interprétation des résultats. À cause de cela, de la structure chimique commune de ces substances et des facteurs influant sur leur transformation chimique, le PeBDE, l'OBDE, le DBDE et leurs constituants bromés sont évalués comme formant un même groupe.

Des analyses des quotients de risque, intégrant les expositions connues ou possibles aux effets environnementaux nocifs connus ou possibles, ont été effectuées pour chacun des PBDE commerciaux visés par la présente évaluation. Une analyse des voies d'exposition et l'identification ultérieure des récepteurs sensibles ont servi au choix des paramètres d'évaluation environnementale (p. ex., effets nocifs sur la reproduction d'espèces de poissons sensibles d'une communauté). Pour chaque paramètre, une valeur estimée d'exposition (VEE) prudente a été choisie à partir des données empiriques des études de surveillance. En l'absence de telles données, les VEE ont été fondées sur des calculs simples prenant en compte certaines conditions environnementales locales, mais surtout les paramètres environnementaux généraux. On a utilisé de préférence les concentrations des produits chimiques obtenues dans les environnements du Canada et de l'Amérique du Nord pour le calcul des VEE, mais des données provenant d'autres régions du monde ont été utilisées en l'absence de données canadiennes en quantité et en qualité suffisantes, ou pour obtenir un poids de la preuve. Les VEE représentent généralement les pires situations et constituent un indice de la possibilité que ces substances atteignent des concentrations préoccupantes tout en permettant de préciser les régions où ces concentrations seraient le plus probablement atteintes.

Une valeur estimée sans effet observé (VESEO) a aussi été obtenue en divisant la valeur critique de la toxicité (VCT) par un facteur d'application. La VCT représente la plus faible valeur d'écotoxicité obtenue à partir d'un ensemble de données acceptables et disponibles. L'exposition à long terme étant source de préoccupations, la préférence a généralement été accordée aux données de toxicité chronique. En l'absence de telles données, les données ci-après ont été utilisées, par ordre de préférence : données de toxicité aiguë, données analogues, données de relation quantitative structure-activité (RQSA) et données tirées des méthodes de partage à l'équilibre.

Des facteurs d'application ont été obtenus par une méthode multiplicative qui fait appel à des facteurs de 10 pour tenir compte des diverses sources d'incertitude liée aux extrapolations et aux déductions appliquées aux variations intra et interspécifiques, aux écarts de sensibilité des paramètres biologiques, à l'extrapolation des effets en laboratoire aux effets sur le terrain qui sont nécessaires pour appliquer à des écosystèmes des essais portant sur une seule espèce, et aux effets possibles de la présence simultanée d'autres substances. Dans le cas des substances qui satisfont aux deux critères de persistance et de bioaccumulation présentés dans le règlement de la LCPE de 1999 (voir le tableau 5), un facteur d'application supplémentaire de 10 a été appliqué à la VCT.

Les quotients de risque obtenus pour les PBDE sont résumés dans le tableau 7. Les données d'exposition utilisées à titre de VEE sont présentées dans les tableaux 3 et 4 et résumées dans les notes du tableau 7. Les données de toxicité utilisées pour déterminer les VCT et les VESEO sont résumées dans le tableau 6.

L'analyse des quotients de risque montre que le risque le plus important que peuvent présenter les PBDE dans l'environnement canadien résulte de l'intoxication secondaire de la faune après

consommation de proies présentant des concentrations élevées de congénères de PBDE que l'on retrouve dans le PeBDE et l'OBDE. Les concentrations élevées de constituants du PeBDE des sédiments peuvent présenter un risque pour les organismes benthiques. L'hexaBDE est un constituant du PeBDE et de l'OBDE et pourrait résulter de la transformation des congénères heptaBDE, nonaBDE ou décaBDE. Par conséquent, le risque lié à ces constituants du PeBDE pourrait découler de l'utilisation d'OBDE ou de la débromation de PBDE fortement bromés, ainsi qu'à l'utilisation du PeBDE. L'analyse des risques pour les organismes du sol donne des quotients de risque inférieurs à 1 pour le PeBDE, l'OBDE et le DBDE, mais l'absence de données caractérisant les concentrations de PBDE dans le sol et les boues résiduelles épandues sur les sols souligne la nécessité de faire des recherches plus approfondies. À cause de leur très faible solubilité dans l'eau, le PeBDE, l'OBDE et le DBDE devraient présenter un faible risque de toxicité directe pour les organismes pélagiques. Dans la colonne d'eau, le risque associé aux constituants du PeBDE et de l'OBDE (congénères tétra, penta et hexaBDE) pourrait découler d'une bioaccumulation et d'une toxicité pour les consommateurs secondaires.

On manque de données pour caractériser la toxicité des PBDE pour la faune à l'état sauvage. De récentes études sur des rongeurs indiquent que l'exposition à ces substances peut donner lieu à des troubles comportementaux, à un dysfonctionnement hormonal thyroïdien et à des effets sur le foie (p. ex., Eriksson *et al.*, 2002; Zhou *et al.*, 2001 et 2002; Great Lakes Chemical Corporation, 1984). Le lien entre ces études et des effets potentiels, attribuable à l'accumulation de ces substances dans des populations à l'état sauvage doit être étudié davantage.

Des données diverses montrent que tous les congénères de PBDE ayant fait l'objet de la présente évaluation sont fortement persistants et que chacun d'entre eux satisfait aux critères de la persistance énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE de 1999.

Bien que tous les PBDE évalués soient jugés persistants, certains faits montrent qu'ils sont susceptibles de subir une certaine dégradation. Des études ont montré qu'il y avait transformation de PBDE fortement bromés (p. ex., de hepta à décaBDE) en des congénères moins bromés (p. ex., de tétra à hexaBDE), que l'on associe à une importante bioaccumulation.

Le DBDE est devenu le PBDE commercial le plus utilisé en Amérique du Nord et dans le monde. En Amérique du Nord et en Europe, ses concentrations dans les boues résiduelles et les sédiments sont souvent supérieures à celles des autres PBDE. Les concentrations de DBDE atteignent maintenant le mg/kg ps dans les boues résiduelles en Amérique du Nord. Une forte accumulation de DBDE dans l'environnement et des faits indiquant sa débromation ont amené les chercheurs à signaler qu'une dégradation même faible et à très long terme en des diphényléthers moins bromés pourrait avoir des conséquences écologiques graves au cours de périodes s'étendant sur plusieurs décennies. Bref, même si les concentrations d'homologues trouvés dans les DBDE utilisés dans le commerce, qui sont présentement décelées dans l'environnement, ne paraissent pas dépasser des seuils d'effets connus, la persistance dans l'ensemble de ces substances et leur transformation potentielle en formes bioaccumulables, ainsi que les tendances commerciales et environnementales observées, soulèvent des préoccupations sur le plan de l'environnement.

Des mesures montrent que les tétra, penta et hexaBDE sont fortement bioaccumulables et satisfont aux critères de la bioaccumulation du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE de 1999. Les concentrations de PBDE dans des oeufs de goéland argenté prélevés dans des sites d'échantillonnage des lacs Ontario, Huron et Michigan ont augmenté de façon exponentielle entre 1981 et 2000. Les concentrations de PBDE (surtout des congénères tétra et pentaBDE) ont aussi augmenté de façon exponentielle pendant la même période chez des phoques annelés mâles de l'Arctique. Le poids de la preuve montre que les PBDE fortement bromés sont des précurseurs de PBDE bioaccumulables et persistants. La mesure dans laquelle ce phénomène accroît le risque général que posent les congénères tétra à hexaBDE pour les organismes demeure inconnue, mais les faits justifient de s'en préoccuper. La Politique de gestion des substances toxiques (PGST) du gouvernement du Canada fait état du fait que : « Lorsqu'une substance de la voie 1 résulte de la dégradation ou de la transformation d'une substance mère dans l'environnement, la substance mère peut également être considérée comme une substance de la voie 1 ».

