



Loi canadienne sur la protection de l'environnement 1999

**Rapport d'évaluation écologique préalable des
polybromodiphényléthers (PBDE)**

Juin 2006

Environnement Canada

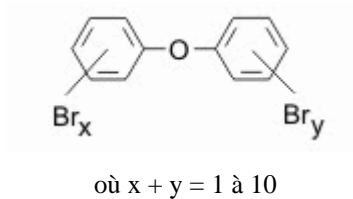


Figure 1. Structure des PBDE

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 écologique préalable consiste à faire l'examen de divers renseignements pertinents et à formuler des conclusions fondées sur le poids de la preuve, comme l'exige l'article 76.1 de la LCPE 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 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.

Les données pertinentes à l'évaluation écologique préalable des PBDE ont été tirées 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. On a examiné les données recueillies depuis octobre 2004 pour leur intégration au présent document, mais les données de novembre 2004 à octobre 2005 n'ont pas généralement été retenues. D'après l'examen des données recueillies jusqu'en octobre 2004, les données de novembre 2004 à octobre 2005 appuyaient les conclusions du présent rapport. 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 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, 2003). Des études toxicologiques ont aussi été présentées par l'industrie en vertu de l'article 70 de la LCPE 1999. Le présent rapport d'évaluation écologique 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). Les renseignements présentés dans ce rapport ont 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 écologique peuvent être obtenus sur demande, par courrier électronique, à : ESB.DSE@ec.gc.ca. De l'information sur les évaluations préalables des effets sur l'environnement en vertu de la LCPE 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 ci-dessous.

Identité, utilisations et sources de rejets

Les PBDE se classent dans 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 inscrits sur la Liste intérieure des substances (LIS) qui figurent 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 étaient utilisés dans des mousses de polyuréthane que l'on retrouve dans les meubles de bureau et de maison, les rembourrages automobiles, les produits d'insonorisation et les produits d'imitation du bois (OMS, 1994; Union européenne, 2001; RPA Ltd., 2000). La plus grande partie 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; Union européenne, 2003). 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; Union européenne, 2002).

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 2001 (BSEF, 2003)

Produit commercial	Amériques ^a		Europe ^b		Asie ^c	
	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

^a Tous les pays de l'Amérique du Nord, de l'Amérique du Sud et de l'Amérique centrale.

^b Tous les pays de l'Europe orientale et occidentale.

^c 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, 2003). 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.

Diverses initiatives ont donné lieu à d'importants changements de l'utilisation mondiale des PBDE depuis 2001. Le fabricant américain de PeBDE et d'OBDE, Great Lakes Chemical Corporation, s'est volontairement engagé à cesser la production de ces deux substances avant le 31 décembre 2004 (EPA des É.-U., 2005; Great Lakes Chemical Corporation, 2005). ICI Industrial Products Ltd. (2005) a aussi annoncé qu'elle mettrait entièrement fin à la fabrication et à la vente d'OBDE avant la fin de 2004. De plus, dans les États membres de l'Union européenne (UE), on élimine progressivement l'emploi de PeBDE et d'OBDE. Vu les résultats des évaluations préalables des risques, l'UE a publié une directive (76/769/EEC, amendement 24) en vertu de laquelle tous les États membres étaient tenus d'adopter des lois interdisant la commercialisation ou l'utilisation de tout produit contenant un pourcentage massique de PeBDE ou d'OBDE supérieur à 1. Ces lois devaient être en vigueur le 15 août 2004. Même si ces mesures devraient avoir entraîné des changements notables en ce qui concerne l'utilisation des PBDE tant à l'échelle mondiale qu'à l'échelle du Canada, bon nombre de produits actuellement employés qui ont été fabriqués en 2004 ou avant comportent des PeBDE ou des OBDE.

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

Un résumé de propriétés physiques et chimiques choisies de PBDE du commerce et de leurs constituants est présenté au tableau 2.

Tableau 2. Propriétés physiques et chimiques choisies 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 pentaBDE à l'état pur) (Union européenne, 2000)	poudre ou flocons (Union européenne, 2002b)	poudre cristalline (Union européenne, 2002a)
Pression de vapeur (21°C; Pa)	$4,69 \times 10^{-5}$ (Stensel et Nixon 1997 dans Union européenne, 2000)	$6,59 \times 10^{-6}$ (CMABFRIP, 1997a) $1,58 \times 10^{-6} - 4,68 \times 10^{-7}$ (hexa-heptaBDE 25 °C ; Tittlemier <i>et al.</i> 2002)	$4,63 \times 10^{-6}$ (CMABFRIP, 1997e) $2,95 \times 10^{-9}$ (estimation pour le décaBDE; 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 _{oe}	6,57 (MacGregor et Nixon, 1997)	6,29 (CMABFRIP, 1997c) 8.35-8.90 (Watanabe et Tatsukawa, 1990 dans Union européenne, 2002b)	6,27 (CMABFRIP, 1997g) 9.97 (Watanabe et Tatsukawa, 1990 dans Union européenne, 2002a)
Constante de la loi d'Henry (25 °C; Pa·m ³ /mol)	11 (Union européenne, 2000)	10,6 (estimation) (Union européenne, 2002b)	>44 (estimation) (Union européenne, 2002a)

Étant donné leur faible pression de vapeur, leur très faible solubilité dans l'eau et leur coefficient de partage octanol/eau (log K_{oe}) élevé (voir le tableau 2), on prévoit que les PBDE qui pénètrent dans l'environnement auront tendance à se lier à la fraction organique des matières particulaires, du sol et des sédiments. Ainsi, si des quantités égales de pentaBDE étaient rejetées dans l'air, l'eau et le sol, un modèle de fugacité de niveau III (EPI v. 3.10, Syracuse Research Corporation) montre que la plus grande partie de la substance se retrouverait dans le sol et les sédiments et très peu dans l'eau et l'air

(voir le tableau 3). Selon le modèle, si tout le pentaBDE était rejeté dans l'eau, la quasi-totalité de la substance se lierait aux sédiments alors qu'une très petite quantité de cette dernière demeurerait dans la colonne d'eau ou aboutirait dans l'air ou le sol. Le modèle démontre également que si tout le pentaBDE était rejeté dans le sol, la quasi-totalité du rejet y demeurerait. Les caractéristiques de répartition des autres PBDE faisant l'objet de la présente évaluation devraient être très similaires.

Tableau 3. Répartition prévue des rejets de pentaBDE dans l'environnement selon le modèle de fugacité de niveau III

Scénarios de rejet	Répartition prévue (%)			
	Air	Eau	Sédiments	Sol
Quantités égales rejetées dans l'air, l'eau et le sol	0,2	1,2	59	40
Totalité rejetée dans l'air	1,07	0,4	21	77,5
Totalité rejetée dans l'eau	8×10^{-5}	1,93	98,1	0,006
Totalité rejetée dans le sol	$6,1 \times 10^{-7}$	0,002	0,11	99,9

Les PBDE moins bromés (tétra- à hepta) 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 tendance à se fixer à des particules. Puisqu'on signale que les PBDE présentent des coefficients de partage octanol/eau ($\log K_{oe}$) et air/eau ($\log K_{ae}$) plus élevés et qu'ils tendent davantage à demeurer sous forme solide, ces substances seraient vraisemblablement transportées à l'état de particules. Les chercheurs ont observé que le transport des PBDE moins bromés peut être caractérisé par une progression « par bonds » correspondant à une série de cycles de dépôt et de volatilisation qui dépendent des fluctuations saisonnières et diurnes de la température (Gouin et Harner, 2003).

