



Gouvernement
du Canada

Government
of Canada

Ébauche d'évaluation préalable

Groupe de certaines substances ignifuges organiques

1,1'-(Éthane-1,2-diyl)bis[pentabromobenzène]

Décabromodiphényléthane (DBDPE)

Numéro de registre du Chemical Abstracts Service

84852-53-9

Environnement Canada

Santé Canada

Octobre 2016

Canada

Sommaire

Conformément à l'article 68 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) (LCPE 1999), les ministres de l'Environnement et de la Santé ont mené une évaluation préalable du 1,1'-(éthane-1,2-diyl)bis[pentabromobenzène]. Cette substance, communément connue sous le nom de décabromodiphénylthane ou DBDPE, est répertoriée à l'aide du numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS) 84852-53-9. Cette substance fait partie du groupe de certaines substances ignifuges organiques du Plan de gestion des produits chimiques du Canada, lequel est constitué de dix substances organiques ayant une fonction similaire, soit l'application à des matériaux en vue de retarder l'inflammation et la propagation du feu. Le DBDPE a été déclaré prioritaire puisqu'une évaluation de ladite substance à la suite d'une déclaration reçue en vertu de la disposition relative aux nouvelles substances de la LCPE 1999 indiquaient des préoccupations pour l'environnement. Bien que cette substance ne figure pas sur la Liste intérieure (LI), elle est commercialisée au Canada depuis la période de transition entre l'établissement de la LI et l'entrée en vigueur du *Règlement sur les renseignements concernant les substances nouvelles* (entre le 1^{er} janvier 1987 et le 1^{er} juillet 1994).

D'après une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE et des données tirées du Programme des substances nouvelles, la quantité de DBDPE importée au Canada variait de 1 000 à 10 000 tonnes en 2011, y compris le DBDPE sous forme pure, en formulation et dans des produits commerciaux ou de consommation. Le DBDPE est utilisé au Canada en tant qu'additif ignifuge dans de nombreuses applications, comme les matériaux en plastique et en caoutchouc, les équipements électroniques et électriques, les adhésifs, et les produits d'étanchéité.

Le DBDPE ne se trouve pas à l'état naturel dans l'environnement. À l'échelle mondiale, les sources d'exposition au DBDPE sont principalement les flux de déchets ou les effluents d'usines de fabrication et de stations de traitement qui utilisent le DBDPE comme additif ignifuge, de même que des rejets de produits de consommation ou de produits commerciaux. Le DBDPE est devenu important sur le plan commercial depuis le début des années 1990 en tant que produit ignifuge à part entière et, plus récemment, en tant que produit de substitution du décabromodiphényléther (décaBDE).

Généralement, le DBDPE se caractérise par une très faible hydrosolubilité, une faible pression de vapeur ainsi qu'un coefficient de partage carbone organique-eau et un coefficient de partage octanol-eau très élevés. Un analogue ayant une structure semblable, le décaBDE, a été utilisé comme substitut pour certaines propriétés physiques et chimiques de même que pour prédire le comportement de la substance dans l'environnement. Le DBDPE a été mesuré dans l'environnement canadien ainsi qu'à l'échelle internationale, avec les concentrations les plus élevées relevées près des zones urbaines ou industrielles. Lorsqu'il est rejeté dans l'environnement, le DBDPE devrait demeurer principalement dans le sol et les sédiments. Le transport de la substance liée à des particules peut également contribuer au transport sur de grandes distances et au dépôt atmosphérique de la substance dans des zones éloignées.

Des données expérimentales et modélisées indiquent que la biodégradation aérobie et anaérobie du DBDPE est limitée et que cette substance devrait être persistante dans l'eau, le sol et les sédiments. Des études signalent que la photodégradation du DBDPE peut se produire rapidement dans des solvants, mais plus lentement dans d'autres matrices/substrats, et les prévisions modélisées indiquent que le DBDPE est persistant dans l'air (demi-vie en phase gazeuse supérieure à 4 jours). Même si la dégradation du DBDPE devrait être lente et limitée, il existe une incertitude quant aux dérivés finaux dans l'environnement. Des dérivés potentiels du DBDPE ont été évalués sur la base de prévisions issues d'études de la photodégradation, de la modélisation de la biodégradation et du métabolisme, et de l'analyse de l'analogue décaBDE. On prévoyait que la débromation du DBDPE se poursuive du nonaBDE et de l'octaBDE par l'entremise de la formation d'heptaBDE, d'hexaBDE et de pentaBDE (similaires au décaBDE), ou qu'elle mène à une voie de nonaBDE hydroxylée. Compte tenu de l'absence de données expérimentales, la modélisation des relations quantitatives structure-activité (RQSA) a été effectuée en vue d'évaluer les caractéristiques de ces dérivés potentiels du DBDPE. La modélisation préliminaire indique que les dérivés potentiels du DBDPE peuvent être considérés comme des analogues de polybromodiphényléthers (PBDE) moins bromés et qu'ils seront persistants, bioaccumulables dans certains cas, et potentiellement très toxiques pour les organismes aquatiques. L'évaluation écologique préalable sur les PBDE (juin 2006) a conclu que les PBDE moins bromés, notamment le tétraBDE, le pentaBDE et l'hexaBDE, répondent aux critères décrits dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE.

Des données empiriques indiquent que le DBDPE peut s'accumuler, dans une certaine mesure, dans les tissus du biote (potentiel de bioaccumulation faible à modéré), mais il n'y a présentement pas de preuve adéquate indiquant que la substance a un potentiel de bioaccumulation élevé.

D'après l'essai de toxicité chronique dans le sol, le DBDPE, à des concentrations élevées, peut causer des effets sur la reproduction des lombrics ainsi que sur la survie et la croissance des plantes. Aucun effet n'a été observé à la dose testée la plus élevée (5 000 mg/kg) pour les organismes vivant dans les sédiments dans le cadre des essais de toxicité chronique.. Aucune valeur critique de toxicité (VCT) pour les organismes pélagiques n'a été déterminée relativement au DBDPE dans le cadre de la présente évaluation, sur la base de résultats d'essais aquatiques incertains. Des lacunes en matière d'information liée à la toxicité du DBDPE pour la faune et aux effets sur les espèces vivant dans le sol, les sédiments et en haute mer, découlant d'une exposition prolongée (p. ex., pendant la durée de vie et sur plusieurs générations), de même que de récentes études du décaBDE dans l'eau et les sédiments indiquant des effets à de faibles concentrations, soulignent la possibilité que les études futures sur la toxicité du DBDPE déterminent des effets similaires à de faibles concentrations. Cette incertitude a été prise en compte dans l'application du principe de prudence pour l'évaluation.