Tous les PBDE peuvent, par pyrolyse ou chauffage à très haute température, donner lieu à la formation de dibenzo-*p*-dioxines et de dibenzofurannes bromés (Communauté économique européenne, 2000, 2002a,b). Ces produits de transformation sont considérés comme des analogues bromés des dibenzo-*p*-dioxines et des dibenzofurannes polychlorés de la voie 1 de la PGST.

Les PBDE ayant fait l'objet de la présente évaluation ont des pressions de vapeur faibles, des constantes de la loi d'Henry peu élevées (voir le tableau 2) et ne devraient pas se répartir de façon appréciable dans l'atmosphère. Il est donc jugé qu'ils présentent un risque négligeable pour les processus atmosphériques, comme le réchauffement planétaire, l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique et la formation d'ozone troposphérique. Pour toutes ces raisons, on considère que ces substances présentent un risque négligeable relativement à des processus atmosphériques tels que le réchauffement planétaire, l'appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique et la formation d'ozone troposphérique. Il demeure néanmoins qu'elles restent dans l'atmosphère adsorbées à des particules en suspension dans l'air et qu'elles sont susceptibles d'être transportées à distance.

Il est donc conclu que le tétraBDE, le pentaBDE, l'hexaBDE, l'heptaBDE, l'octaBDE, le nonaBDE et le décaBDE, que l'on retrouve dans les formes commerciales du PeBDE, de l'OBDE et du DBDE, pénètrent dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique et qu'ils sont donc conformes à la définition de « substance toxique » de l'alinéa 64a) de la LCPE de 1999. Après examen des possibilités d'apport aux processus atmosphériques, il est conclu que les PBDE ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger pour l'environnement essentiel pour la vie, et ainsi ne satisfait pas la définition de « toxique » sous l'alinéa 64(b) de la LCPE de 1999.

Les données disponibles sur la persistance et la bioaccumulation du tétraBDE, du pentaBDE et de l'hexaBDE montrent qu'ils satisfont aux critères énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE de 1999. Leur présence dans l'environnement résulte avant tout d'activités anthropiques. Ce ne sont pas des radionucléides naturels non plus que des substances naturelles inorganiques. Les données sur la possibilité de débromation des formes de PBDE les plus

fortement bromées en formes bioaccumulables montrent que les formes plus fortement bromées peuvent aussi être considérées comme des substances de la voie 1 en vertu de la PGST.

### **Recommandation proposée aux ministres de l'Environnement et de la Santé**

Il est proposé que les PBDE, notamment le tétraBDE, le pentaBDE, l'hexaBDE, l'heptaBDE, l'octaBDE, le nonaBDE et le décaBDE, que l'on retrouve dans le PeBDE, l'OBDE et le DBDE du commerce soient considérés « toxiques » au sens de l'article 64 de la LCPE de 1999.

Il est proposé que l'on envisage d'ajouter le tétraBDE, le pentaBDE et l'hexaBDE, que l'on retrouve dans le PeBDE et l'OBDE du commerce, à la liste de quasi-élimination de la LCPE de 1999 et que les PBDE, notamment le tétraBDE, le pentaBDE, l'hexaBDE, l'heptaBDE, l'octaBDE, le nonaBDE et le décaBDE, que l'on retrouve dans le PeBDE, l'OBDE et le DBDE du commerce, soient considérés comme des substances de la voie 1 de la Politique de gestion des substances toxiques.



## 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.
- ACCBFRIP (American Chemistry Council Brominated Flame Retardant Industry Panel). 2001c. Effect of decabromodiphenyl oxide (DBDPO) on the survival and reproduction of the earthworm, *Eisenia fetida*. Rapport final. Projet n° 465440, ABC Laboratories, Inc., décembre.
- Alaee, M. et R.J. Wenning. 2002. The significance of brominated flame retardants in the environment: current understanding, issues and challenges. *Chemosphere* 46: 579–582.
- Alaee, M., J. Luross, D.B. Sergeant, D.C.G. Muir, D.M. Whittle et K. Solomon. 1999. Distribution of polybrominated diphenyl ethers in the Canadian environment. *Organohalogen Compd.* 40: 347–350 [cité dans Peltola et Ylä-Mononen 2001].
- Alaee, M., D. Sergeant, J. Luross et C. Cannon. 2000. Determination of brominated flame retardants in environmental matrices. Affiche, 48th American Society for Mass Spectrometry Conference on Mass Spectrometry and Allied Topics, Long Beach, Cal., 11–15 juin.
- Allchin, C.R., R.J. Law et S. Morris. 1999. Polybrominated diphenylethers in sediments and biota downstream of potential sources in the UK. *Environ. Pollut.* 105: 195–207.
- Bonnell Environmental Consulting. 2001. Conducting the multi-media exposure assessment of new substances in Canada. Rapport soumis à la Division des nouvelles substances, Environnement Canada, Hull, Québec.
- Breslin, W.J., H.D. Kirk et M.A. Zimmer. 1989. Teratogenic evaluation of a polybromodiphenyl oxide mixture in New Zealand White rabbits following oral exposure. *Fundam. Appl. Toxicol.* 12: 151–157.
- BSEF (Bromine Science and Environmental Forum). 2003. Major brominated flame retardants volume estimates. BSEF, Bruxelles, Belgique.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1998. Protocol for the derivation of Canadian tissue residue guidelines for the protection of wildlife that consume aquatic biota. CCME, Winnipeg [réimprimé dans CCME. 1999. Canadian environmental quality guidelines. Chap. 8. CCME, Winnipeg].

CITI (Chemicals Inspection and Testing Institute). 1982. The bioaccumulation of compound S512 by carp. Chemical Biotesting Center, CITI, Tokyo, Japon.

CMABFRIP (Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel). 1997a. Octabromobiphenyl oxide (OBDPO): Determination of the vapour pressure using a spinning rotor gauge. Projet n° 439C-114, Wildlife International, Ltd., 31 juillet.

CMABFRIP (Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel). 1997b. Octabromodiphenyl oxide (OBDPO): Determination of the water solubility. Projet n° 439C-110, Wildlife International, Ltd., 13 juin.

CMABFRIP (Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel). 1997c. Octabromodiphenyl oxide (OBDPO): Determination of n-octanol/water partition coefficient. Projet n° 439C-112, Wildlife International, Ltd., 23 juillet.

CMABFRIP (Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel). 1997d. Octabromodiphenyl oxide (OBDPO): A flow-through life-cycle toxicity test with the cladoceran (*Daphnia magna*). Rapport final. Projet n° 439A-104, Wildlife International, Ltd., mai.

CMABFRIP (Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel). 1997e. Decabromodiphenyl oxide (DBDPO): determination of the vapor pressure using a spinning rotor gauge. Projet n° 439C-115, Wildlife International, Ltd., 31 juillet.

CMABFRIP (Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel). 1997f. Decabromodiphenyl oxide (DBDPO): determination of water solubility. Projet n° 439C-102, Wildlife International, Ltd., juin.

CMABFRIP (Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel). 1997g. Decabromodiphenyl oxide (DBDPO): Determination of n-octanol/water partition coefficient. Projet n° 439C-101, Wildlife International, Ltd., 16 juin.

CMABFRIP (Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel). 1998. Pentabromodiphenyl oxide (PeBDPO): A flow-through life-cycle toxicity test with the cladoceran (*Daphnia magna*). Projet n° 439A-109, Wildlife International, Ltd., septembre.

de Wit, C. 2000. Brominated flame retardants. Persistent Organic Pollutants Report 5065, Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, Suède. 94 p.

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

de Wit, C. 2003. Communication personnelle avec J.P. Pasternak, Direction des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Vancouver (C.-B.). Institute of Applied Environmental Research (ITM), Stockholm University, Stockholm, Suède, juillet.

Dodder, N.G., B. Strandberg et R.A. Hites. 2002. Concentrations and spatial variations of polybrominated diphenyl ethers and several organochlorine compounds in fishes from the northeastern United States. *Environ. Sci. Technol.* 36: 146–151.

Communauté économique européenne/EEC (European Economic Community). 1994. Technical guidance document, Part I–V, ISBN 92-827-801 [1234], as described in EU Regulation 1488/94 O.J. No L 161, 29/06/1994. p. 0003–0011.