Wania et Dugani (2003) se sont servis d'un certain nombre de modèles (TaPL3-2.10, ELPOS-1.1.1, Chemrange-2 et Globo-POP-1.1) pour étudier les possibilités de transport à grande distance des PBDE en fonction de diverses propriétés physiques et chimiques (solubilité dans l'eau, pression de vapeur, $\log K_{oe}$, $\log K_{oa}$, $\log K_{ae}$ et demi-vie estimative dans différents milieux). Tous les modèles ont donné des résultats comparables, le tétraBDE présentant le plus fort potentiel de transport atmosphérique et le décaBDE, le plus faible. Selon les estimations, la distance caractéristique de transport (DCT) du tétraBDE, du pentaBDE et du décaBDE était respectivement de 1113 à 2483 km, de 608 à 1349 km et de 480 à 735 km. Selon Gouin et Mackay (2002), la DCT représente la distance qu'une parcelle d'air a franchie au moment où 1/e (ou environ 63 %) de la substance a été éliminée par décomposition ou sous forme de dépôts.

Dans une étude antérieure également réalisée au moyen de modèles, Dugani et Wania (2002) ont prévu que, parmi tous les congénères de PBDE, les substances contenant de quatre à six atomes de brome présenteraient un potentiel de transport à distance plus élevé que celui des congénères contenant un nombre supérieur ou inférieur d'atomes de brome. Ils ont observé que le transport des congénères contenant moins d'atomes de brome est limité par la décomposition des substances dans l'atmosphère, alors que le transport des congénères contenant plus d'atomes de brome est limité par la faible volatilité des substances. La décomposition dans l'atmosphère est ralentie lorsque les températures sont faibles, de sorte que certains modèles peuvent sous-estimer le potentiel de transport à distance des congénères plus légers (Dugani et Wania, 2002).

Comme on le précisera plus loin dans le rapport, dans l'Arctique, les concentrations de PBDE se sont accrues de manière exponentielle dans le biote au cours des vingt dernières années, et des concentrations de cette substance ont été mesurées dans l'atmosphère, ce qui nous permet de croire que les PBDE sont effectivement transportées sur de longues distance dans l'air.

Des PBDE ont été décelés dans tous les compartiments de l'environnement ainsi que dans les boues d'épuration (voir les tableaux 4 et 5) et certaines observations révèlent que leurs concentrations dans l'environnement augmentent en Amérique du Nord.

Au début du printemps 2000, Gouin *et al.* (2002) ont relevé des concentrations de PBDE totaux (21 congénères) variant de 10 à 1 300 pg/m³ dans des échantillons d'air prélevés en zone rurale dans le sud de l'Ontario. De plus, des concentrations de PBDE totaux (congénères non précisés) atteignant 28 pg/m³ ont été mesurées dans des échantillons d'air prélevés dans l'Arctique canadien en 1994 et 1995 (Alaee *et al.*, 2000).

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

En Amérique du Nord, des PBDE ont été décelés dans des échantillons de sédiments et de sol, et les échantillons de boues d'épuration présentaient de fortes concentrations de ces substances. Kolic *et al.* (2004) ont mesuré les concentrations de PBDE dans les sédiments des affluents du lac Ontario se déversant dans ce dernier. Les concentrations de PBDE totaux (tri-, tétra, penta-, hexa-, hepta- et décaBDE) mesurées dans les échantillons de sédiments prélevés dans quatorze sites d'échantillonnage des affluents (les résultats sont signalés pour six d'entre eux) variaient de 12 à 430 µg/kg en poids sec (ps) environ. Parmi les valeurs signalées pour les sédiments, les concentrations de tétra- à hexaBDE variaient de 5 à 49 µg/kg ps environ. La plage des concentrations de BDE209 était de 6,9 à 400 µg/kg ps. Les congénères dominants mesurés dans les sédiments étaient les BDE 47, 99 et 209. Rayne *et al.* (2003a) ont mesuré des concentrations de PBDE (total de 8 congénères - di- à pentaBDE) variant de 2,7 à 91 µg/kg de carbone organique (CO) dans 4 échantillons de sédiments de surface recueillis en 2001 en divers emplacements en bordure du fleuve Columbia, dans le sud-est de la Colombie-Britannique. Les eaux usées domestiques provenant de champs d'épuration de fosses septiques constituaient les principales sources possibles de PBDE dans la région. Dodder *et al.* (2002) ont signalé des concentrations totales de tétra, penta et hexaBDE variant environ de 5 à 38 µg/kg 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 relevées dans des sédiments prélevés dans la partie ouest du bassin du lac Ontario. Les sédiments de deux lacs arctiques situés dans le Nunavut 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 selon laquelle 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_{oe} 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.

Kolic *et al.* (2004) ont déterminé la teneur en PBDE de biosolides d'usines d'épuration des eaux usées du sud de l'Ontario (communication personnelle avec Reiner, 2004). Dans cinq des usines dont ils signalent les résultats obtenus, les concentrations de PBDE totaux (tri-, tétra-, penta-, hexa-, hepta- et décaBDE) variaient de 1700 à 3500 µg/kg ps environ. Parmi les résultats signalés relativement aux biosolides, les concentrations totales de tétra- à hexaBDE se situaient entre 1350 et 1900 µg/kg ps environ. Les congénères dominants mesurés dans les échantillons de biosolides étaient les BDE 47, 99 et 209. Les concentrations de BDE 209 dans les échantillons variaient de 310 à 2000 µg/kg ps. La Guardia *et al.* (2001) ont analysé 11 échantillons de boues résiduaires avant leur épandage. Ces dernières provenaient d'une usine d'épuration des eaux usées de la région de Toronto et de 10 usines situées dans la partie continentale des États-Unis. La concentration des PBDE totaux (total de 11 congénères - tétra- à décaBDE) dans les échantillons de boues de la région de Toronto s'élevait à 8280 µg/kg ps), celle des échantillons des États-Unis variait de 730 à 24 900 µg/kg (poids sec). Kolic *et al.* (2003) ont étudié les concentrations de PBDE dans des boues résiduaires de 12 sites du sud de l'Ontario et obtenu des concentrations de PBDE totaux (21 congénères - 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 (total des BDE 47, 99, 100 et 209) de 3 005 µg/kg ps dans des échantillons de boues prélevés en 2000 dans une usine d'épuration régionale déversant ses effluents dans la rivière Dan, en Virginie.

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 les phoques annelés femelles (*Phoca hispida*), de 50,0 µg/kg dans la graisse de phoques annelés mâles, de 81,2 µg/kg de lipides chez les bélugas femelles (*Delphinapterus leucas*) et de 160 µg/kg de lipides chez les 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 relevée 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 en 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 relevées chez les bélugas ayant fait l'objet de prélèvements de 1988 à 1990 (Lebeuf *et al.*, 2001).

Tableau 4. Concentrations de PBDE mesurées dans le milieu ambiant et dans les boues d'épuration en Amérique du Nord

Milieu	Lieu et année	Concentrations de PBDE totaux	Référence
Air	Alert, Canada; 1994-1995	1 – 28 pg/m ³	Alaee <i>et al.</i> , 2000
Air	Grands Lacs; 1997-1999	5,5 - 52 pg/m ³	Strandberg <i>et al.</i> , 2001
Air	Sud de l'Ontario; 2000	10 - 1 300 pg/m ³	Gouin <i>et al.</i> , 2002
Air	Ontario; 2000	3,4 - 46 pg/m ³	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> , 2003a
Sol	États-Unis; 2000	<0,1 – 76 µg/kg ps	Hale <i>et al.</i> , 2002
Boues résiduares	Toronto, Canada Etats-Unis	8 280 µg/kg ps 730 – 24 900 µg/kg ps	La Guardia <i>et al.</i> , 2001
Boues résiduares	États-Unis; 2000	3 005 µg/kg ps	Hale <i>et al.</i> , 2002
Boues résiduares	Sud de l'Ontario	1700-3500 µg/kg ps	Kolic <i>et al.</i> 2004

ps = poids sec; CO = carbone organique

Tableau 5 . Concentrations de PBDE mesurées 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 pl	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> , 2003a
Héron, oeuf	Colombie-Britannique; 1983-2000	1,308 - 288 µg/kg ph	Wakeford <i>et al.</i> , 2002
Guillemot marmette, œuf	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 pl	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,	297 µg/kg ph	Johnson et Olson, 2001
Ménomini de montagne	Washington, É.-U.; 1999	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

ps = poids sec; ph – poids humide; pl = poids lipidique

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 que ces

composés sont transportés sur de longues distances (Stern et Ikonomou, 2000). Bien que le tétraBDE soit le congénère le plus abondant dans les organismes de la faune, on a récemment observé une évolution du profil des congénères présents dans les tissus. Ikonomou *et al.* (2002a) ont noté qu'au cours de la période 1981-2000, le taux d'augmentation des concentrations de penta et d'hexaBDE était presque le double de celui du tétraBDE dans la graisse des phoques annelés de l'Arctique.