Le DBDPE devrait être rejeté dans l'environnement canadien pendant les activités industrielles de traitement. L'utilisation d'additifs de DBDPE dans des produits indiquent

que des émissions diffuses peuvent découler de produits commerciaux ou de consommation et que, même s'il y a des incertitudes, le taux d'émission est supposé faible par rapport à la pollution industrielle ponctuelle au cours de l'intégration de la substance dans des produits. Des scénarios industriels (tenant compte des renseignements disponibles sur le site) impliquant des rejets de DBDPE dans l'eau et le sol ainsi que la répartition prévue dans les sédiments, ont été utilisés pour estimer l'exposition. Des analyses du quotient de risque, intégrant des estimations prudentes de l'exposition dans des données sur la toxicité, ont été effectuées pour les milieux sédimentaires et terrestres (sol et faune). Ces analyses ont montré que les risques actuellement posés par le DBDPE d'origine sont faibles.

On n'a pas effectué d'analyse du quotient de risque pour les dérivés du DBDPE, compte tenu du manque de données sur la quantité de dérivés au Canada. Les dérivés devraient représenter une fraction mineure comparativement au DBDPE d'origine; cependant, ils constituent une fraction similaire aux fractions prévues/mesurées de produits de débromation du décaBDE, et si les concentrations de DBDPE continuent d'augmenter (p. ex., en raison de l'utilisation de la substance comme produit ignifuge de substitution), le gisement de dérivés bromés potentiels pourrait devenir important.

Compte tenu des preuves incluses dans la présente ébauche d'évaluation préalable pour le DBDPE et le potentiel de persistance, de bioaccumulation et de toxicité intrinsèque de certains dérivés, il y a un risque d'effets nocifs de la substance sur les organismes, mais pas sur l'intégrité globale de l'environnement. Il est proposé de conclure que le DBDPE répond aux critères énoncés à l'alinéa 64(a) de la LCPE 1999, car il pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité, à une 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. Toutefois, il est proposé de conclure que le DBDPE ne répond pas aux critères énoncés à l'alinéa 64(b) de la LCPE 1999, car il ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions de nature à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

On n'a relevé aucune classification des effets du DBDPE sur la santé d'organismes de réglementation nationaux ou internationaux. En outre, on n'a recensé aucune étude sur la toxicité chronique et la cancérogénicité liée au DBDPE. D'après les renseignements disponibles sur la génotoxicité, le DBDPE n'est pas jugé génotoxique. Aucun effet nocif n'a été observé dans les études subchroniques sur des animaux. Dans deux études distinctes sur la toxicité pour le développement, aucun effet sur la mère lié au traitement ni aucun effet sur le développement n'a été observé chez les animaux de laboratoire exposés au DBDPE par voie orale. Des données de biosurveillance limitées sont disponibles pour les humains.

Lors des essais sur des animaux de laboratoire, les doses testées les plus élevées, sans effet lié au traitement, étaient sept ordres de grandeur plus élevées que les estimations de l'exposition au DBDPE de la population générale du Canada dans les milieux naturels. Cette marge d'exposition est considérée comme adéquate pour tenir

compte des incertitudes dans les bases de données concernant les effets sur la santé et l'exposition. Sur la base de ces éléments, il est proposé de conclure que le DBDPE ne répond pas aux critères énoncés à l'alinéa 64(c) de la LCPE 1999.

Conclusion générale proposée

Il est proposé de conclure que le DBDPE répond à un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE 1999. Par conséquent, on conclut que le DBDPE répond aux critères de bioaccumulation établis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation de la LCPE 1999*. Toutefois, le DBDPE peut contribuer à la formation de dérivés persistants, bioaccumulables et intrinsèquement toxiques, comme les BDPE moins bromés, dans l'environnement.



Table des matières

Table des matières	vi
Liste des tableaux et des figures	ix
1. Introduction	1
2. Identité des substances.....	3
2.1. Identité de la substance	3
2.2 Sélection des analogues et utilisation de modèles de relations quantitatives structure-activité [RQSA]	3
3. Propriétés physiques et chimiques	4
4. Sources	6
5. Utilisations	7
6. Rejets dans l'environnement.....	9
7. Concentrations environnementales mesurées.....	11
8. Devenir et comportement dans l'environnement	16
8.1 Distribution dans l'environnement.....	16
8.1.1 Potentiel de transport à grande distance.....	17
8.2 Persistance dans l'environnement	18
8.2.1 Dégradation abiotique	19
8.2.2 Biodégradation	21
8.2.3 Biotransformation métabolique.....	24
8.2.4 Combustion et pyrolyse.....	24
8.2.5 Persistance des dérivés	25
8.3 Potentiel de bioaccumulation	26

8.3.1 Facteur de bioconcentration (FBC)	27
8.3.2 Facteur de bioaccumulation (FBA).....	28
8.3.3 Facteur de bioamplification (FBM)	28
8.3.4 Facteur d'amplification trophique (FAT)	30
8.3.5 Autres études liées à la bioaccumulation et à la transformation métabolite ..	31
8.3.6 Potentiel de bioaccumulation prévu des dérivés	33
8.4 Résumé du devenir dans l'environnement.....	34
9. Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement.....	35
9.1 Évaluation des effets sur l'environnement	35
9.1.1 Études empiriques dans l'eau	35
9.1.2 Études empiriques dans les sédiments.....	37
9.1.3 Études empiriques dans le sol	38
9.1.4 Études empiriques dans la faune	40
9.1.5 Effets des dérivés sur l'environnement.....	41
9.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement	42
9.2.1 Scénarios d'exposition industrielle et concentrations environnementales estimées.....	42
9.2.2 Scénarios d'exposition liée aux produits de consommation et concentrations environnementales estimées	45
9.2.3 Exposition des produits de dégradation	47
9.3. Caractérisation des risques pour l'environnement	48
9.3.1 Analyse du quotient de risque	48
9.3.2 Examen des éléments de preuve et conclusion	49
9.3.3 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement.....	50