Communauté économique européenne/EEC (European Economic Community). 2000. European Union risk assessment report. CAS No.: 32534-81-9. EINECS No.: 251-084-2. Diphenyl ether, pentabromo deriv. EUR 19730 EN, Joint Research Centre. 288 p.

Communauté économique européenne/EEC (European Economic Community). 2002a. European Union risk assessment report. Bis(pentabromophenyl) ether. CAS No.: 1163-19-5, EINECS No.: 214-604-9. Rapport final, 2002. France et Royaume-Uni au nom de la CCE.

Communauté économique européenne/EEC (European Economic Community). 2002b. European Union risk assessment report. Diphenyl ether, octabromo derivative (octabromodiphenyl ether). CAS No.: 32536-52-0, EINECS No.: 251-087-9. Rapport final, 2002. France et Royaume-Uni au nom de la CCE..

Environment Agency. 1997. Report on the monitoring of brominated flame retardants in the environment. The Environment Agency, Bath, Royaume-Uni [cité dans Communauté économique européenne 2000].

Environnement Canada. 2000. *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*. Partie II de la Gazette du Canada 134(7): 607-612, 29 mars 2000.

Environnement Canada. 2001. Section 71 (CEPA 1999), Avis par rapport à certaines substances sur la Liste intérieure des substances (LIS). Gazette du Canada 135(6). Novembre.

Eriksson, P., H. Viberg, E. Jakobsson, U. Örn et A. Fredriksson. 2002. A brominated flame retardant, 2,2,4,4,5-pentabromodiphenyl ether: Uptake, retention, and induction of neurobehavioral alterations in mice during a critical phase of neonatal brain development. *Toxicol. Sci.* 67: 98–103.

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(7): 1426–1434.

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 *Lumbriculus variegatus* using spiked sediment. Projet n° 298A-109, Wildlife International, Ltd., avril.

Great Lakes Chemical Corporation. 2000b. Pentabromodiphenyl oxide (PeBDPO): A toxicity test to determine the effects of the test substance on seedling emergence of six species of plants. Rapport final. Projet n° 298-102, Wildlife International, Ltd., avril.

Great Lakes Chemical Corporation. 2000c. Analytical method verification for the determination of pentabromodiphenyl oxide (PeBDPO) in soil to support an acute toxicity study with the earthworm. Rapport final. Projet n° 298C-117, Wildlife International, Ltd., février.

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. 2001c. Effect of octabromodiphenyl oxide on the survival and reproduction of the earthworm, *Eisenia fetida*. Étude n° 46419, ABC Laboratories, Inc., décembre.

Gustafsson, K., M. Björk, S. Burreau et M. Gilek. 1999. Bioaccumulation kinetics of brominated flame retardants (polybrominated diphenyl ethers) in blue mussel (*Mytilus edulis*). Environ. Toxicol. Chem. 18: 1218–1224.

Hale, R.C., M.J. La Guardia, E.P. Harvey, T.M. Mainor, W.H. Duff et M.O. Gaylor. 2001. Polybrominated diphenyl ether flame retardants in Virginia freshwater fishes (USA). Environ. Sci. Technol. 35(23): 4585-4591.

Hale, R.C., M.J. La Guardia, E. Harvey et T.M. Mainor. 2002. Potential role of fire retardant-treated polyurethane foam as a source of brominated diphenyl ethers to the U.S. environment. Chemosphere 46: 729–735.

Hale, R.C., M. Alaei, J.B. Manchester-Neesvig, H.M. Stapleton et M.G. Ikononou. 2003. Polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants in the North American environment. Environ. Int. 29: 771–779.

Harner, T., M. Ikononou, M. Shoeib, G. Stern et M. Diamond. 2002. Passive air sampling results for polybrominated diphenyl ethers along an urban–rural transect. 4<sup>e</sup> Atelier annuel sur les produits ignifuges bromés dans l'environnement, 17–18 juin, Centre canadien des eaux intérieures, Burlington, Ontario. p. 51–54.

Herrmann, T., B. Schilling et O. Papke. 2003. Photolysis of PBDEs in solvents by exposure to sunlight in a routine laboratory. *Organohalogen Compd.* 63: 367–364.

Hua, I., N. Kang, C.T. Jafvert et J.R. Fábrega-Duque. 2003. Heterogeneous photochemical reactions of decabromodiphenyl ether. *Environ. Toxicol. Chem.* 22(4): 798–804.

Ikonomou, M.G., M. Fischer, T. He, R.F. Addison et T. Smith. 2000. Congener patterns, spatial and temporal trends of polybrominated diphenyl ethers in biota samples from the Canadian west coast and the Northwest Territories. *Organohalogen Compd.* 47: 77–80.

Ikonomou, M.G., S. Rayne et R.F. Addison. 2002a. Exponential increases of the brominated flame retardants, polybrominated diphenyl ethers, in the Canadian Arctic from 1981 to 2000. *Environ. Sci. Technol.* 36: 1886–1892.

Ikonomou, M.G., S. Rayne, M. Fischer, M.P. Fernandez et W. Cretney. 2002b. Occurrence and congener profiles of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in environmental samples from coastal British Columbia, Canada. *Chemosphere* 46: 649–663.

Johnson, A. 2003. Communication personnelle avec J. Pasternak, Direction des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Direction des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Vancouver (C.-B.). Environmental Assessment Program, Washington State Department of Ecology, Olympia, Wash., 9 septembre.

Johnson, A. et N. Olson. 2001. Analysis and occurrence of polybrominated diphenyl ethers in Washington State freshwater fish. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 41: 339–344.

Kierkegaard, A., U. Sellström, A. Bignert, M. Olsson, L. Asplund, B. Jansson et C. de Wit. 1999. Temporal trends of a polybrominated diphenyl ether (PBDE), a methoxylated PBDE, and hexabromocyclododecane (HBCD) in Swedish biota. *Organohalogen Compd.* 40: 367–370.

Kierkegaard, A., A. Bignert, U. Sellström, M. Olsson, L. Asplund, B. Jansson et C.A. de Wit. Polybrominated diphenyl ethers (PBDE) and their methoxylated derivatives in fish from Swedish waters with emphasis on temporal trends, 1967–2000. Submitted to *Environ. Pollut.*

Kolic, T.M., K.A. MacPherson, E.J. Reiner, T. Ho, S. Kleywegt, M. Payne et M. Alae. 2003. Investigation of brominated diphenyl ethers in various land applied materials. Abstracts of the 5th Annual Workshop on Brominated Flame Retardants in the Environment, 22–23 août, Boston, Mass.

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.

Law, R.J., C.R. Allchin, S. Morris et J. Reed. 1996. Analysis of brominated flame retardants in environmental samples. DFR No. C956H108, Directorate of Fisheries Research, Ministry of

Agriculture, Fisheries and Food, Burnham-on-Crouch, Royaume-Uni [cité dans Communauté économique européenne, 2002a].

Law, R.J., M. Alae, C.R. Allchin, J.P. Boon, M. Lebeuf, P. Lepom et G.A. Stern. 2003. Levels and trends of polybrominated diphenylethers (PBDEs) and other brominated flame retardants in wildlife. *Environ. Int.* 29: 757–770.

Lebeuf, M., K. Love et S. Trottier. 2001. Polybrominated diphenyl ethers in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence estuary, Canada: levels and temporal trends. Résumés du 2e Atelier international sur les ignifuges bromés, 14–16 mai 2001, Université de Stockholm, Stockholm, Suède, p. 305–308.

Lindberg, P., U. Sellström, L. Häggberg et C.A. de Wit. 2003. Higher brominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane found in eggs of peregrine falcons (*Falco peregrinus*) breeding in Sweden. *Environ. Sci. Technol.* Sous presse.

Luckey, F.J., B. Fowler et S. Litten. 2002. « Establishing baseline levels of polybrominated diphenyl ethers in Lake Ontario surface waters ». Manuscrit inédit du 1<sup>er</sup> mars 2002. Division of Water, New York State Department of Environmental Conservation, Albany, New York.