Selon des études récemment effectuées en Europe, les concentrations de PBDE dans certains biotes européens ont peut-être 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.*, 2004) indiquent un plafonnement et, peut-être, un déclin des concentrations des congénères de type penta à compter 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. Ce point est traité de façon plus approfondie 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 pentaBDE 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 pentaBDE, mais on aura noté que la concentration des hexa- et des heptaBDE s'est également accrue au cours de cette période.

D'après des études récentes réalisées en Europe, le décaBDE contaminerait le biote. En Suède, on a décelé la présence de DBDE dans 18 oeufs de faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) sur un total de 21, à

des concentrations variant de 28 à 430 µg/kg en poids lipidique (pl) (Lindberg *et al.*, 2004). De Boer *et al.* (2004) ont prélevé des échantillons afin de déterminer si, au Royaume-Uni et dans les Pays-Bas, le foie, les tissus musculaires et les œufs des espèces d'oiseau des maillons supérieurs de la chaîne trophique étaient contaminés par le décaBDE. Au total, 124 échantillons provenant de 13 espèces différentes ont été analysés. En outre, 10 échantillons d'œufs de faucon pèlerin de l'étude effectuée en Suède par Lindberg *et al.* (2004) ont été analysés à nouveau. Des concentrations de décaBDE ont été relevées dans 10 des 28 échantillons de foie (plage de < 1,5 à 181 µg/kg pl), dans 14 des 28 échantillons de tissu musculaire (plage de < 4.2 à 563 µg/kg pl) et dans 25 des 68 échantillons d'œufs (plage de < 1.8 à 412 µg/kg pl). Dans les œufs de faucon pèlerin de Suède analysés à nouveau, les concentrations correspondaient à 30 % près les valeurs obtenues au départ par Lindberg *et al.* (2004). Les plus fortes concentrations de décaBDE ont été mesurées dans les échantillons de tissu musculaire du héron et du faucon pèlerin du Royaume-Uni et des œufs du faucon pèlerin de la Suède.

Tant les valeurs empiriques que les prévisions révèlent que tous les PBDE faisant l'objet de la présente évaluation écologique 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 1999 (voir le tableau 6). D'après le modèle AOPWIN (v. 1.90), les PBDE variant de hepta- à décaBDE ont une demi-vie d'élimination (décomposition dans l'atmosphère) de plus de 2 jours (c.-à-d. de 7,14 à 317,53 jours). En outre, des tétra, penta, hexa, hepta et décaBDE ont été décelés dans l'environnement arctique en dépit de leur très faible pression de vapeur, ce qui indique qu'ils font l'objet d'un transport atmosphérique à grande distance. Il a été démontré que le BDE 47 et le DBDE ne sont pas sujets à une biodécomposition anaérobie statistiquement significative au cours d'une période de 32 semaines. Selon les résultats d'études de courte durée réalisées dans des conditions anaérobies à l'aide d'un inoculum de boues activées, le PeBDE, l'OBDE et le DBDE ne sont pas facilement biodégradables. Toutefois, comme le décrit Gerecke *et al.* (2005), lorsqu'on se sert d'un inoculum de boues dans certaines conditions anaérobies, le décaBDE est sujet à un certain degré de biodécomposition. Selon l'analyse des DBDE de tétra- à décaDBE au moyen du modèle BIOWIN (v. 4.0), ces substances résistent à la biodégradation. En se fondant sur les données empiriques connues et les prévisions ainsi que les similitudes de structure, il est justifié de conclure

que tous les PBDE faisant l'objet de la présente évaluation satisfont aux critères de persistance au sens de la LCPE 1999.

Tableau 6. Critères de persistance et de bioaccumulation définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE 1999

Persistance ^a		Bioaccumulation ^b
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 _{oe} ≥ 5
Sol	≥365 jours (≥12 mois) ≥182 jours (≥6 mois)	

^a Une substance est persistante si un critère ou plus est atteint dans un milieu.

^b 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_{oe}.

Bien que tous les PBDE de la présente évaluation soient jugés persistants, les données montrent que, dans certaines conditions de laboratoire, ces composés peuvent faire l'objet d'une certaine dégradation abiotique et biotique.

La photodécomposition du décaBDE dans les solvants organiques semble se faire principalement par débromation réductive, où les DBDE de nona- à triBDE et les dibenzofurannes polybromés (PBDF) pourraient constituer les produits de photodécomposition (p. ex., Norris *et al.*, 1973, 1974; Watanabe et Tatsukawa, 1987; Eriksson *et al.*, 2001; Palm *et al.*, 2003; Herrmann *et al.*, 2003; Hua *et al.*, 2003; Peterman *et al.*, 2003). Des chercheurs ont aussi signalé la formation d'autres produits de photodécomposition qui n'ont pas encore été identifiés. La pertinence de ces études où des PBDE sont dispersés dans des solvants organiques comme l'hexane et l'octanol pour recréer les conditions ambiantes du milieu demeure incertaine.

Des études ont aussi été faites au moyen de substrats davantage représentatifs de l'environnement. Söderström *et al.* (2004) a effectué des études portant sur la photodécomposition où des DBDE (bien que la composition exacte ne soit pas fournie, la substance contenait des octa- et nonaBDE à l'état de

trace) ont été dissous dans du toluène, puis appliqués en une mince couche sur les substrats suivants : gel de silice, sable, sol ou sédiments. On a d'abord laissé le solvant à base de toluène s'évaporer à l'obscurité avant d'exposer les substrats à des rayons ultraviolets (UV) ou à la lumière naturelle. Avant cette exposition, on a ajouté une petite quantité d'eau aux sédiments afin de reproduire le plus fidèlement possible les conditions naturelles. Le DBDE appliqué sur le gel de silice s'est rapidement décomposé une fois exposé à la lumière artificielle et naturelle, sa demi-vie estimative ayant été de moins de 15 minutes. Sur le sable, les demi-vies du DBDE exposé aux rayons UV et à la lumière naturelle étaient respectivement de 12 heures et de 13 heures tandis que sur les sédiments, ces valeurs étaient respectivement de 40 à 60 heures et de 30 heures. Dans l'ensemble, c'est la décomposition du DBDE sur le sol exposé aux rayons UV qui s'est faite le plus lentement, la substance affichant alors une demi-vie de 150 à 200 heures. D'après les résultats de leurs essais, les chercheurs ont conclu qu'initialement du moins, la photodécomposition du décaBDE semble être caractérisée par une débromation progressive. À mesure que le décaBDE disparaissait, des DE moins bromés (nona- à hexaBDE) se formaient, quoiqu'une fois que les concentrations d'hexaBDE aient atteint leur maximum, de petites quantités seulement de DE moins bromés (tétra- et pentaBDE) apparaissaient, ce qui se traduisait par un bilan massique discontinu. Ces observations laissaient entendre que des composés inconnus s'étaient également formés, mais qu'ils avaient été éliminés durant le lavage des échantillons. En plus des PBDE identifiés, le tétra- et le pentaBDF constituaient également des produits de transformation des DBDE retenus par adsorption dans le sable, les sédiments et le sol.