10.1 Évaluation de l'exposition	52
10. 2 Évaluation des effets sur la santé	63
10.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine	67
10.4 Incertitudes de l'évaluation des risques pour la santé humaine	68
Références	70
Annexes	96
Annexe A : Identité structurelle	96
Annexe B : Propriétés physiques et chimiques	97
Annexe C : DBDPE Potential Transformation Products Modelling: Physical-Chemical Properties, Degradation, Bioaccumulation, and Aquatic Toxicity	105
Annexe D : Estimations de la limite supérieure de l'absorption quotidienne (ug/kg p.c. par jour) du DBDPE par divers groupes d'âge au sein de la population générale du Canada	111
Annexe E : Concentrations de DBDPE dans les produits de consommation	113
Annexe H : Résumé des renseignements sur les effets sur la santé du décabromodiphénylthane (DBDPE) (n° CAS 84852-53-9)	119

Liste des tableaux et des figures

Tableau 2-1. Identité de la substance pour le décabromodiphénylthane	3
Tableau 2-2. Identité de l'analogue	4
Tableau 3-1. Un résumé des propriétés physiques et chimiques du DBDPE.....	5
Tableau 7-1. Plage de concentrations dans l'environnement au Canada ^{a, b}	14
Tableau 7-2. Plage de concentrations dans l'environnement à l'échelle internationale ^a	15
Tableau 8-1. Résultats de la modélisation de la fugacité de niveau III (nouveau modèle de l'EQC, 2012) pour le DBDPE.....	17
Tableau 8-2. Résumé de données clés sur la dégradation abiotique du DBDPE	21
Tableau 8-3. Résumé de données clés sur la biodégradation du DBDPE	23
Tableau 8-4. Facteurs de bioamplification (FBM) empiriques pour le DBDPE	30
Tableau 9-1. Principales études sur la toxicité dans les sédiments prises en compte pour la sélection d'une valeur critique de toxicité du DBDPE pour les sédiments	38
Tableau 9-2. Études sur la toxicité dans le sol prises en compte pour la sélection d'une valeur critique de toxicité du DBDPE pour le sol	40
Tableau 9-3. Résumé des valeurs d'entrée utilisées pour les scénarios qui estiment les concentrations aquatiques provenant des rejets industriels du DBDPE	44
Tableau A-1. Autres noms choisis pour le DBDPE	97
Tableau B-1. Valeurs d'entrée des propriétés physiques et chimiques pour le modèle d'ajustement selon la méthode des moindres carrés.....	99
Tableau B-2. Propriétés physiques et chimiques détaillées du DBDPE	101
Tableau B-3. Résumé des propriétés physiques et chimiques de l'analogue du DBDPE, à savoir le décaBDE	104
Tableau C-1. Comparaison entre les diphénylthanes moins bromés et les diphényléthers moins bromés.....	106

Tableau C-2. Propriétés physiques et chimiques prévues par le modèle RQSA (EPI Suite, 2000-2012) pour les dérivés représentatifs du DBDPE examinés dans le cadre de l'évaluation.	107
Tableau C-3. Dégradation modélisée de dérivés potentiels	108
Tableau C-4. Facteurs de bioconcentration (FBC) et facteurs de bioaccumulation (FBA) modélisés pour les dérivés prévus du DBDPE	110
Tableau C-5. Résumé des valeurs modélisées de la toxicité aquatique pour les dérivés de DBDPE dans l'eau	111
Tableau E-1. Concentrations de DBDPE dans les produits de consommation	114
Tableau F-1. Mâchonnement de jouets en plastique dur par des enfants âgés de 0,5 à 4 ans.....	119
Tableau G-1. Concentrations de DBDPE dans les tissus humains	119
Tableau H1 : Résumé des renseignements sur les effets sur la santé du décabromodiphényléthane (DBDPE) (n° CAS 84852-53-9)	121



1. Introduction

Conformément aux articles 68 et 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE 1999] (Canada, 1999), les ministres de l'Environnement et de la Santé procèdent à une évaluation préalable des substances afin de déterminer si elles présentent ou sont susceptibles de présenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine.

L'Initiative des groupes de substances constitue un élément clé du Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) du gouvernement du Canada. Le groupe de certaines substances ignifuges organiques comprend dix substances qui ont été déclarées prioritaires pour une évaluation, car elles satisfaisaient aux critères de catégorisation en vertu de l'article 73 de la LCPE 1999 ou étaient considérées comme prioritaires en raison de préoccupations relatives à l'environnement et/ou à la santé humaine (Environnement Canada et Santé Canada 2007). Toutes ces substances présentent une fonction similaire qui est l'application sur des matériaux en vue d'empêcher l'ignition et la propagation du feu. En outre, ces substances sont des substituts potentiels à d'autres produits ignifuges qui sont actuellement soumis à des contrôles réglementaires ou à un retrait progressif au Canada ou à l'échelle mondiale. La présente ébauche d'évaluation préalable est axée sur le 1,1'-(éthane-1,2-diyl)bis[pentabromobenzène] ou décabromodiphényléthane (DBDPE) (n° CAS 84852-53-9).

Étant donné que le DBDPE ne figure pas sur la Liste intérieure des substances (LIS), il est soumis au *Règlement sur les renseignements concernant les substances nouvelles* (substances chimiques et polymères) conformément à la LCPE 1999 (Canada, 2005). À la suite d'évaluations des risques liés aux substances nouvelles pour la santé humaine et l'environnement, l'évaluation a indiqué des préoccupations écologiques, et l'on soupçonne le DBDPE d'être « toxique ». Le DBDPE est commercialisé au Canada depuis la période de transition entre l'établissement de la LIS et l'entrée en vigueur du *Règlement sur les renseignements concernant les substances nouvelles* (entre le 1^{er} janvier 1987 et le 1^{er} juillet 1994). Des mesures de gestion des risques (c.-à-d. des conditions ministérielles) ont été imposées aux déclarants de substances nouvelles afin d'atténuer les risques potentiels pour l'environnement.