Luross, J.M., M. Alae, D.B. Sergeant, C.M. Cannon, D.M. Whittle, K.R. Solomon et D.C.G. Muir. 2002. Spatial distribution of polybrominated diphenyl ethers and polybrominated biphenyls in lake trout from the Laurentian Great Lakes. *Chemosphere* 46: 665–672.

MacGregor, J.A. et W.B. Nixon. 1997. Pentabromodiphenyl oxide (PeBDPO): Determination of n-octanol/water partition coefficient. Projet n° 439C-108, Wildlife International, Ltd., septembre [cité dans Communauté économique européenne 2000].

Muir, D., C. Teixeira, M. Chigak, F. Yang, I. D'Sa, C. Cannon, G. Pacepavicius et M. Alae. 2003. Current deposition and historical profiles of decabromodiphenyl ether in sediment cores. Dioxin 2003, 23rd International Symposium on Halogenated Environmental Organic Pollutants and POPs. *Organohalogen Compd.* 61: 77–80.

Norris, J.M., J.W. Ehrmantraut, C.L. Gibbons, R.J. Kociba, B.A. Schwetz, J.Q. Rose, C.G. Humiston, G.L. Jewett, W.B. Crummett, P.J. Gehring, J.B. Tirsell et J.S. Brosier. 1973. Toxicological and environmental factors involved in the selection of decabromodiphenyl oxide as a fire retardant chemical. *Appl. Polym. Symp.* 22: 195–219.

Norris, J.M., J.W. Ehrmantraut, C.L. Gibbons, R.J. Kociba, B.A. Schwetz, J.Q. Rose, C.G. Humiston, G.L. Jewett, W.B. Crummett, P.J. Gehring, J.B. Tirsell et J.S. Brosier. 1974. Toxicological and environmental factors involved in the selection of decabromodiphenyl oxide as a fire retardant chemical. *J. Fire Flamm. Combust. Toxicol.* 1: 52–77.

Norstrom, R.J., M. Simon, J. Moisey, B. Wakeford et D.V.C. Weseloh. 2002. Geographical distribution (2000) and temporal trends (1981–2000) of brominated diphenyl ethers in Great Lakes herring gull eggs. *Environ. Sci. Technol.* 36(22): 4783–4789.

OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques)/OECD ( Organization for Economic Co-operation and Development). 1994. Selected brominated flame retardants. Risk Reduction Monograph n° 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)/WHO (World Health Organization). 1994. Brominated diphenyl ethers. *Environmental Health Criteria* 162, International Programme on Chemical Safety, OMS, Genève.

Peltola, J. et L. Ylä-Mononen. 2001. Pentabromodiphenyl ether as a global POP. TemaNord 2000:XX, Chemicals Division, Finnish Environment Institute. 71 p. ([http://www.unece.org/env/popsxg/pentabromodiphenyl\\_ether.pdf](http://www.unece.org/env/popsxg/pentabromodiphenyl_ether.pdf)).

Peterman, P.H., C.E. Orazio et K.P. Feltz. 2003. Sunlight photolysis of 39 mono–hepta PBDE congeners in lipid. *Organohalogen Compd.* 63: 357–360.

Phipps G.L., G.T. Ankley, D.A. Benoit et V.R. Mattson. 1993. Use of the aquatic oligochaete *Lumbriculus variegatus* for assessing the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 269–279.

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(13): 2847–2854.

RPA Ltd. (Risk Policy and Analysts Limited). 2000. Risk reduction strategy and analysis of advantages and drawbacks for pentabromodiphenyl ether. Mars 2000. Rapport préparé pour le UK Department of the Environment, Transport and the Regions.

Sellström, U. 1996. « Polybrominated diphenyl ethers in the Swedish environment ». ITM-Rapport 1996: 45. Thèse de maîtrise, Institute of Applied Environmental Research, Université de Stockholm, Stockholm, Suède.

Sellström, U., G. Söderström, C. de Wit et M. Tysklind. 1998. Photolytic debromination of decabromodiphenyl ether (DeBDE). *Organohalogen Compd.* 35: 447–450.

Sellström, U., P. Lindberg, L. Häggberg et C. de Wit. 2001. Higher brominated PBDEs found in eggs of peregrine falcons (*Falco peregrinus*) breeding in Sweden. Résumés du 2e Atelier international sur les ignifuges bromés, 14–16 mai 2001, Université de Stockholm, Stockholm, Suède, p.159–162.

Sellström, U., A. Bignert, A. Kierkegaard, L. Häggberg, C.A. de Wit, M. Olsson et B. Jansson. A time trend study of polybrominated diphenyl ethers (PBDE) and hexabromocyclododecane (HBCD) in guillemot eggs from the Baltic Sea. *Soumis à Environ. Sci. Technol.*

She, J., M. Petreas, J. Winkler, P. Visita, M. McKinney et D. Kopec. 2002. PBDEs in the San Francisco Bay area: measurements in harbor seal blubber and human breast adipose tissue. *Chemosphere* 46: 697–707.

Sjödin, A. 2000. « Occupational and dietary exposure to organohalogen substances, with special emphasis on polybrominated diphenyl ethers ». Dissertation de doctorat, Université de Stockholm, Stockholm, Suède.

Söderström, G., U. Sellström, C.A. de Wit et M. Tysklind. 2003. Photolytic debromination of decabromodiphenyl ether (BDE 209). *Environ. Sci. Technol.* Sous presse.

Stapleton, H.M. 2003. « Assimilation and metabolism of polybrominated diphenyl ethers by the common carp ». Thèse de doctorat, Université du Maryland, Solomons, Maryland.

Stapleton, H.M. et J.E. Baker. 2001. Comparing the temporal trends, partitioning and biomagnification of PBDEs and PCBs in Lake Michigan. 3<sup>e</sup> Atelier annuel sur les produits ignifuges bromés dans l'environnement, 23–24 août, Centre canadien des eaux intérieures, Burlington, Ontario.

Stapleton, H.M. et J.E. Baker. 2003. Debromination of BDE congeners by the common carp (*Cyprinus carpio*). 5th Annual Workshop on Brominated Flame Retardants in the Environment, 22–23 août, Boston, Mass.

Stenzel, J.I. et B.J. Markley. 1997. Pentabromodiphenyl oxide: Determination of the water solubility. Project No. 439C-109, Wildlife International, Ltd. [cité dans Communauté économique européenne 2000].

Stern, G.A. et M. Ikonomou. 2000. Temporal trends of polybrominated biphenyl ethers in SE Baffin beluga: increasing evidence of long range atmospheric transport. *Organohalogen Compd.* 47: 81–84.

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.

Tittlemier, S.A. et G.T. Tomy. 2000. Vapor pressures of six brominated diphenyl ether congeners. *Organohalogen Compd.* 47: 206–209 [cité dans Peltola et Ylä-Mononen 2001].

Tysklind, M., U. Sellström, G. Söderström et C. de Wit. 2001. Abiotic transformation of polybrominated diphenylethers (PBDEs): photolytic debromination of decabromo diphenyl ether. Résumés du 2<sup>e</sup> Atelier international sur les ignifuges bromés, 14–16 mai 2001, Université de Stockholm, Stockholm, Suède, p. 42–45.



Wakeford, B.J., M.J. Simon, J.E. Elliott et B.M. Braune. 2002. Analysis of polybrominated diphenyl ethers (BDEs) in wildlife tissues — Canadian Wildlife Service contributions. 4<sup>e</sup> Atelier annuel sur les produits ignifuges bromés dans l'environnement, 17–18 juin, Centre canadien des eaux intérieures, Burlington, Ontario.

Zhou, T., D.G. Ross, M.J. DeVito et K.M. Crofton. 2001. Effects of short-term *in vivo* exposure to polybrominated diphenyl ethers on thyroid hormones and hepatic enzyme activities in weanling rats. *Toxicol. Sci.* 61: 76–82.

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.