Jafvert et Hua (2001) ont mené des études portant sur la photodécomposition des DBDE adsorbés sur des substrats solides (sable et quartz) combinés à de l'eau et/ou à des acides humiques et exposés à un rayonnement artificiel ou aux rayons naturels du soleil. Ces études ont révélé qu'une certaine photodécomposition des DBDE se produisait en présence de lumière naturelle ou artificielle (au cours de périodes s'échelonnant sur 240 heures au plus, le pourcentage de décaBDE dissipés pouvait atteindre 71 %). Même si Jafvert et Hua (2001) n'ont pas déduit de leurs observations qu'il se formaient des DE moins bromés, dans son analyse de l'exposition du décaBDE combiné à des acides humiques et appliqué sur du sable, l'Union européenne (2002) a relevé des indications que des DE moins bromés (hexaBDE en particulier) s'étaient formés. Palm *et al.* (2003) ont exposé du décaBDE adsorbé sur du dioxyde de silicium dans une suspension aqueuse à une lumière artificielle. Ils ont

aussi constaté qu'environ 50 % des concentrations initiales de décaBDE s'étaient dissipés au bout d'approximativement 360 min. Bien que dans leur article publié en 2004, Palm *et al.* ne fournissent aucun renseignements détaillés au sujet des produits de décomposition, ils confirment que, pendant une courte période, des PBDF à l'état de trace constituaient des produits intermédiaires.

Keum et Li (2005) se sont penchés sur la débromation des PBDE (y compris le décaBDE) en contact avec les agents réducteurs suivants : fer à valence zéro, sulfure de fer et sulfure de sodium. Au cours des essais avec le fer à valence zéro, le décaBDE s'est rapidement transformé en BDE moins fortement bromés. Environ 90 % du composé d'origine s'étaient transformés en BDE (mono- à hexaBDE) au bout de 40 jours. Au cours de la période de réaction initiale (pouvant durer jusqu'à 5 jours), le BDE 209 s'est transformé principalement en hexa- et heptaBDE, quoique des concentrations de tétra et de pentaBDE aient surtout été relevées au bout de 14 jours. Les résultats ont démontré que le décaBDE subit une débromation réductive en présence de fer à valence zéro. Les essais portant sur le sulfure de sodium ont aussi abouti à la transformation du décaBDE en DE moins bromés bien que dans ce cas, la transformation ait été plus lente que dans celui du fer à valence zéro. En association avec le sulfure de sodium, le profil des produits de transformation était similaire à celui obtenu en association avec le fer à valence zéro. Des essais ont aussi réalisés avec les BDE 28, 47, 66 et 100 en présence de fer à valence zéro. Ils ont aussi révélé que les composés avaient subi une débromation, mais que la vitesse de réaction diminuait parallèlement à la réduction du nombre d'atomes de brome. Même si les conditions retenues pour cette étude ne reflétaient pas directement les conditions habituelles régnant dans le milieu naturel, des réactions similaires se produisent peut-être dans l'environnement (Royaume-Uni, 2005).

Gerecke *et al.* (2005) ont réalisé des essais afin de déterminer les taux de décomposition du décaBDE et du nonaBDE dans un milieu anaérobie maintenu dans l'obscurité à une température de 37 °C et inoculé de boues activées. Les concentrations de BDE 209 ont diminué de 30 % au bout de 238 jours pendant les essais où les chercheurs ont appliqué des activateurs (c.-à-d. acide 4-bromo benzoïque, 2,6-dibromodiphényl, tétrabromobisphénol A et hexabromocyclododecane), ce qui correspondait à une pseudo constante de vitesse d'élimination de premier ordre de $1 \times 10^{-3} \text{ j}^{-1}$. La décomposition était statistiquement significative compte tenu de la marge de confiance de 95 %. Dans l'échantillon

contenant le décaBDE, celui-ci s'est transformé en deux congénères du nonaBDE et en six congénères de l'octaBDE. La vitesse de décomposition du décaBDE sans activateurs correspondait à environ 50 % de la vitesse relevée dans les échantillons avec activateurs. Les résultats de l'étude ont démontré que la débromation du décaBDE s'effectuait la plus rapidement en raison de la perte d'atomes de brome en position para et méta. Comme on le signale au Royaume-Uni (2005), les conditions comme telles ne sont pas représentatives des procédés de traitement des boues d'égout ou des processus types dans le milieu naturel. Cependant, on pourrait les observer dans les décharges contrôlées où le milieu est anaérobie et méthanogène et présentes des températures élevées. L'étude fournit des indications permettant de déterminer que, dans des conditions de biodécomposition anaérobie, le décaBDE pourrait, dans une certaine mesure, subir une lente décomposition.

On signale parfois que les congénères de PBDE présents dans l'environnement présentent un profil similaire que à celui des produits de PeBDE et d'OBDE du commerce, de sorte que certains chercheurs (p.ex., Song *et al.* 2004) en concluent que ces produits représenteraient les principales sources de PBDE dans l'environnement. Rayne et Ikonomou (2002) ont installé des dispositifs à membrane semi-perméable (DMSP) dans le fleuve Fraser, en Colombie-Britannique, et ont analysé les échantillons de 36 congénères de PBDE (mono- à hexa-). prélevés au moyen de ces dispositifs. Ils ont constaté que les profils des congénères dans les échantillons recueillis dans les DMSP différaient notablement de ceux des formulations commerciales de PeBDE et d'OBDE. Ils se sont ensuite servis de méthodes de modélisation et de calcul pour reconstituer les profils des congénères, lesquels ressemblaient davantage aux profils des produits du commerce. Compte tenu des résultats des analyses, les chercheurs ont avancé l'hypothèse selon laquelle, les PBDE présents dans cette région provenaient principalement de produits à base de PeBDE et d'OBDE.

Söderström *et al.* (2004) ont aussi conclu que les DE moins bromés (p. ex., BDE 47, 154 et 183) présents dans l'environnement provenaient sans doute principalement des émissions de formulations commerciales de PeBDE et d'OBDE plutôt que de la photodécomposition des DBDE. Ils précisent dans leurs études qu'une très faible quantité seulement des PBDE les plus couramment observés dans les échantillons recueillis dans l'environnement (BDE 47, 99 et 100) s'était formée durant leurs essais de photolyse. Il faut toutefois signaler que la plupart des études de surveillance réalisées à ce

jour ne visaient que les PBDE pour lesquels il existe des étalons. Ces PBDE constituent aussi les principaux éléments entrant dans la composition des produits commerciaux. Par conséquent, on peut s'attendre à ce que les substances relevées dans les échantillons qui sont recueillis dans l'environnement proviennent surtout des PBDE entrant dans la composition des produits du commerce. Des étalons n'ont pas été mis au point pour tous les congénères, et il est donc possible que les études effectuées à ce jour n'aient pas permis d'identifier tous les congénères présents dans les échantillons prélevés dans l'environnement, dont les produits de photodécomposition du décaBDE.

Des études ont permis d'observer 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 portant sur l'exposition par voie alimentaire a démontré 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 *et al.*, 2004b, 2004c; 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, dans une certaine mesure, transformer le décaBDE qu'elles ingéraient dans leur nourriture et produire divers congénères variant de penta- à octaBDE. Dans une étude décrite par Stapleton *et al.* (2004a) et Stapleton et Baker (2003), environ 4 % du décaBDE ingéré étaient biotransformés par les carpes en des congénères allant du penta- à l'octaBDE. Les chercheurs signalent que même si ce pourcentage peut sembler négligeable, les fortes concentrations de décaBDE relevées dans les sédiments des cours d'eau et les boues épandues sur le sol pourraient se traduire par une importante bioaccumulation chez les organismes qui y sont exposés (Stapleton *et al.*, 2004a).