Les évaluations préalables sont axées sur les renseignements permettant de déterminer si les substances au sein d'un groupe satisfont aux critères énoncés à l'article 64 de la LCPE 1999. Pour ce faire, les renseignements scientifiques sont examinés afin de tirer des conclusions fondées sur la méthode du poids de la preuve et le principe de prudence.¹

La présente ébauche d'évaluation préalable tient compte des renseignements sur les propriétés chimiques, le devenir dans l'environnement, les dangers, les utilisations et l'exposition, ainsi que des renseignements supplémentaires soumis par les intervenants. Nous avons relevé des données pertinentes jusqu'en avril 2014 pour l'évaluation écologique et jusqu'en mai 2014 pour l'évaluation en matière de santé humaine. Cependant, une **recherche rapide** a été effectuée pour inclure toute documentation importante jusqu'en juin 2015. Des données empiriques obtenues d'études clés, des données d'analogues ainsi que certains résultats provenant de modèles ont servi à formuler les conclusions proposées. Lorsqu'ils étaient disponibles et pertinents, les renseignements contenus dans les évaluations effectuées par d'autres instances ont été utilisés. La présente ébauche d'évaluation préalable ne constitue pas un examen exhaustif ou critique de toutes les données disponibles. Il s'agit plutôt d'un sommaire des renseignements essentiels qui appuient la conclusion proposée.

La présente ébauche d'évaluation préalable a été préparée par le personnel du Programme des substances existantes de Santé Canada et d'Environnement Canada et elle intègre les résultats d'autres programmes exécutés par ces ministères. Les parties de la présente évaluation préalable qui portent sur la santé humaine et l'écologie ont fait l'objet d'un examen externe par écrit par des pairs ou d'une consultation de ces derniers. Des commentaires sur les parties techniques liées à l'environnement ont été reçus de la part de Jon Arnot (Arnot Research and Consulting), de John Biesemier (Chemtura), d'Adrian Covaci (Université d'Anvers), de Miriam Diamond (Université de Toronto), et de Marcia Hardy (Albermarle). Des commentaires sur les parties techniques liées à la santé humaine ont été reçus de la part de Michael Jayjock de LifeLine group, de Paul Rumsby du U.S. National Centre for Environmental Toxicology, et de Pam William d'E Risk Sciences. Bien que les commentaires externes aient été pris en considération, Santé Canada et Environnement Canada assument la responsabilité du contenu final et des résultats de l'évaluation préalable.

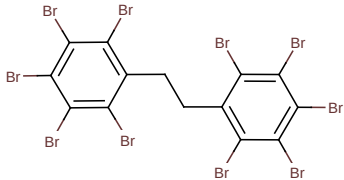
¹ La détermination de la conformité à l'un ou à plusieurs des critères énoncés à l'article 64 est basée sur une évaluation des risques potentiels pour l'environnement ou la santé humaine associés aux expositions dans l'environnement en général. Pour les humains, ceci inclut notamment les expositions à l'air ambiant, à l'air intérieur, à l'eau potable, aux produits alimentaires et dues à l'utilisation de produits de consommation. Une conclusion établie en vertu de la LCPE n'est pas pertinente à une évaluation, qu'elle n'empêche pas non plus, par rapport aux critères de danger définis dans le *Règlement sur les produits dangereux* et dans le *Règlement sur les produits contrôlés*. Ces Règlements font partie du cadre réglementaire applicable au Système d'information sur les matières dangereuses utilisées au travail pour les produits destinés à être utilisés au travail. De la même manière, la conclusion établie selon les critères de l'article 64 de la LCPE n'empêche pas les mesures prises en vertu d'autres articles de la LCPE ou d'autres lois.

2. Identité des substances

2.1. Identité de la substance

Le 1,1'-(Éthane-1,2-diyl)bis[pentabromobenzène] ou décabromodiphényléthane (DBDPE) est un produit ignifuge organique faisant partie du groupe des produits ignifuges organiques dans le cadre de l'Initiative des groupes de substances du Plan de gestion des produits chimiques. L'identité structurelle de cette substance est présentée dans le tableau 2-1. D'autres noms pour cette substance sont présentés à l'annexe A (tableau A-1). Aux de la présente évaluation, le décabromodiphényléthane sera appelé par son acronyme DBDPE.

Tableau 2-1. Identité de la substance pour le décabromodiphényléthane

N° CAS	Structure chimique	Masse moléculaire	Formule chimique
84852-53-9		971,23 g/mol	C ₁₄ H ₄ Br ₁₀

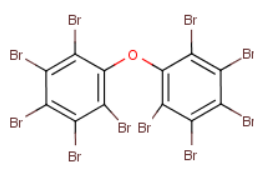
2.2 Sélection des analogues et utilisation de modèles de relations quantitatives structure-activité [RQSA]

Des directives sur l'utilisation d'une technique de lecture croisée et de modèles de relations quantitatives structure-activité [R(Q)SA] pour combler les lacunes dans les données ont été élaborées par diverses organisations telles que l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE). Ces méthodes ont été appliquées dans le cadre de divers programmes de réglementation, y compris le Programme des substances existantes de l'Union européenne (UE). Dans la présente évaluation, une méthode impliquant des données déduites à partir d'analogues et les résultats de modèles RQSA, le cas échéant, a été utilisée pour éclairer les évaluations des effets sur la santé humaine et l'environnement. Un analogue a été sélectionné pour sa structure et sa fonction similaires à celles du DBDPE (p. ex., ses propriétés physiques et chimiques et sa toxicocinétique) et parce qu'il présentait des données empiriques pertinentes qui pouvaient être appliquées à la technique de lecture croisée. Ainsi, on a déterminé l'applicabilité des modèles RQSA au cas par cas. Les données déduites à partir d'analogues et les modèles RQSA choisis pour éclairer les évaluations des effets du DBDPE sur la santé humaine et l'environnement sont traités de façon plus approfondie dans les sections pertinentes du présent rapport.

L'analogue utilisé pour éclairer l'évaluation des effets sur l'environnement est présenté dans le tableau 2-2. Le décabromodiphényléther (décaBDE) constitue à un analogue à structure proche de celle du DBDPE et il est jugé adéquat pour certaines propriétés

physiques et chimiques [p. ex., coefficient de partage octanol-eau ($\log K_{oe}$), hydrosolubilité, pression de vapeur]. Le décaBDE est traité tout au long de cette évaluation, notamment en comparant son comportement avec celui du DBDPE (p. ex., dégradation, transport à grande distance, potentiel de bioaccumulation, et écotoxicité). Toutefois, on note entre les deux substances des différences en termes de composition moléculaire, de dimensions et de configurations, qui peuvent influencer sur le mode d'interaction de ces molécules avec leur environnement (communication de fabricant à l'intention d'Environnement Canada datée de 2014, source non citée).