Tableau 6. Résumé des études de la toxicité utilisées pour le calcul des valeurs critiques de toxicité (VCT) appliquées à l'analyse du quotient de risque des PBDE

Espèce, stade vital	Composition du produit	Durée des essais	Concentrations utilisées	Conception de l'étude	Concentration produisant un effet	Références
<i>Daphnia magna</i> âgées de <24 heures avant le début de l'essai	PeBDE : 33,7 % : tétraBDE 54,6 % : pentaBDE 11,7 % : hexaBDE	21 jours	Nominales : 0, 1,9, 3,8, 7,5, 15 et 30 µg/L  Mesurées : 0, 1,4, 2,6, 5,3, 9,8 et 20 µg/L	<ul style="list-style-type: none"> <li>écoulement continu, eau de puits</li> <li>20 ± 1 °C; pH : 7,9 - 8,3; OD ≥ 76 % de saturation; dureté : 128 - 136 mg/L de CaCO<sub>3</sub>; alcalinité : 174 - 176 mg/L de CaCO<sub>3</sub>; conductance : 310 - 315 µmhos/cm</li> <li>40 animaux par traitement</li> <li>BPL, protocole fondé sur OCDE 202, TSCA Title 40 et ASTM E1193-87</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>CMEO-21 jours (mortalité/immobilité) = 20 µg/L</li> <li>CSEO-21 jours (mortalité/immobilité) = 9,8 µg/L</li> <li>CE<sub>50</sub>-96 heures (mortalité/immobilité) = 17 µg/L</li> <li>CE<sub>50</sub>-7 à 21 jours (mortalité/immobilité) = 14 µg/L</li> <li>CE<sub>50</sub>-21 jours (reproduction) = 14 µg/L</li> <li>CMEO-21 jours (croissance) = 9,8 µg/L</li> <li>CSEO-21 jours (croissance) = 5,3 µg/L</li> <li>CMEO (toute l'étude) = 9,8 µg/L</li> <li>CSEO (toute l'étude) = 5,3 µg/L</li> </ul>	CMABFRIP, 1998
<i>Lumbriculus variegatus</i> adultes	PeBDE : 0,23 % : triBDE 36,02 % : tétraBDE 55,10 % : pentaBDE 8,58 % : hexaBDE (Great Lakes Chemical Corporation, 2000c)	28 jours	Nominales : 0, 3,1, 6,3, 13, 25 et 50 mg/kg-ps de sédiments  L'analyse des concentrations aux jours 0, 7 et 28 a montré qu'elles ont été bien maintenues tout au long de l'essai. Résultats fondés sur les concentrations nominales	<ul style="list-style-type: none"> <li>écoulement continu, eau de puits filtrée</li> <li>23 ± 2 °C; pH : 7,9 - 8,6; OD : 6,0 - 8,2 mg/L; dureté : 30 mg/L de CaCO<sub>3</sub></li> <li>sédiments artificiels - pH : 6,6; capacité de rétention d'eau : 11 %; moyenne de la matière organique : &lt;2 %; sable : 83 %; argile : 11 %; limon : 6 %</li> <li>80 animaux par traitement</li> <li>BPL, protocole fondé sur Phipps et coll. (1993), ASTM E1706-95b et EPA OPPTS N° 850.1735</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>CMEO-28 jours (survie/reproduction) = 6,3 mg/kg-ps de sédiments</li> <li>CSEO-28 jours (survie/reproduction) = 3,1 mg/kg-ps de sédiments</li> <li>CE<sub>50</sub>-28 jours (survie/reproduction) &gt; 50 mg/kg-ps de sédiments</li> <li>croissance (poids sec) non significativement différente de celle des témoins (solvant) et non dépendante de la concentration</li> </ul>	Great Lakes Chemical Corporation, 2000a
<i>Zea mays</i> (maïs)	PeBDE : 0,23 % : triBDE 36,02 % : tétraBDE 55,10 % : pentaBDE 8,58 % : hexaBDE (Great Lakes Chemical Corporation, 2000c)	21 jours	Nominales : 0, 62,5, 125, 250, 500 et 1 000 mg/kg-ps de sol ou 0, 50,0, 100, 200, 400 et 800 mg/kg-ph de sol en supposant une teneur en eau du sol de 20 %  L'analyse des concentrations a montré qu'elles ont été bien maintenues tout au long de l'essai. Résultats fondés sur les concentrations nominales.	<ul style="list-style-type: none"> <li>sol artificiel – sable : 92 %; argile : 8 %; limon : 0 %; pH : 7,5; matière organique : 2,9 %</li> <li>irrigation souterraine avec eau de puits; photopériode : 14 lumière et 10 obscurité; 16,0 - 39,9 °C; humidité relative : 19 - 85 %</li> <li>40 graines par traitement</li> <li>BPL, protocole fondé sur EPA OPPTS N°s 850.4100 et 850.4225 et sur OCDE 208 (révision proposée de 1998)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>absence d'effet apparent du traitement sur l'émergence des semis</li> <li>CL<sub>25</sub>-21 jours, CL<sub>50</sub> (émergence) &gt; 1 000 mg/kg-ps de sol</li> <li>longueur moyenne des tiges réduite de façon significative à 250, 500 et 1 000 mg/kg-ps de sol, par rapport aux témoins</li> <li>CE<sub>25</sub>-21 jours, CE<sub>50</sub> (longueur moyenne des tiges) &gt; 1 000 mg/kg-ps de sol</li> <li>poids moyen des tiges réduit de façon significative à 62,5, 125, 250, 500 et 1 000 mg/kg-ps de sol, par rapport aux témoins</li> <li>CE<sub>25</sub>-21 jours (poids moyen des tiges) = 154 mg/kg-ps de sol</li> <li>CE<sub>50</sub>-21 jours (poids moyen des tiges) &gt; 1 000 mg/kg-ps de sol</li> <li>CMEO-21 jours (poids moyen des tiges) = 62,5 mg/kg-ps de sol</li> <li>CE<sub>05</sub>-21 jours et CSEO (poids moyen des</li> </ul>	Great Lakes Chemical Corporation, 2000b