Bien que les essais en laboratoire révélant que le décaBDE se transforme en DE moins bromés ne sont pas effectués dans des conditions entièrement représentatives du milieu naturel ou des usines d'épuration des eaux d'égout, ils démontrent qu'il se produit bel et bien une certaine transformation.

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 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 mesures effectuées 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 1999 (voir le tableau 7). Un FBC de 27 400 L/kg environ a été signalé pour le PeBDE par la Union européenne (2001) 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_{oe} pour les PBDE et des mentions de bioamplification du tétraBDE et du pentaBDE dans les chaînes alimentaires aquatiques (p. ex., Alae 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).

Caractérisation des risques

La démarche adoptée pour la présente évaluation écologique 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 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 écologique (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 critères de persistance et de bioaccumulation présentés dans le règlement de la LCPE 1999 (voir le tableau 6), 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 8. Les données d'exposition utilisées à titre de VEE sont présentées dans les tableaux 4 et 5 et résumées dans les notes du tableau 8. Les données de toxicité utilisées pour déterminer les VCT et les VESEO sont résumées dans le tableau 7.

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 que de l'utilisation du PeBDE. L'analyse des risques pour les organismes édaphiques 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 chez les espèces fauniques. 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). Pour le moment, le lien entre ces études et les effets potentiels attribuables à l'accumulation de ces substances dans les populations d'espèces fauniques n'est pas clair.

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 1999.

Bien qu'il y ait des incertitudes concernant les produits de transformation possibles du décaBDE, il existe suffisamment de preuves pour déterminer que cette substance subit vraisemblablement un certain niveau de photodécomposition dans l'environnement et que ce processus donne lieu à la formation de PBDE moins bromés. Ces derniers sont susceptibles d'être davantage bioaccumulatifs que le composé d'origine. De plus, ils risquent d'être persistants et d'avoir des effets directement

toxiques sur les organismes. On ne possède que des données limitées en qui concerne les taux relatifs de formation des BDE moins bromés et les taux de décomposition ultérieure de ces substances dans l'environnement. En outre, les résultats de certaines études permettent de croire que la décomposition donne lieu à la formation d'autres substances qui n'ont pas encore été identifiées ainsi que des PBDF. On prévoit que dans l'environnement, le décaBDE est principalement piégé dans les sédiments ou le sol, ce qui pourrait limiter les concentrations de décaBDE pouvant subir une photodécomposition. Toutefois, une partie des quantités piégées pourraient être transformée par suite d'une biodégradation anaérobie ou d'une réaction avec des réducteurs, par exemple. De façon générale, il est très difficile de déterminer dans quelle mesure la décomposition du décaBDE dans l'environnement est susceptible de favoriser l'accumulation éventuelle des BDE moins bromés et d'autres substances. On peut néanmoins penser que divers processus de transformation sont susceptibles de contribuer à la formation d'une certaine quantité du moins de PBDE et de PBDF moins bromés. Dans le futur, une surveillance aiderait à déterminer si et dans quelle mesure la transformation du décaBDE augmente dans son ensemble le risque que présentent les DE moins bromés comme les -tétra- à hexaBDE.

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 résiduaires et les sédiments sont souvent supérieures à celles des autres PBDE. Les concentrations de DBDE dépassent maintenant le mg/kg ps dans les boues résiduaires en Amérique du Nord. Une forte accumulation de DBDE dans l'environnement et des observations indiquant sa débromation ont amené les chercheurs à signaler qu'une décomposition même faible et à très long terme en des diphenyléthers moins bromés au cours de périodes s'étendant sur plusieurs décennies pourrait avoir de graves conséquences écologiques graves. 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

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.

Tous les PBDE peuvent, sous l'effet de la pyrolyse ou de très hautes températures, se transformer en dibenzo-*p*-dioxines et de dibenzofurannes bromés (Union européenne, 2000, 2002, 2003). 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.

Conclusion relative à l'environnement

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 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 » en vertu de l'alinéa 64(b) de la LCPE 1999.

Les données disponibles sur la persistance et la bioaccumulation du tétraBDE, du pentaBDE et de l'hexaBDE indiquent que ces substances satisfont aux critères énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE 1999. Leur présence dans l'environnement résulte avant tout d'activités anthropiques. Ce ne sont pas des radionucléides naturels ni des substances naturelles inorganiques.

Recommandation aux ministres de l'Environnement et de la Santé

Il est recommandé 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 1999.

Il est aussi recommandé 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 1999.

Bibliographie

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 Boer, J., H.A. Leslie, P.E.G. Leonards, P. Bersuder, S. Morris et C.R. Allchin. 2004. Screening and time trend study of decabromodiphenylether and hexabromocyclododecane in birds. Abstract. The 3rd International Workshop on Brominated Flame Retardants (BFR 2004). Toronto, Canada, 6-9 juin 2004, pages 125-128.

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.

Dugani, C. et F. Wania. 2002. Estimating the long range transport potential of polybrominated diphenyl ethers. 4e Atelier annuel sur les produits ignifuges bromés dans l'environnement, 17–18 juin 2002, Centre canadien des eaux intérieures, Burlington, Ontario. p. 55–58.

Environment Agency. 1997. Report on the monitoring of brominated flame retardants in the environment. The Environment Agency, Bath, Royaume-Uni [cité dans Union européenne, 2001].

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. 2003. Polybrominated Diphenyl Ether (PBDE) Brominated Flame Retardant (BFR) Report of Section 71 (CEPA 1999), avis concernant certaines substances inscrites sur la Liste intérieure des substances (LIS) en vertu de l'article 71 (LCPE 1999), Direction des substances existantes, Environnement Canada, juin 2003 (version 2.0).

Eriksson, J., E. Jakobsson, G. Marsh et Å. Bergman. 2001. Photo decomposition of brominated diphenyl ethers in methanol/water. Résumés du 2e Atelier international sur les ignifuges bromés, 14–16 mai 2001, Université de Stockholm, Stockholm, Suède, p. 203-206.

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.

Union européenne. 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.

Union européenne. 2001. European Union risk assessment report. Diphenyl ether, pentabromo derivative (pentabromodiphenyl ether). CAS No.: 32534-81-9. EINECS No.: 251-084-2. Risk assessment. Rapport final, août 2000. Royaume-Uni au nom de la CEE.

Union européenne. 2002. European Union risk assessment report. Bis(pentabromophenyl) ether. CAS No.: 1163-19-5. EINECS No.: 214-604-9. Risk assessment. Rapport final, 2002. France Royaume-Uni au nom de la CEE.

Union européenne. 2003. European Union risk assessment report. Bis(pentabromophenyl) ether. CAS No.: 1163-19-5. EINECS No.: 214-604-9. Risk assessment. Rapport final, 2003. France et Royaume-Uni au nom de la CEE.

Gerecke, A.C., P.C. Hartmann, N.V. Heeb, H.-P. E. Kohler, W. Giger, P. Schmid, M. Zennegg et M. Kohler. 2005. Anaerobic degradation of decabromodiphenyl ether. *Environ. Sci. Technol.* 39(4): 1078-1083.

Gouin, T. et T. Harner. 2003. Modelling the environmental fate of polybrominated diphenyl ethers. *Environment International* 29(6): 717 – 724.

Gouin, T. et D. Mackay. 2002. Modelling the long-range transport potential of PBDEs. 4^e Atelier annuel sur les produits ignifuges bromés dans l'environnement. 17-18 juin 2002. Centre canadien des eaux intérieures, 867 Lakeshore Road, Burlington, Ontario. p. 59-62.

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.

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

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^e Atelier annuel sur les produits ignifuges bromés dans l'environnement, 17–18 juin, Centre canadien des eaux intérieures, Burlington, Ontario. p. 51–54.