Tableau 2-2. Identité de l'analogue

Substance (n° CAS)	Nom de la substance	Masse moléculaire (g/mol)	Structure empirique/ Formule moléculaire
1163-19-5	décabromodiphényl'éther (décaBDE)	959,171	 C12-Br10-O

3. Propriétés physiques et chimiques

Les propriétés physiques et chimiques définissent les caractéristiques globales d'une substance et sont utilisées afin de déterminer la pertinence de différentes substances pour divers types d'application. De telles propriétés jouent également un rôle clé dans la détermination du devenir dans l'environnement des substances (y compris leur potentiel de transport à grande distance), ainsi que leur toxicité pour les humains et les organismes non humains. Le tableau 3-1 résume les valeurs expérimentales, modélisées et principales liées aux propriétés physiques et chimiques du DBDPE, qui se rapportent à son devenir dans l'environnement et à son écotoxicité. Un tableau détaillé des propriétés physiques et chimiques du DBDPE (valeurs empiriques et modélisées) ainsi qu'un résumé des propriétés physiques et chimiques des analogues sont présentés à l'annexe B.

Le DBDPE a été jugé adaptable à un modèle de prévisions de propriétés physiques et chimiques fondé sur des relations quantitatives structure-activité, car il s'inscrit dans le domaine d'applicabilité pertinent (c.-à-d. que les domaines de paramètres liés à la structure ou aux propriétés sont représentés dans la base de calibration utilisée pour les modèles).

Les propriétés physiques et chimiques du DBDPE ont été vérifiées aux fins d'uniformité interne, conformément au procédé d'ajustement par la méthode des moindres carrés (Schenker *et al.*, 2005). Les moyennes géométriques ou arithmétiques (pour les variables logarithmiques) des valeurs les plus fiables et les plus indépendantes relevées dans des données empiriques, des données modélisées et des données

d'analogues ont été utilisées pour déterminer les valeurs d'entrée dans l'ajustement par la méthode des moindres carrés (annexe B, tableau B-1; pour toutes les valeurs de propriétés physiques et chimiques, consulter le tableau B-2). Les valeurs ajustées pour les liquides sous-refroidis comprenaient des valeurs d'entrée liées à l'hydrosolubilité, à la pression de vapeur et à la solubilité dans l'octanol (Schenker *et al.*, 2005). En déterminant l'uniformité interne des propriétés, le modèle d'ajustement selon la méthode des moindres carrés produit également des valeurs prévues. Tandis que des données expérimentales liées au $\log K_{oe}$, à l'hydrosolubilité et à la pression de vapeur existent pour le DBDPE, une incertitude subsiste quant à ces valeurs, notamment la valeur expérimentale du $\log K_{ow}$ de 3,55 (p. ex., Stieger, 2014). Aux fins de la présente évaluation, la valeur de $\log K_{oe}$ de 9,89 calculée par ajustement selon la méthode des moindres carrés a été sélectionnée. Afin de maintenir l'uniformité interne des valeurs de propriétés physiques et chimiques, les valeurs obtenues par ajustement selon la méthode des moindres carrés pour l'hydrosolubilité et la pression de vapeur ont également été prises en compte. Les valeurs finales sélectionnées sont résumées au tableau 3-1.

Généralement, le DBDPE se caractérise par une hydrosolubilité très faible, une pression de vapeur faible à très faible ainsi qu'un coefficient de partage carbone organique-eau et un coefficient de partage octanol-eau très élevés.

Tableau 3-1. Un résumé des propriétés physiques et chimiques du DBDPE

Propriété	Valeurs expérimentales	Valeurs modélisées	Valeur sélectionnée pour la modélisation ^c
État physique	Poudre blanc cassé	s.o.	s.o.
Point de fusion (°C)	345 à 355	259,7	345
Point d'ébullition (°C)	s.o. – se dégrade avant ébullition	600,9	s.o.
Densité (kg/m ³)	868 à 3 250 (tassée)	s.o.	s.o.
Pression de vapeur (Pa)	$\sim 1 \times 10^{-6a}$ - $< 1 \times 10^{-4}$	$2,85 \times 10^{-16}$ à $5,59 \times 10^{-10}$	$5,59 \times 10^{-10}$ (liquide sous-refroidi – $8,21 \times 10^{-7}$)
Constante de la loi de Henry (Pa m ³ /mol)	s.o.	$2,59 \times 10^{-4}$ - $6,71 \times 10^{-2}$	$6,51 \times 10^{-3}$ à $6,71 \times 10^{-2}$
Log K_{oe} (sans dimension)	$\sim 3,55^b$, $8,7^a$	7,86 à 13,64	9,89
Log K_{co} (sans dimension)	s.o.	6,38 à 8,58	8,58
Log K_{oa} (sans dimension)	s.o.	14,45 à 19,22	14,45

Hydrosolubilité (mg/L)	$< 1 \times 10^{-4a}$ – $7,2 \times 10^{-4}$	$7,34 \times 10^{-10}$ - $2,15 \times 10^{-2}$	$8,10 \times 10^{-6}$ (liquide sous- refroidi : $1,19 \times 10^{-2}$)
Pka	S.O.	S.O.	S.O.

^a Valeur en données déduites à partir d'analogues découlant de l'analogue décaBDE.

^b Valeur expérimentale estimée du log K_{oe} (3,55) jugée très incertaine et, par conséquent, non incluse dans la valeur moyenne du K_{oe} pour l'ajustement selon la méthode des moindres carrés.

^c Consulter l'annexe B, tableau B-2, pour des détails sur les valeurs de propriétés physiques et chimiques et des références.

4. Sources

On n'a trouvé dans les publications aucune mention de la présence naturelle du DBDPE dans l'environnement. Les sources d'exposition au DBDPE sont anthropiques, comprenant principalement des flux de déchets ou des effluents d'usines de fabrication et de stations de traitement qui utilisent le DBDPE comme additif ignifuge, de même des rejets issus de produits commerciaux ou de consommation dans l'environnement.

Le DBDPE est devenu important sur le plan commercial depuis le début des années 1990 en tant que produit ignifuge à part entière et, plus récemment, en tant que produit de substitution du décabromodiphényléther commercial (décaBDE) (Kierkegaard *et al.*, 2004, Covaci *et al.*, 2011; EFSA, 2012). Les fabricants de décaBDE ont progressivement arrêté la production, l'importation et la vente de la substance en 2012, en collaboration avec l'Environmental Protection Agency des États-Unis et Environnement Canada (BSEF, c.2001-2015). Des efforts gouvernementaux sont toujours mis en œuvre pour limiter la fabrication et l'utilisation de décaBDE (Environnement Canada, c.2006-2013). Au Canada, la gestion des risques liés au décaBDE se fonde sur des préoccupations concernant la transformation du décaBDE en polybromodiphényléthers (PBDE) moins bromés, comprenant les tétraBDE, les pentaBDE et les hexaBDE, qui sont des substances jugées très persistantes et bioaccumulables (Environnement Canada, 2010, Canada, c.2006-2013).