Espèce, stade vital	Composition du produit	Durée des essais	Concentrations utilisées	Conception de l'étude	Concentration produisant un effet	Références
Rat	PeBDE (DE-71) : 45 - 58,1 % : pentaBDE 24,6 - 35 % : tétraBDE (Sjodin, 2000; Zhou et coll., 2001)	maximum de 90 jours et périodes de récupération de 6 et 24 semaines	Dans la nourriture : 0, 2, 10 et 100 mg/kg pc par jour (doses corrigées à chaque semaine en fonction du poids moyen des animaux)	<ul style="list-style-type: none"> <li>30 mâles et 30 femelles par traitement – rats Sprague-Dawley CD</li> </ul>	<p>tiges) estimée = 16,0 mg/kg-ps de sol</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>diminution de la consommation de nourriture et du poids corporel, augmentation du cholestérol, augmentation des porphyrines du foie et de l'urine à la dose de 100 mg/kg pc</li> <li>augmentation du poids absolu et relatif du foie à 10 et 100 mg/kg-pc et retour aux gammes normales après une période de récupération de 24 semaines</li> <li>modifications microscopiques, liées à la substance, de la thyroïde et du foie à toutes les doses</li> <li>modifications microscopiques de la thyroïde, réversibles après 24 semaines</li> <li>modifications microscopiques du foie à toutes les doses encore évidentes après la période de récupération de 24 semaines</li> <li>dégénérescence cellulaire et nécrose du foie évidentes chez les femelles à toutes les doses après la période de récupération de 24 semaines</li> <li>CMENO (lésions cellulaires du foie) = 2 mg/kg pc</li> <li>CSENO – n'a pu être déterminée, un effet significatif ayant été observé à la plus faible dose utilisée</li> </ul>	Great Lakes Chemical Corporation, 1984
<i>Daphnia magna</i> âgées de <24 heures avant le début de l'essai	OBDE : 5,5 % : hexaBDE 42,3 % : heptaBDE 36,1 % : octaBDE 13,9 % : nonaBDE 2,1 % : décaBDE (Communauté économique européenne, 2002b)	21 jours	Nominales : 0, 0,13, 0,25, 0,5, 1,0 et 2,0 µg/L  Mesurées : 0, *, *, 0,54, 0,83 et 1,7 µg/L * Les deux plus faibles concentrations n'ont pu être mesurées.	<ul style="list-style-type: none"> <li>écoulement continu, eau de puits filtrée</li> <li>20 ± 1 °C; pH : 8,2 - 8,5; OD : ≥ 77 % de saturation; dureté : 132 - 136 mg/L de CaCO<sub>3</sub></li> <li>20 animaux par traitement</li> <li>BPL, protocole fondé sur OCDE 202, ASTM E1193-87 et TSCA Title 40</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>CME0-21 jours (survie, reproduction, croissance) &gt; 2,0 µg/L (nominale) ou 1,7 µg/L (mesurée)</li> <li>CSE0-21 jours (survie, reproduction, croissance) ≥ 2,0 µg/L (nominale) ou 1,7 µg/L (mesurée)<sup>a</sup></li> <li>CE<sub>50</sub>-21 jours (survie, reproduction, croissance) &gt; 2,0 µg/L (nominale) ou 1,7 µg/L (mesurée)</li> </ul>	CMABFRIP, 1997d
<i>Eisenia fetida</i> vers de terre adultes	OBDE (DE-79) : 78,6 % de brome	56 jours	Nominales : 0, 94,0, 188, 375, 750 et 1 500 mg/kg de sol sec  Mesurées : 0, 84,9, 166, 361, 698 et 1 470 mg/kg de sol sec	<ul style="list-style-type: none"> <li>sol artificiel : loam sableux – sable : 69 %; limon : 18 %; argile : 13 %; matière organique : 8,0 % (4,7 % de carbone); pH : 6,0 ± 0,5</li> <li>17 – 21 °C; photopériode : 16 lumière et 8 obscurité; pH : 5,9 - 6,8; humidité du sol : 22,0 - 33,5 %</li> <li>40 animaux par traitement</li> <li>BPL, protocole fondé sur EPA OPPTS 850.6200, OCDE 207 et ligne</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>CME0-28 jours (mortalité) &gt; 1 470 mg/kg de sol sec</li> <li>CSE0-28 jours (mortalité) ≥ 1 470 mg/kg de sol sec<sup>a</sup></li> <li>CE<sub>10</sub>-28 jours, CE<sub>50</sub> (survie) &gt; 1 470 mg/kg de sol sec</li> <li>CME0-56 jours (reproduction) &gt; 1 470 mg/kg de sol sec</li> <li>CSE0-56 jours (reproduction) ≥ 1 470 mg/kg de sol sec<sup>a</sup></li> </ul>	Great Lakes Chemical Corporation, 2001c

Espèce, stade vital	Composition du produit	Durée des essais	Concentrations utilisées	Conception de l'étude	Concentration produisant un effet	Références
				directrice proposée (OCDE, 2000)	<ul style="list-style-type: none"> <li>CE<sub>10</sub>-56 jours, CE<sub>50</sub> (reproduction) &gt; 1 470 mg/kg de sol sec</li> </ul>	
<i>Lumbriculus variegatus</i> adultes	OBDE (DE-79) : 78,6 % de brome	28 jours	<p>Nominales : 0, 94, 188, 375, 750 et 1 500 mg/kg-ps de sédiments</p> <p>Mesurées : i) 2 % de CO : &lt;0,354, 76,7, *, *, 755 et 1 340 mg/kg-ps de sédiments ii) 5 % de CO : &lt;12,5, 90,7, *, *, 742 et 1 272 mg/kg-ps de sédiments</p> <p>* concentrations non mesurées</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>80 animaux par traitement</li> <li>écoulement continu, eau de puits filtrée; dureté : 128 - 132 mg/L de CaCO<sub>3</sub></li> <li>deux essais sur sédiments artificiels différents - i) limon : 6 %; argile : 9 %; sable : 85 %; COT : 2 %; capacité de rétention d'eau : 9,3 %; 23 ± 2 °C; pH : 7,6 - 8,4; OD ≥ 45 % de saturation (3,8 mg/L); ii) argile : 6 %; limon : 14 %; sable : 80 %; COT : 5 %; capacité de rétention d'eau : 13,9 %; 23 ± 2 °C; pH : 7,5 - 8,3; OD : ≥ 64 % de saturation (5,4 mg/L)</li> <li>BPL, protocole fondé sur Phipps et coll. (1993), ASTM E1706-95b et EPA OPPTS 850.1735</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>CMEO-28 jours (survie/reproduction, croissance) &gt; 1 340 (2 % de CO) ou 1 272 (5 % de CO) mg/kg-ps de sédiments</li> <li>CSEO-28 jours (survie/reproduction, croissance) ≥ 1 340 (2 % de CO) ou 1 272 (5 % de CO) mg/kg-ps de sédiments<sup>a</sup></li> <li>CE<sub>50</sub>-28 jours (survie/reproduction, croissance) &gt; 1 340 (2 % de CO) ou 1 272 (5 % de CO) mg/kg-ps de sédiments</li> </ul> <p>Pour l'étude à 2 % de COT :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>poids secs moyens des individus statistiquement inférieurs à ceux des témoins; non jugés dépendants du traitement par les auteurs, la biomasse moyenne étant comparable à celle des témoins</li> </ul>	Great Lakes Chemical Corporation, 2001a,b
Lapin	OBDE (Saytex 111) : 0,2 % : pentaBDE 8,6 % : hexaBDE 45,0 % : heptaBDE 33,5 % : octaBDE 11,2 % : nonaBDE 1,4 % : décaBDE (Breslin et coll., 1989)	jours 7 à 19 de la gestation	Par gavage : 0, 2,0, 5,0 et 15 mg/kg pc par jour	<ul style="list-style-type: none"> <li>26 lapins blancs de Nouvelle-Zélande par traitement</li> <li>foetus examinés au jour 28 de la gestation</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>aucun signe apparent de tératogénicité</li> <li>CMENO (mères, augmentation du poids du foie, diminution du gain de poids corporel) = 15 mg/kg pc par jour</li> <li>CSENO (mères) = 5,0 mg/kg pc par jour</li> <li>CMENO (foetus, retard de l'ossification des sternèbres) = 15 mg/kg pc par jour</li> <li>CSENO (foetus) = 5,0 mg/kg pc par jour</li> </ul>	Breslin et coll., 1989
<i>Eisenia fetida</i> vers de terre adultes	DBDE : 97,90 % : décaBDE	28 et 56 jours	<p>Concentrations nominales dans le sol : 0, 312, 650, 1 260, 2 500 et 5 000 mg/kg-ps de sol</p> <p>Concentrations moyennes mesurées : &lt;SD, 320, 668, 1 240, 2 480 et 4 910 mg/kg-ps</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>loam sableux artificiel – sable : 69 %; limon : 18 %; argile : 13 %; MOT : 8 %; COT : 4,7 %; pH corrigé à 6,0 ± 0,5; teneur en eau : 60 %; capacité de rétention d'eau : 26 %</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>CMEO-28 jours (survie) &gt; 4 910 mg/kg de sol sec (moyenne des mesures)</li> <li>CSEO-28 jours (survie) ≥ 4 910 mg/kg de sol sec (moyenne des mesures)<sup>a</sup></li> <li>CE<sub>10</sub>-28 jours, CE<sub>50</sub> (survie) &gt; 4 910 mg/kg de sol sec (moyenne des mesures)</li> <li>CMEO-56 jours (reproduction) &gt; 4 910 mg/kg de sol sec (moyenne des mesures)</li> <li>CSEO-56 jours (reproduction) ≥ 4 910 mg/kg de sol sec (moyenne des mesures)<sup>a</sup></li> <li>CE<sub>10</sub>-56 jours, CE<sub>50</sub> (reproduction) &gt; 4 910 mg/kg de sol sec (moyenne des mesures)</li> </ul>	ACCBFRIP, 2001c
<i>Lumbriculus variegatus</i> adultes	DBDE : 97,3 % : décaBDE 2,7 % : autre (non précisé)	28 jours	Nominales : 0, 313, 625, 1 250, 2 500 et 5 000 mg/kg-ps de sédiments	<ul style="list-style-type: none"> <li>80 animaux par traitement</li> <li>écoulement continu, eau de puits filtrée; dureté : 128 - 132 mg/L de CaCO<sub>3</sub></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>CSEO-28 jours (survie/reproduction, croissance) ≥ 4 536 (2,4 % de CO) ou 3 841 (5,9 % de CO) mg/kg-ps de sédiments<sup>a</sup></li> <li>CMEO-28 jours (survie/reproduction,</li> </ul>	ACCBFRIP, 2001a,b