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

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.

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

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.

Jafvert, C. et I. Hua. 2001. Photochemical reactions of decabromodiphenyl oxide and 2,2',4,4'-tetrabromodiphenyl oxide. Rapport final présenté à l'American Chemistry Council, Brominated Flame Retardant Industry Panel (BFRIP). School of Engineering, Purdue University. West Lafayette IN. 6 août 2001. 56 pages.

Johnson, A. 2003. Communication personnelle par téléphone 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.

Keum, Y.-S. et Q.X. Li. 2005. Reductive debromination of polybrominated diphenyl ethers by zerovalent iron. *Environ. Sci. Technol.* 39(7): 2280-2286.

Kierkegaard, A., A. Bignert, U. Sellström, M. Olsson, L. Asplund, B. Jansson et C.A. de Wit. 2004. Polybrominated diphenyl ethers (PBDE) and their methoxylated derivatives in fish from Swedish waters with emphasis on temporal trends, 1967–2000. *Environ. Pollut.* 130: 187-198.

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. *Résumés du 5^e Atelier annuel sur les produits ignifuges bromés dans l'environnement, 22–23 août, Boston, Mass.*

Kolic, T.M., K.A. MacPherson, E.J. Reiner, T. Ho, S. Kleywegt, A. Dove et C. Marvin. 2004. Brominated diphenyl ether levels: a comparison of tributary sediments versus biosolid material. *Organohalogen Compounds* 66: 3830-3835.

La Guardia, M.J., R.C. Hale, E. Harvey, T.M. Mainor et M.O. Gaylor. 2001. Polybrominated diphenyl ethers in land-applied sewage sludge (biosolids). Affiche présentée à la 22^e 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 Union européenne, 2002].

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.* 34(1): 93 - 96.

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^{er} 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 Union européenne 2001].

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.

Palm, A., I.T. Cousins, D. Mackay, M. Tysklind, C. Metcalfe et M. Alae. 2002. Assessing the environmental fate of chemicals of emerging concern: a case study of the polybrominated diphenyl ethers. *Environmental Pollution* 117: 195-213.

Palm, W.-U., R. Kopetzky, W. Sossinka, H-U. Kruger, Q. Lin, S.T. Barcellos da Rosa et C. Zetzsch. 2003. Environmental photochemistry of decabromodiphenyl ethers in organic solvents and adsorbed on particles in air and in aqueous suspension (including a feasibility study on OH reactivities in an

aerosol smog chamber facility). Report for the Bromine Science and Environmental Forum [cité dans Royaume-Uni, 2004].

Palm, W.-U., R. Kopetzky, W. Sossinka, W. Ruck et C. Zetzsch. 2004. Photochemical reactions of brominated diphenylethers in organic solvents and adsorbed on silicon dioxide in aqueous suspension. *Organohalogen Compd.* 66: 4101-4105.

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).

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. et M.G. Ikonomou. 2002. Reconstructing source polybrominated diphenyl ether congener patterns from semipermeable membrane devices in the Fraser River, British Columbia, Canada: comparison to commercial mixtures. *Environ. Toxicol. Chem.* 21(11): 2292-2300.

Rayne, S., M.G. Ikonomou et B. Antcliffe. 2003a. Rapidly increasing polybrominated diphenyl ether concentrations in the Columbia River system from 1992 to 2000. *Environ. Sci. Technol.* 37(13): 2847–2854.

Rayne, S., M.G. Ikonomou et M.D. Whale. 2003b. Anaerobic microbial and photochemical degradation of 4, 4'-dibromodiphenyl ether. *Water Research* 37: 551-560.

Reiner, E.J., Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Laboratory Services Branch, Toronto, Canada. Communication personnelle avec J. Pasternak, Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement, 2004.

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.

Royaume-Uni. 2004. Update of the risk assessment of bis(pentabromophenyl) ether (decabromodiphenyl ether). CAS No.: 1163-19-5. EINECS No.: 214-604-9. Final environmental draft of May 2004. Royaume-Uni au nom de la CEE.

Royaume-Uni. 2005. Addendum to the May 2004 environmental risk assessment report of decabromodiphenyl ether (CAS no. 1163-19-5). Ébauche pour commentaires. Août 2005. Royaume-Uni au nom de la CEE.

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., 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. 37(24): 5496-5501.

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.* 38(1): 127-132.

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

Song, W., J.C. Ford, L. An, W.J. Buckley et K.J. Rockne. 2004. Polybrominated diphenyl ethers in sediments of the Great Lakes. 1. Lake Superior. *Environ. Sci. Tech.* 38(12): 3286-3293.

Stapleton, H.M. et J.E. Baker. 2001. Comparing the temporal trends, partitioning and biomagnification of PBDEs and PCBs in Lake Michigan. Résumé du 3^e Atelier annuel sur les produits ignifuges bromés dans l'environnement, 23–24 août 2001, 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*). 5^e Atelier annuel sur les produits ignifuges bromés dans l'environnement, 22-23 août, Boston, MA.

Stapleton, H.M., M. Alaei, R.J. Letcher et J.E. Baker. 2004a. Debromination of the flame retardant decabromodiphenyl ether by juvenile carp (*Cyprinus carpio*). *Environ. Sci. Technol.* 38: 112-119.

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

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

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

Stenzel, J.I. et W.B. Nixon. 1997. Pentabromodiphenyl oxide: Determination of the of vapour pressure using a spinning rotor gauge. Report No: 439C-116, Wildlife International Ltd. [cité dans Union européenne, 2001].

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., T. Halldorson, G.A. Stern et G.T. Tomy. 2002. Vapor pressures, aqueous solubilities and Henry's law constants of some brominated flame retardants. *Environ. Toxicol. Chem.* 21(9): 1804-1810.

U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 2005. Polybrominated diphenylethers (PBDEs) Significant New Use Rule (SNUR) Questions and Answers. (www.epa.gov/oppt/pbde/qanda.htm).

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^e Atelier annuel sur les produits ignifuges bromés dans l'environnement, 17–18 juin, Centre canadien des eaux intérieures, Burlington, Ontario.

Wania, F. et C.B. Dugani. 2003. Assessing the long-range transport potential of polybrominated diphenyl ethers: a comparison of four multimedia models. *Environ. Toxicol. Chem.* 22(6): 1252 – 1261.

Watanabe I. et R. Tatsukawa. 1987. Formation of brominated dibenzofurans from the photolysis of flame retardant decabromobiphenyl ether in hexane solution by UV and sunlight. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 39; 953-959.

Watanabe, I. et R. Tatsukawa. 1990. Anthropogenic brominated aromatics in the Japanese environment. *In: Proceedings of Workshop on Brominated Aromatic Flame Retardants*, Skokloster, Sweden, 24-26 octobre 1989. Swedish National Chemicals Inspectorate, KEMI, Solna, Suède, 1990, p. 63-71.