Étant donné qu'au Canada, le DBDPE ne figure pas sur la Liste intérieure des substances (LIS), il est soumis au *Règlement sur les renseignements concernant les substances nouvelles (substances chimiques et polymères)*, conformément à la LCPE 1999. D'après une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE, et compte tenu des données obtenues grâce au Programme de déclaration de substances nouvelles, la quantité totale de DBDPE importée au Canada en 2011 variait de 1 000 à 10 000 tonnes, y compris le DBDPE présent dans certains produits. On n'a relevé aucune quantité de DBDPE fabriquée au Canada. La quantité totale de DBDPE exportée à partir du Canada en 2011 était inférieure à 100 tonnes (Canada 2005, ECCC 2013-2014).

À l'échelle mondiale, la fabrication de DBDPE est recensée aux États-Unis (Covaci *et al.*, 2011, USEPA, 2012). Aux États-Unis, le DBDPE est une substance chimique

figurant à l'inventaire régi par la *Loi américaine réglementant les substances toxiques* (*Toxic Substances Control Act*, TSCA) et elle est soumise à un *Règlement sur les nouvelles utilisations importantes* (*Significant New Use Rule*, SNUR), qui prescrit certaines mesures en l'absence de renseignements suffisants pour prendre une décision liée au risque déraisonnable d'effets néfastes que présente la substance pour la santé humaine et l'environnement. En 2012, le volume de production et d'importation de DBDPE par les États-Unis variait de 22 720 à 45 450 tonnes métriques (soit 50 à 100 millions de livres) (USEPA, 2012). Selon le rapport des données sur les produits chimiques de l'USEPA (2012), cinq entreprises ont été répertoriées comme producteurs ou importateurs de DBDPE aux États-Unis.

On n'a recensé aucune quantité de DBDPE fabriquée en Europe (Environment Agency, 2007). Même si le DBDPE est défini comme un produit chimique à faible volume de production (inférieur à 1 000 tonnes/an) sur le site Web du système européen d'information sur les produits chimiques (European Chemical Substances Information Systems, ESIS) (consulté en mars 2014) (ESIS, 1995-2012), d'autres sources indiquent que la quantité de la substance utilisée en Europe pourrait être supérieure. Par exemple, la quantité de DBDPE utilisée en Europe a été estimée à 2 500 tonnes par an, avec des tendances de données qui laissent entendre une hausse de la consommation de la substance (Environment Agency, 2007), principalement en Allemagne (Covaci *et al.*, 2011). La base de données des pays nordiques sur les substances dans les préparations (SPIN) (consultée en avril 2014) a indiqué des utilisations de DBDPE en 2006 et de 2008 à 2011 en Suède, avec une quantité variant de 5 à 39 tonnes par an (SPIN, 2006). La substance est définie comme un produit chimique à fort volume de production sur le site Web des substances chimiques existantes de l'OCDE (consulté en mars 2014).

La quantité de DBDPE récemment produite (p. ex., 2006) en Chine a été déclarée comme variant de 11 000 à 12 000 tonnes par an (Shi *et al.*, 2009, Zhang *et al.*, 2009). Shi *et al.* (2009) indiquent que la Chine est devenue un important fabricant de produits ignifuges bromés au cours des dernières décennies.

5. Utilisations

Le DBDPE est fabriqué par la bromation directe du diphénylthane (Weil et Levchik 2009) et est commercialisé dans le monde entier sous différentes appellations commerciales (voir l'annexe A, tableau A-1). La substance est déclarée comme étant relativement pure; sa qualité commerciale varie généralement entre 96 % et 98,5 % (par poids) de pureté, avec la partie restante comprenant principalement les congénères nonabromodiphénylthane (moins de 2 % par poids) et octabromodiphénylthane (moins de 1 % par poids) (Chemtura, 2005, Environment Agency, 2007, Albermarle, 2008, Albermarle, 2013).

Étant donné qu'au Canada, le DBDPE ne figure pas sur la Liste intérieure des substances (LIS), il est soumis au *Règlement sur les renseignements concernant les substances nouvelles (substances chimiques et polymères)*, conformément à la LCPE

1999 (Canada, 2005). De récentes mesures de gestion des risques (c.-à-d. des conditions ministérielles) fondées sur des évaluations du risque écologique lié aux substances nouvelles ont restreint l'importation du DBDPE aux fins d'utilisation en tant que composé ignifuge des revêtements de fils et de câbles, des pièces et des revêtements thermoplastiques et thermodurcissables. La substance est également soumise à des restrictions en matière de rejet et d'élimination (Canada 2004, 2011). D'après les renseignements soumis en vertu de l'article 71 de la LCPE 1999 (Canada, 2013) et des publications en vertu du Règlement sur les renseignements concernant les substances nouvelles (Canada 2004, 2011), le DBDPE est utilisé au Canada comme produit ignifuge dans les applications suivantes : les matériaux en plastique et en caoutchouc tels que des pièces et des revêtements thermoplastiques et thermodurcissables (aux fins d'utilisation dans des résines et des plastiques en polymère), les composants électriques et électroniques, y compris des appareils, des revêtements de fils et de câbles pour le secteur des télécommunications, les automobiles, les aéronefs et le transport, les adhésifs et les produits d'étanchéité, et la fabrication de produits chimiques organiques de base. On a également déclaré l'utilisation de DBDPE dans la fabrication de coussins de sécurité gonflables en matière textile et, plus généralement, dans les véhicules à moteur (ECCC 2013-2014). On s'attend à ce que les taux de charge en polymères typiques soient similaires à ceux du décaBDE, soit de 10% à 15 % par poids (Environment Agency, 2007).