Espèce, stade vital	Composition du produit	Durée des essais	Concentrations utilisées	Conception de l'étude	Concentration produisant un effet	Références
	(composite de trois fabricants)		<p>Moyennes mesurées : i) 2,4 % de CO : &lt;1,16, 291, *, *, 2 360 et 4 536 mg/kg-ps; ii) 5,9 % de CO : &lt;SD, 258, *, *, 2 034 et 3 841 mg/kg-ps</p> <p>* concentrations de 625 et de 1 250 mg/kg non mesurées</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>deux essais sur sédiments artificiels différents - i) limon : 6 %; argile : 9 %; sable : 85 %; COT : 2,4 %; capacité de rétention d'eau : 9,3 %; 23 ± 2 °C; pH : 7,7 - 8,6; OD : ≥ 36 % de saturation (3,1 mg/L); ii) argile : 6 %; limon : 14 %; sable : 80 %; COT : 5,9 %; capacité de rétention d'eau : 13,9 %; 23 ± 2 °C; pH : 7,7 - 8,6; OD : ≥ 56 % de saturation (4,8 mg/L)</li> <li>aération modérée du jour 7 à la fin de l'essai</li> <li>BPL, protocole fondé sur Phipps et coll. (1993), ASTM E1706-95b et EPA OPPTS 850.1735</li> </ul>	<p>croissance) &gt; 4 536 (2,4 % de CO) ou 3 841 (5,9 % de CO) mg/kg-ps de sédiments</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>CE<sub>50</sub>-28 jours (survie/reproduction, croissance) &gt; 4 536 (2,4 % de CO) ou 3 841 (5,9 % de CO) mg/kg-ps de sédiments</li> </ul>	

Rat	DBDE (Dow-FR-300-BA) : 77,4 % : décaBDE 21,8 % : nonaBDE 0,8 % : octaBDE	30 jours	Dans la nourriture : 0, 0,01, 0,1 et 1,0 % (nominales ou mesurées - non précisé)  Dose quasi équivalente à 0, 8, 80 et 800 mg/kg-pc par jour	<ul style="list-style-type: none"> <li>5 rats mâles Sprague-Dawley par traitement</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>CMENO (hypertrophie du foie, hyperplasie de la thyroïde) = 80 mg/kg pc par jour</li> <li>CSENO = 8 mg/kg pc par jour</li> </ul>	Norris et coll., 1974
-----	---	----------	---	--	--	-----------------------

Abréviations : ASTM = American Society for Testing and Materials; pc = poids corporel; SD = seuil de détection; OD = oxygène dissous; CE<sub>50</sub> = dose efficace médiane; EPA = Environmental Protection Agency des États-Unis; BPL = Bonnes pratiques de laboratoire; CL<sub>50</sub> = dose létale médiane; CMENO = concentration minimale avec effet nocif observé; CMEO = concentration minimale avec effet observé; CSENO = concentration sans effet nocif observé; CSEO = concentration sans effet observé; CO = carbone organique; OCDE = Organisation de coopération et de développement économiques; OPPTS = Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances des États-Unis; COT = carbone organique total; MOT = matière organique totale; TSCA = *Toxic Substances Control Act* des États-Unis

<sup>a</sup> La concentration (ou la dose) la plus élevée utilisée au cours de l'étude n'a pas donné de résultats statistiquement significatifs. Comme la CSEO ou la CSENO pourrait être supérieure, la CSEO ou la CSENO sont décrites comme étant supérieures ou égales à la concentration (ou à la dose) la plus élevée ayant fait l'objet de l'essai.

Tableau 7. Résumé des données utilisées pour l'analyse du quotient de risque des PBDE

Produit commercial	Organismes pélagiques					Organismes benthiques					Organismes du sol					Consommateurs de la faune				
	VEE <sup>a</sup> (µg/L)	VCT <sup>b</sup> (µg/L)	FA <sup>c</sup>	VESEO (µg/L)	Q (VEE/ VESEO )	VEE <sup>d</sup> (mg/kg- ps)	VCT <sup>e</sup> (mg/kg- ps)	FA <sup>c</sup>	VESEO (mg/kg- ps)	Q (VEE/ VESEO )	VEE <sup>f</sup> (mg/kg- ps)	VCT <sup>g</sup> (mg/kg- ps)	FA <sup>c</sup>	VESEO (mg/kg- ps)	Q (VEE/ VESEO )	VEE <sup>h</sup> (mg/kg- ph)	VCT <sup>i</sup> (mg/kg-ph nour- riture)	FA <sup>j</sup>	VESEO (mg/kg- ph nour- riture)	Q (VEE/ VESEO )
PeBDE	$2 \times 10^{-4}$	5,3	100	0,053	$4 \times 10^{-3}$	1,4	3,1	100	0,031	45,2	0,035– 0,070	16	100	0,27 <sup>m</sup>	0,13– 0,26	1,250	8,4	1 000	0,0084	149
OBDE	$2 \times 10^{-4}$	1,7	100	0,017	0,01	3,03	1 340	100	9,1 <sup>l</sup>	0,33	0,03– 0,06	1 470	100	6,3 <sup>m</sup>	0,005– 0,01	0,325	62,9	1 000	0,06	5,4
DBDE	S.O. <sup>k</sup>	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	3,19	4 536	100	76 <sup>l</sup>	0,04	0,31– 0,62	4 910	100	21 <sup>m</sup>	0,02– 0,03	0,03	336	1 000	0,336	0,09

<sup>a</sup> Stapleton et Baker (2001).

<sup>b</sup> PeBDE : CMABFRIP (1997d); OBDE : CMABFRIP (1998).

<sup>c</sup> FA (facteurs d'application) : facteur de 10 appliqué à l'extrapolation des conditions de laboratoire aux conditions sur le terrain et aux variations intraspécifiques et interspécifiques de la sensibilité; facteur de 10 appliqué parce que les constituants du PeBDE et de l'OBDE sont bioaccumulables et persistants et parce que les congénères du DBDE sont persistants.

<sup>d</sup> *PeBDE* : Étant donné l'absence de données empiriques caractérisant les concentrations de PeBDE dans les sédiments au Canada et l'incertitude entourant les valeurs des concentrations partout en Amérique du Nord, les données obtenues en Suède ont été utilisées en remplacement des données canadiennes. Les concentrations des constituants apparentés au PeBDE (tétraBDE et pentaBDE) totalisaient 1,4 mg/kg-ps dans les sédiments d'une zone fortement industrialisée de Suède située en aval d'une installation de transformation de polymères où l'on produisait des cartes de circuits imprimés (Sellström, 1996). Cette valeur a été utilisée comme VEE. Bien que les régimes climatiques et hydrologiques locaux puissent différer entre les deux pays, il existe aussi des installations de transformation de polymères au Canada. L'évaluation des risques du PeBDE faite par l'Union européenne est aussi fondée sur cette valeur pour l'évaluation du risque local que présente une installation de production de polyuréthane (Communauté économique européenne, 2000).

*OBDE* : Les PBDE présents dans l'OBDE sont très mal caractérisés en Amérique du Nord. Par conséquent, les concentrations d'OBDE mesurées en Europe ont été utilisées en remplacement des données canadiennes. Des concentrations d'OBDE atteignant 3,03 mg/kg-ps ont été signalées pour des sédiments d'un site du Royaume-Uni situé en aval d'un entrepôt. Cette valeur est utilisée comme VEE (Environment Agency, 1997; Communauté économique européenne, 2002a,b).