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 7. 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"> écoulement continu, eau de puits 20 ± 1 °C; pH : 7,9 - 8,3; OD ≥ 76 % de saturation; dureté : 128 - 136 mg/L de CaCO₃; alcalinité : 174 - 176 mg/L de CaCO₃; conductance : 310 - 315 µmhos/cm 40 animaux par traitement BPL, protocole fondé sur OCDE 202, TSCA Title 40 et ASTM E1193-87 	<ul style="list-style-type: none"> CMEO-21 jours (mortalité/immobilité) = 20 µg/L CSEO-21 jours (mortalité/immobilité) = 9,8 µg/L CE₅₀-96 heures (mortalité/immobilité) = 17 µg/L CE₅₀-7 à 21 jours (mortalité/immobilité) = 14 µg/L CE₅₀-21 jours (reproduction) = 14 µg/L CMEO-21 jours (croissance) = 9,8 µg/L CSEO-21 jours (croissance) = 5,3 µg/L CMEO (toute l'étude) = 9,8 µg/L CSEO (toute l'étude) = 5,3 µg/L 	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"> écoulement continu, eau de puits filtrée 23 ± 2 °C; pH : 7,9 - 8,6; OD : 6,0 - 8,2 mg/L; dureté : 30 mg/L de CaCO₃ sédiments artificiels - pH : 6,6; capacité de rétention d'eau : 11 %; moyenne de la matière organique : <2 %; sable : 83 %; argile : 11 %; limon : 6 % 80 animaux par traitement BPL, protocole fondé sur Phipps <i>et al.</i> (1993), ASTM E1706-95b et EPA OPPTS N° 850.1735 	<ul style="list-style-type: none"> CMEO-28 jours (survie/reproduction) = 6,3 mg/kg ps de sédiments CSEO-28 jours (survie/reproduction) = 3,1 mg/kg ps de sédiments CE₅₀-28 jours (survie/reproduction) > 50 mg/kg ps de sédiments croissance (poids sec) non significativement différente de celle des témoins (solvant) et non dépendante de la concentration 	Great Lakes Chemical Corporation, 2000a
<i>Zea mays</i> (maïs)	PeBDE : 0,23 % : triBDE 36,02 % : tétraBDE	21 jours	Nominales : 0, 62,5, 125, 250, 500 et 1 000 mg/kg ps de sol	<ul style="list-style-type: none"> sol artificiel – sable : 92 %; argile : 8 %; limon : 0 %; pH : 7,5; matière 	<ul style="list-style-type: none"> absence d'effet apparent du traitement sur l'émergence des semis 	Great Lakes Chemical Corporation,

Espèce, stade vital	Composition du produit	Durée des essais	Concentrations utilisées	Conception de l'étude	Concentration produisant un effet	Références
	55,10 % : pentaBDE 8,58 % : hexaBDE (Great Lakes Chemical Corporation, 2000c)		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.	organique : 2,9 % • irrigation souterraine avec eau de puits; photopériode : 14 lumière et 10 obscurité; 16,0 - 39,9 °C; humidité relative : 19 - 85 % • 40 graines par traitement • BPL, protocole fondé sur EPA OPPTS N ^{os} 850.4100 et 850.4225 et sur OCDE 208 (révision proposée de 1998)	<ul style="list-style-type: none"> • CL₂₅-21 jours, CL₅₀ (émergence) > 1 000 mg/kg ps de sol • longueur moyenne des tiges réduite de façon significative à 250, 500 et 1 000 mg/kg ps de sol, par rapport aux témoins • CE₂₅-21 jours, CE₅₀ (longueur moyenne des tiges) > 1 000 mg/kg ps de sol • 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 • CE₂₅-21 jours (poids moyen des tiges) = 154 mg/kg ps de sol • CE₅₀-21 jours (poids moyen des tiges) > 1 000 mg/kg ps de sol • CME0-21 jours (poids moyen des tiges) = 62,5 mg/kg ps de sol • CE₀₅-21 jours et CSEO (poids moyen des tiges) estimée = 16,0 mg/kg ps de sol 	2000b
Rat	PeBDE (DE-71) : 45 - 58,1 % : pentaBDE 24,6 - 35 % : tétraBDE (Sjodin, 2000; Zhou <i>et al.</i> , 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"> • 30 mâles et 30 femelles par traitement – rats Sprague-Dawley CD 	<ul style="list-style-type: none"> • 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 • augmentation du poids absolu et relatif du foie à 10 et 100 mg/kg pc et retour aux plages normales après une période de récupération de 24 semaines • modifications microscopiques, liées à la substance, de la thyroïde et du foie à toutes les doses 	Great Lakes Chemical Corporation, 1984

Espèce, stade vital	Composition du produit	Durée des essais	Concentrations utilisées	Conception de l'étude	Concentration produisant un effet	Références
					<ul style="list-style-type: none"> • modifications microscopiques de la thyroïde, réversibles après 24 semaines • modifications microscopiques du foie à toutes les doses encore évidentes après la période de récupération de 24 semaines • dégénérescence cellulaire et nécrose du foie évidentes chez les femelles à toutes les doses après la période de récupération de 24 semaines • CMENO (lésions cellulaires du foie) = 2 mg/kg pc • CSENO – n'a pu être déterminée, un effet significatif ayant été observé à la plus faible dose utilisée 	
<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 (Union européenne, 2002)	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"> • écoulement continu, eau de puits filtrée • 20 ± 1 °C; pH : 8,2 - 8,5; OD : ≥ 77 % de saturation; dureté : 132 - 136 mg/L de CaCO₃ • 20 animaux par traitement • BPL, protocole fondé sur OCDE 202, ASTM E1193-87 et TSCA Title 40 	<ul style="list-style-type: none"> • CMEO-21 jours (survie, reproduction, croissance) > 2,0 µg/L (nominale) ou 1,7 µg/L (mesurée) • CSEO-21 jours (survie, reproduction, croissance) ≥ 2,0 µg/L (nominale) ou 1,7 µg/L (mesurée)^a • CE₅₀-21 jours (survie, reproduction, croissance) > 2,0 µg/L (nominale) ou 1,7 µg/L (mesurée) 	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"> • sol artificiel : loam sableux – sable : 69 %; limon : 18 %; argile : 13 %; matière organique : 8,0 % (4,7 % de carbone); pH : 6,0 ± 0,5 • 17 – 21 °C; photopériode : 16 lumière et 8 obscurité; pH : 5,9 - 6,8; humidité 	<ul style="list-style-type: none"> • CMEO-28 jours (mortalité) > 1 470 mg/kg de sol sec • CSEO-28 jours (mortalité) ≥ 1 470 mg/kg de sol sec^a • CE₁₀-28 jours, CE₅₀ (survie) > 1 470 mg/kg de sol sec 	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
				du sol : 22,0 - 33,5 % <ul style="list-style-type: none"> 40 animaux par traitement BPL, protocole fondé sur EPA OPPTS 850.6200, OCDE 207 et ligne directrice proposée (OCDE, 2000) 	<ul style="list-style-type: none"> CMEO-56 jours (reproduction) > 1 470 mg/kg de sol sec CSEO-56 jours (reproduction) ≥ 1 470 mg/kg de sol sec^a CE₁₀-56 jours, CE₅₀ (reproduction) > 1 470 mg/kg de sol sec 	
<i>Lumbriculus variegatus</i> Adultes	OBDE (DE-79) : 78,6 % de brome	28 jours	Nominales : 0, 94, 188, 375, 750 et 1 500 mg/kg ps de sédiments Mesurées : i) 2 % de CO : <0,354, 76,7, *, *, 755 et 1 340 mg/kg ps de sédiments ii) 5 % de CO : <12,5, 90,7, *, *, 742 et 1 272 mg/kg ps de sédiments * concentrations non mesurées	<ul style="list-style-type: none"> 80 animaux par traitement écoulement continu, eau de puits filtrée; dureté : 128 - 132 mg/L de CaCO₃ 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) BPL, protocole fondé sur Phipps <i>et al.</i> (1993), ASTM E1706-95b et EPA OPPTS 850.1735 	<ul style="list-style-type: none"> CMEO-28 jours (survie/reproduction, croissance) > 1 340 (2 % de CO) ou 1 272 (5 % de CO) mg/kg ps de sédiments CSEO-28 jours (survie/reproduction, croissance) ≥ 1 340 (2 % de CO) ou 1 272 (5 % de CO) mg/kg ps de sédiments^a CE₅₀-28 jours (survie/reproduction, croissance) > 1 340 (2 % de CO) ou 1 272 (5 % de CO) mg/kg ps de sédiments Pour l'étude à 2 % de COT : <ul style="list-style-type: none"> 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 	Great Lakes Chemical Corporation, 2001a,b
Lapin	OBDE (Saytex 111) : 0,2 % : pentaBDE 8,6 % : hexaBDE 45,0 % : heptaBDE 33,5 % : octaBDE	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"> 26 lapins blancs de Nouvelle-Zélande par traitement foetus examinés au jour 28 de la gestation 	<ul style="list-style-type: none"> aucun signe apparent de tératogénicité CMENO (mères, augmentation du poids du foie, diminution du gain de poids corporel) = 15 mg/kg pc par jour CSENO (mères) = 5,0 mg/kg pc par jour CMENO (foetus, retard de l'ossification des 	Breslin <i>et al.</i> , 1989