À l'échelle internationale, le DBDPE est utilisé comme produit de substitution du décaBDE et est donc utilisé dans des applications similaires, comme la fabrication de produits en plastique (y compris des résines polyester et vinylester) et en caoutchouc, et comme additif dans des textiles, tels que le coton et le polyester (Covaci *et al.*, 2011). La substance est également utilisée dans des polymères destinés à des applications électroniques et électriques ainsi que dans des adhésifs et des produits d'étanchéité (EFSA, 2012). La documentation de fabricants indique que le DBDPE est approprié pour une utilisation dans des systèmes où le recyclage mécanique est prévu, en raison de la très bonne stabilité thermique et des faibles caractéristiques d'efflorescence (c.-à-d. la migration des additifs vers la surface du matériau au fil du temps) des résines finies (Albermarle, 2007).

Des renseignements issus d'études européennes ont indiqué que, en Europe et au Royaume-Uni, le DBDPE est principalement utilisé comme produit ignifuge pour les polymères (en tenant compte d'au moins 90 % du tonnage fourni). La quantité restante devrait être principalement utilisée pour les textiles (Environment Agency, 2007). Les données issues de la base de données SPIN sur l'utilisation de DBDPE en 2006 et de 2008 à 2011 en Suède indiquent que toutes les utilisations de la substance s'inscrivent dans la catégorie de la fabrication de produits en caoutchouc ou en plastique (notamment de produits ignifuges et d'agents extincteurs). Pour la Finlande, des données indiquent l'utilisation de DBDPE aux fins de fabrication d'autres matériaux de transport (notamment des adhésifs et des agglomérants).

Actuellement, le DBDPE est le deuxième additif ignifuge bromé le plus utilisé en Chine, avec une production augmentant de 80 % par année (Covaci *et al.*, 2011). Ce

phénomène est probablement lié à la croissance rapide des industries électrique et électronique du pays au cours des dernières décennies (Shi *et al.*, 2009). Au Japon, l'utilisation du DBDPE est susceptible de remplacer celle du décaBDE (Watanabe dg Sakai 2003, Covaci *et al.*, 2011). En effet, l'utilisation du DBDPE a continuellement augmenté au Japon de 1993 à 2000, tandis que la consommation de décaBDE a baissé au cours de la même période (de Wit *et al.*, 2011).

Le DBDPE n'est pas répertorié comme un additif alimentaire approuvé dans les listes des additifs alimentaires autorisés régies en vertu de la *Loi sur les aliments et drogues*, et il n'a pas non plus été défini comme étant utilisé ou présent dans des formulations de matériaux d'emballage des aliments ou comme additif indirect (Santé Canada, 2013; courriel de la Direction des aliments de Santé Canada au Bureau de gestion du risque de Santé Canada daté d'août 2013, source non citée). De plus, le DDBPE n'est inscrit ni dans la base de données sur les produits pharmaceutiques, ni dans la base de données interne sur les ingrédients non médicinaux de la Direction des produits thérapeutiques, ni dans la base de données sur les ingrédients des produits de santé naturels (BDIPSN), ni dans la base de données sur les produits de santé naturels homologués (BDPSNH) en tant qu'ingrédient médicinal ou non médicinal dans les produits pharmaceutiques finaux, les produits de santé naturels ou les médicaments vétérinaires au Canada (BDPP, 2013; BDIPSN, 2014; courriel de la Direction des produits thérapeutiques de Santé Canada adressé au Bureau de gestion du risque de Santé Canada en juillet 2013, source non citée). Selon les notifications soumises aux termes du *Règlement sur les cosmétiques* à Santé Canada, le DBDPE n'est pas utilisé dans les produits cosmétiques au Canada (courriel de la Direction de la sécurité des produits de consommation de Santé Canada, adressé au Bureau de l'évaluation des risques des substances existantes de Santé Canada en juillet 2013; source non citée).

Le DBDPE n'est présent dans produit homologué réglementé par la *Loi sur les produits antiparasitaires* (courriel de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire de Santé Canada adressé au Bureau de gestion du risque de Santé en mai 2012, source non citée).

Avec la réglementation accrue et la l'arrêt progressif de la production de polybromodiphényléthers (PBDE), on s'attend à ce que la production et l'utilisation de DBDPE augmentent (Ricklund *et al.*, 2008).

6. Rejets dans l'environnement

Les rejets anthropiques dans l'environnement dépendent de différentes pertes qui surviennent pendant la fabrication, l'utilisation industrielle, l'utilisation commerciale ou par les consommateurs, la durée de vie utile, et l'élimination de la substance. Les rejets de DBDPE dans l'environnement canadien, dus à l'utilisation de la substance comme additif ignifuge, devraient provenir de sources ponctuelles (p. ex., usines de traitement, fabrication de produits) ainsi que d'autres sources diffuses. Des rejets peuvent se produire tant dans l'environnement intérieur que dans l'environnement extérieur.

Selon de récentes déclarations faites conformément à l'article 71 de la LCPE 1999 et des documents techniques accessibles au public, le DBDPE est importé au Canada sous forme pure, en formulation et dans des produits commerciaux ou de consommation. (Canada, 2013, CCC, 2011).

Les rejets de DBDPE dans l'environnement sont le plus susceptibles de survenir au cours de la fabrication, de la formulation ou de l'utilisation industrielle dans ces secteurs. Les rejets dans l'environnement devraient, quant à eux, se produire par l'intermédiaire des eaux usées, avec certains rejets provenant de sites industriels et finissant directement dans l'eau. Des données canadiennes sur les effluents et les boues d'épuration montrent que les stations publiques de traitement des eaux usées ayant des intrants industriels proportionnellement plus élevés (p. ex. supérieurs à 30 %) affichent des concentrations de DBDPE plus élevées (p.ex., dix fois plus élevées) que les installations traitant principalement des intrants d'influents ménagers (non industriels) (Kim *et al.*, 2014, Melymuk *et al.*, 2014). Des rejets dans le sol pourraient se produire pendant l'épandage de biosolides d'eaux usées sur des terres agricoles et des pâturages.

En termes de migration à partir de produits commerciaux et de consommation, le DBDPE, sous forme d'additif ignifuge bromé mélangé avec un produit polymérique (plutôt qu'un produit ignifuge réactif chimiquement lié à produit polymérique), présente un risque de rejet dans l'environnement (Guerra *et al.*, 2011). On suppose que le DBDPE est rejeté dans l'air ou la poussière par volatilisation ou par abrasion d'un produit le contenant sous forme de substance ignifuge (Melymuk *et al.*, 2014), ce qui peut entraîner le dépôt de DBDPE dans le sol et l'eau et des rejets aux stations publiques de traitement des eaux usées.