*DBDE* : Les prélèvements effectués s'avèrent insuffisants pour caractériser adéquatement les concentrations de DBDE dans les sédiments en Amérique du Nord. Au R.-U., des concentrations de DBDE atteignant 3,19 mg/kg-ps ont été mesurées, la concentration la plus élevée l'ayant été dans un site situé à proximité d'une fabrique de mousse en aval d'une usine d'épuration des eaux usées. (Law et coll., 1996; Allchin et coll., 1999). Cette mesure a été utilisée comme VEE de remplacement pour l'environnement canadien.

<sup>e</sup> PeBDE : Great Lakes Chemical Corporation (2000a); OBDE : Great Lakes Chemical Corporation (2001a,b); DBDE : ACCBFRIP (2001a,b).

<sup>f</sup> Étant donné l'absence de données obtenues par mesure, les VEE ont été estimées pour des sols agricoles labourés et des pâturages en utilisant l'équation (Bonnell Environmental Consulting, 2001) :

$$VEE_{sol} = (C_{boues} \times TA_{boues} \times T) / (P_{sol} \times MV_{sol})$$

où :

$VEE_{sol}$  = VEE pour le sol (mg/kg);

$C_{boues}$  = concentration dans les boues (mg/kg);

$TA_{boues}$  = taux d'application sur le sol (kg/m<sup>2</sup> par an, valeur par défaut = 0,5);

$P_{sol}$  = boues incorporées au sol jusqu'à une profondeur de 0,2 m (profondeur du labourage) dans des sols agricoles et jusqu'à 0,1 m dans les pâturages (Communauté économique européenne, 1994);

$MV_{sol}$  = masse volumique apparente du sol (kg/m<sup>3</sup>, valeur par défaut = 1 700);

$T$  = nombre d'années d'épandage des boues sur le sol (supposé être de 10 années).

Cette équation suppose ce qui suit :

- aucun PBDE n'est perdu par érosion;
- aucun PBDE n'est transformé (y compris la transformation de PBDE fortement bromés en congénères de tétra à hexaBDE);
- aucun apport de PBDE par dépôt atmosphérique;
- aucune accumulation antérieure de PBDE dans le sol.

Aux fins du calcul des VEE du PeBDE, la concentration de 2,380 mg/kg-ps (total du tétraBDE, du pentaBDE et de l'hexaBDE) signalée pour les biosolides d'une usine d'épuration d'eaux usées de la Californie a été utilisée (La Guardia et coll., 2001). Les VEE de l'OBDE ont été calculées à partir des concentrations mesurées de PBDE (total de l'hexaBDE, de l'heptaBDE et de l'octaBDE) de 2,08 mg/kg-ps dans les biosolides signalées par La Guardia et coll. (2001). L'échantillon de biosolides a été prélevé d'une usine d'épuration d'eaux usées du Massachusetts. Une concentration de PBDE de 21,22 mg/kg-ps (total du nona et du décaBDE) des biosolides a été utilisée pour le calcul des VEE du DBDE. Cette concentration a aussi été signalée pour un échantillon de biosolides prélevé dans une usine d'épuration d'eaux usées du Massachusetts (La Guardia et coll., 2001).

<sup>g</sup> PeBDE : Great Lakes Chemical Corporation (2000b); OBDE : Great Lakes Chemical Corporation (2001c); DBDE : ACCBFRIP (2001c).

<sup>h</sup> Allchin et coll. (1999); Johnson et Olson (2001); Sellström et coll. (2001); Lindberg et coll. (2003).

*PeBDE* : Johnson et Olson (2001) ont mesuré une concentration de PBDE total (BDE 47, 99, 100, 153 et 154) de 1 250 µg/kg ph chez un ménomini de montagne de la rivière Spokane, dans une zone recevant les eaux de régions urbanisées. On ne connaît aucune source, autres que celles normalement associées à l'urbanisation (p. ex., rejet d'eaux résiduaires et ruissellement urbain), en amont des sites d'échantillonnage (Johnson, 2003). Bien que ces données proviennent des États-Unis, une situation analogue pourrait exister au Canada de sorte que la concentration de 1 250 µg/kg ph chez le ménomini a été utilisée comme VEE.

*OBDE* : Étant donné l'échantillonnage très limité des PBDE présents dans le OBDE du biote canadien, la concentration de l'OBDE de 325 µg/kg-ph de la limande de la rivière Tees, au R.-U., a été utilisée comme VEE (Allchin et coll., 1999). Cette concentration a été mesurée dans les tissus du foie, mais il a été supposé qu'elle était la même dans tout l'organisme.

*DBDE* : Ici aussi, les données caractérisant les PBDE présents dans le DBDE décelé dans le biote canadien sont insuffisantes. Du DBDE a été décelé dans 18 de 21 oeufs de faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) en Suède, à des concentrations allant de 28 à 430 µg/kg de lipides (pl) (Sellström et coll., 2001; Lindberg et coll., 2003). La valeur de 430 µg/kg-pl (ou de 0,43 mg/kg-pl) sera utilisée comme VEE. Étant donné que la teneur en lipides moyenne de ces 21 oeufs était de 5,94 % (de Wit, 2003), la VEE a été convertie à 0,03 mg/kg-ph.

<sup>i</sup> Les études faisant état d'une exposition par voie alimentaire ou orale ont été utilisées pour l'évaluation de l'intoxication secondaire. Les résultats de ces études sont généralement exprimés sous la forme d'une concentration dans la nourriture (mg/kg) ou d'une dose (mg/kg-pc par jour) ne produisant aucun ou très peu d'effets observés. Pour l'obtention d'une  $VCT_{\text{nourriture}}$  et d'une  $VESEO_{\text{nourriture}}$ , les résultats ont été exprimés sous la forme de la concentration dans la nourriture (en unités mg/kg nourriture), ce qui exigeait des renseignements sur la concentration produisant un effet ( $VCT_{\text{ingestion quotidienne totale}}$ , mg/kg pc par jour) en unités d'ingestion quotidienne (IQ, kg-ph/jour) et en poids corporel (pc, kg-ph) pour l'espèce réceptrice.  $VCT_{\text{nourriture}} = (VCT_{\text{ingestion quotidienne totale}} \times pc) / IQ$ . Cette équation suppose que toute l'exposition à la substance se fait par l'intermédiaire de la nourriture et que la substance est totalement biodisponible et peut être assimilée par l'organisme. Il n'existe pas de données caractérisant la toxicité des PBDE pour les espèces sauvages, de sorte que les données obtenues pour les rongeurs et les lapins ont été utilisées en remplacement. Une mise à l'échelle interspécifique, faisant appel à des données pour un vison adulte type, a été appliquée à l'extrapolation d'une concentration dans la nourriture non nuisible pour cette espèce. Le calcul est fondé sur le poids corporel adulte type (0,6 kg) et le taux d'ingestion quotidienne (0,143 kg-ph/jour) d'une femelle du vison d'Amérique, *Mustela vison* (CCME, 1998). Les données de la toxicité utilisées pour le calcul de la  $VCT_{\text{nourriture}}$  ont été tirées des publications de la Great Lakes Chemical Corporation (1984), de Breslin et coll. (1989) et de Norris et coll. (1974).

<sup>j</sup> Afin d'obtenir la VESEO, la VCT a été divisée par un facteur de 10 pour tenir compte de l'extrapolation des conditions de laboratoire aux conditions sur le terrain, d'un facteur de 10 pour l'extrapolation d'un rongeur à une espèce sauvage et d'un autre facteur de 10 étant donné que les constituants du PeBDE et de l'OBDE sont bioaccumulables et persistants, que les congénères du DBDE sont persistants et qu'il existe un poids de la preuve faisant état d'une débromation en des PBDE bioaccumulables.

<sup>k</sup> Sans objet : une VESEO n'a pas été obtenue pour les organismes pélagiques et une analyse du quotient de risque n'a pas été effectuée. Selon les études publiées sur le DBDE et la toxicité d'autres PBDE moins bromés, il a été jugé très peu probable que des effets du DBDE soient observés dans les organismes aquatiques, cela jusqu'à la limite de solubilité dans l'eau de la substance.

<sup>l</sup> Corrigé pour une teneur en carbone organique de 4 %.

<sup>m</sup> Corrigé pour une teneur en carbone organique de 2 %.