Espèce, stade vital	Composition du produit	Durée des essais	Concentrations utilisées	Conception de l'étude	Concentration produisant un effet	Références
	11,2 % : nonaBDE 1,4 % : décaBDE (Breslin <i>et al.</i> , 1989)				sternèbres) = 15 mg/kg pc par jour • CSENO (foetus) = 5,0 mg/kg pc par jour	
<i>Eisenia fetida</i> vers de terre adultes	DBDE : 97,90 % : décaBDE	28 et 56 jours	Concentrations nominales dans le sol : 0, 312, 650, 1 260, 2 500 et 5 000 mg/kg ps de sol Concentrations moyennes mesurées : <SD, 320, 668, 1 240, 2 480 et 4 910 mg/kg ps	<ul style="list-style-type: none"> 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 % 	<ul style="list-style-type: none"> CMEO-28 jours (survie) > 4 910 mg/kg de sol sec (moyenne des mesures) CSEO-28 jours (survie) ≥ 4 910 mg/kg de sol sec (moyenne des mesures)^a CE₁₀-28 jours, CE₅₀ (survie) > 4 910 mg/kg de sol sec (moyenne des mesures) CMEO-56 jours (reproduction) > 4 910 mg/kg de sol sec (moyenne des mesures) CSEO-56 jours (reproduction) ≥ 4 910 mg/kg de sol sec (moyenne des mesures)^a CE₁₀-56 jours, CE₅₀ (reproduction) > 4 910 mg/kg de sol sec (moyenne des mesures) 	ACCBFRIP, 2001c
<i>Lumbriculus variegatus</i> adultes	DBDE : 97,3 % : décaBDE 2,7 % : autre (non précisé) (composite de trois fabricants)	28 jours	Nominales : 0, 313, 625, 1 250, 2 500 et 5 000 mg/kg ps de sédiments Moyennes mesurées : i) 2,4 % de CO : <1,16, 291, *, *, 2 360 et 4 536 mg/kg ps; ii) 5,9 % de CO : <SD, 258, *, *, 2 034 et 3 841 mg/kg ps * concentrations de 625 et de 1 250 mg/kg non mesurées	<ul style="list-style-type: none"> 80 animaux par traitement écoulement continu, eau de puits filtrée; dureté : 128 - 132 mg/L de CaCO₃ 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) 	<ul style="list-style-type: none"> CSEO-28 jours (survie/reproduction, croissance) ≥ 4 536 (2,4 % de CO) ou 3 841 (5,9 % de CO) mg/kg ps de sédiments^a CMEO-28 jours (survie/reproduction, croissance) > 4 536 (2,4 % de CO) ou 3 841 (5,9 % de CO) mg/kg ps de sédiments CE₅₀-28 jours (survie/reproduction, croissance) > 4 536 (2,4 % de CO) ou 3 841 (5,9 % de CO) mg/kg ps de sédiments 	ACCBFRIP, 2001a,b

Espèce, stade vital	Composition du produit	Durée des essais	Concentrations utilisées	Conception de l'étude	Concentration produisant un effet	Références
				<ul style="list-style-type: none"> • aération modérée du jour 7 à la fin de l'essai • BPL, protocole fondé sur Phipps <i>et al.</i> (1993), ASTM E1706-95b et EPA OPPTS 850.1735 		

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"> 5 rats mâles Sprague-Dawley par traitement 	<ul style="list-style-type: none"> CMENO (hypertrophie du foie, hyperplasie de la thyroïde) = 80 mg/kg pc par jour CSENO = 8 mg/kg pc par jour 	Norris <i>et al.</i> , 1974
-----	---	----------	---	--	--	-----------------------------

Abréviations : ASTM = American Society for Testing and Materials; pc = poids corporel; SD = seuil de détection; OD = oxygène dissous; CE₅₀ = dose efficace médiane; EPA = Environmental Protection Agency des États-Unis; BPL = Bonnes pratiques de laboratoire; CL₅₀ = 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

^a 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 8. Résumé des données utilisées pour l'analyse du quotient de risque des PBDE

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

^a Stapleton et Baker (2001).

^b PeBDE : CMABFRIP (1997d); OBDE : CMABFRIP (1998).

^c 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.

^d *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 (Union européenne, 2001).

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; Union européenne, 2002, 2003).

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 al.*, 1996; Allchin *et al.*, 1999). Cette mesure a été utilisée comme VEE de remplacement pour l'environnement canadien.

^e PeBDE : Great Lakes Chemical Corporation (2000a); OBDE : Great Lakes Chemical Corporation (2001a,b); DBDE : ACCBFRIP (2001a,b).

^f 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/m² 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 (Union européenne, 1994);

MV_{sol} = masse volumique apparente du sol (kg/m³, 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 al.*, 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 al.* (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 al.*, 2001).

^g PeBDE : Great Lakes Chemical Corporation (2000b); OBDE : Great Lakes Chemical Corporation (2001c); DBDE : ACCBFRIP (2001c).

^h Allchin *et al.* (1999); Johnson et Olson (2001); Sellström *et al.* (2001); Lindberg *et al.* (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 l'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 al.*, 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 en poids lipidique (pl) (Sellström *et al.*, 2001; Lindberg *et al.*, 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.

ⁱ 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_{nourriture} et d'une VESEO_{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 ($VCT_{\text{ingestion}}^{\text{quotidienne totale}}$, 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.

$VCT_{\text{nourriture}} = (VCT_{\text{ingestion totale quotidienne}} \times pc) / IQ$. Cette équation suppose que l'exposition à la substance se fait entièrement 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 fauniques, de sorte qu'on les a remplacé par les données sur les rongeurs et les lapins. 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 sur 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 al.* (1989) et de Norris *et al.* (1974). On précise que Norris *et al.* (1974) ont utilisé le « Dow FR-300-BA », un produit à base de DBDE plus ancien, composé de décaBDE (77,4 %), de nonaBDE (21,8 %) et d'octaBDE (0,8 %). Ce produit n'est plus fabriqué, et les solutions actuelles de DBDE comportent un pourcentage beaucoup plus élevé de décaBDE (habituellement > 97 %, p. ex.). La valeur « 80 mg/kg pc par jour dans la nourriture » représente néanmoins une valeur appropriée de VCT pour les DBDE puisque le sujet étudié est de qualité acceptable et représente un paramètre mesuré prudent. Bien que, dans cette étude, on ait employé un produit à base de DBDE plus ancien, ses composantes appartiennent à des groupes d'homologues (principalement des nonaBDE et des décaBDE) faisant l'objet de la présente évaluation. Celle-ci n'est pas limitée aux analyses des produits commerciaux, mais vise les PBDE des groupes d'homologues possédant de quatre à dix atomes/molécules de brome. Par conséquent, on juge qu'il convient de se servir de cette étude pour l'analyse du quotient de risque même si elle porte sur une solution comportant un plus fort pourcentage de nonaBDE (et une faible fraction d'octaBDE) que les solutions de DBDE actuelles.

- ^j 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 faunique 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.
- ^k 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.
- ^l Corrigé pour une teneur en carbone organique de 4 %.
- ^m Corrigé pour une teneur en carbone organique de 2 %.