Même si le DBDPE a une faible volatilité, ses émissions atmosphériques (p. ex., découlant de particules en suspension dans l'air, de poussière ou de rejets issus de produits) pourraient entraîner des dépôts atmosphériques dans le sol et l'eau. Par exemple, une tendance accrue de concentrations de DBDPE dans des sédiments d'étang à proximité d'installations de fabrication de produits chimiques a été attribuée au transport de la substance par le mouvement de l'air et par des particules en suspension dans l'air. (Wei *et al.*, 2012). Lorsqu'une substance est transférée vers les terres, elle peut se lier au sol, pénétrer dans les égouts ou les eaux de surface par lessivage, ou être transférée par le vent ou la pluie vers le sol proche.

Enfin, les sites d'enfouissement qui n'accueillent ni ne traitent leurs lixiviats peuvent rejeter des substances dans le sol ou l'eau de surface (par l'entremise des lixiviats) ou, même si peu probable, il peut y avoir des rejets de substances dans l'atmosphère par l'intermédiaire de gaz de sites d'enfouissement qui ne collectent ni ne détruisent leurs gaz d'enfouissement.

Cette information ainsi que les renseignements sur le devenir dans l'environnement sont utilisés pour développer davantage les scénarios de caractérisation de l'exposition afin d'estimer les concentrations environnementales qui en découlent.

7. Concentrations environnementales mesurées

La mesure et l'analyse de substances très hydrophobes comme le DBDPE dans les milieux naturels présentent des défis, notamment la très faible solubilité dans l'eau et les solvants organiques, la tendance à s'adsorber aux particules et aux solides (p. ex., organismes et parois d'enceinte), la dégradation durant le nettoyage et l'application de la méthode instrumentale, et plus généralement, le manque d'expertise en matière d'analyse de la substance (Breitholtz *et al.*, 2006, Kierkegaard *et al.*, 2009). Le DBDPE est un produit ignifuge bromé difficile à analyser; ainsi, le taux d'incertitude quant à cette substance peut atteindre 40 % à 60 % selon l'étalon interne utilisé pour la quantification (communication d'A. Covaci adressée à Environnement Canada en 2014, source non citée). À ce jour, la plupart des études ont analysé le DBDPE par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse impliquant l'ion bromure.

Le DBDPE a été signalé dans l'environnement canadien ainsi que dans d'autres pays, généralement à de faibles concentrations. Les plus fortes concentrations de DBDPE ont tendance à être relevées près des zones urbaines ou industrielles. Pour des résultats d'études et des détails spécifiques (y compris les seuils de détection, la taille des échantillons, etc.), consulter le document de renseignements à l'appui (Environnement Canada, 2015). Pour une plage simplifiée de concentrations mesurées au Canada et à l'échelle mondiale, consulter les tableaux 7-1 et 7-2.

Peu d'études ont signalé la présence de DBDPE dans l'air. Des échantillons d'air et de précipitations ont été prélevés tous les 12 jours à cinq sites près des Grands Lacs d'Amérique du Nord, de 2005 à 2011. Sur la base de données du Réseau de mesure des dépôts atmosphériques (RMDA), Ma *et al.* (2013) ont déclaré des concentrations atmosphériques moyennes globales de DBDPE (vapeur + particules) de 1,2 à 5,2 pg/m³ pour les cinq sites (la fréquence de détection variait de 8 à 54 %), avec les plus fortes concentrations relevées près de zones urbaines (augmentant en fonction de la population). Vernier et Hites (2008) ont évalué des données antérieures sur les mêmes sites et déterminé une concentration moyenne maximale d'environ 22 pg/m³ près d'une zone urbaine (Cleveland), mais des concentrations plus faibles dans une zone éloignée (Eagle Harbour, Michigan, environ 1 pg/m³, données tirées de graphique). La surveillance de la qualité de l'air mondiale à l'aide de l'étude d'échantillonnage passif atmosphérique mondial (GAPS), qui évalue plus de 40 sites, a déclaré une détection de DBDPE (concentration non précisée) en Amérique du Nord en 2005 (Lee *et al.*, 2010).

Dans l'Arctique canadien (calotte glaciaire Devon, Nunavut), du DBDPE a été détecté au niveau de certains puits à neige; cependant, les schémas de concentration n'ont pas montré de tendances temporelles de dépôt claires (Meyer *et al.*, 2012), et les concentrations [non détectées (ND) à 24 pg/L (détectée seulement deux fois)] étaient, en moyenne, inférieures à celles qui avaient été déclarées dans l'Arctique norvégien. Du DBDPE a été mesuré dans des précipitations dans la zone des Grands Lacs, avec des concentrations moyennes de 256 à 1 440 pg/L entre 2003 et 2009 (Salmova et Hites, 2010, Salmova et Hites, 2011).

À ce jour, seule une étude a détecté du DBDPE dans de l'eau de surface canadienne (Venier *et al.*, 2014), avec des concentrations moyennes à l'échelle du bassin des Grands Lacs allant de $0,25 \pm 0,05$ pg/L (Lac Huron) à 10,8 pg/L (Lac Ontario). Dans la même étude, la concentration de DBDPE observée dans le lac Supérieur était de 6,7 pg/L; elle était notamment influencée par une station d'échantillonnage près d'un centre urbain fortement industrialisé de Thunder Bay en Ontario. D'autres études de l'eau de surface canadienne n'ont pas détecté de DBDPE (Law *et al.*, 2006, Muir *et al.* 2011).

Tandis qu'aucune mesure du DBDPE dans le sol n'a été déclarée pour le Canada ou l'Amérique du Nord, la substance a été mesurée et détectée dans le sol en Asie (p. ex. 1,13 [terres agricoles] à 1 612 ng/g ps (terres industrialisées d'un site de recyclage de déchets électroniques) pour la Chine (Lin *et al.*, 2015).

Des concentrations de DBDPE dans des sédiments ont été déclarées pour les Grands Lacs (de 0,11 à ~200 ng/g ps) (Kolic *et al.*, 2009, Yang *et al.*, 2012). Une récente étude sur des carottes de sédiments des Grands Lacs (Canada et États-Unis) a déclaré des concentrations de DBDPE dans des sédiments de surface allant de 0,11 à 2,8 ng/g ps, avec les plus fortes concentrations relevées dans le lac Michigan (jusqu'à 2,5 ng/g ps) et le lac Huron (jusqu'à 2,8 ng/g ps) (Yang *et al.*, 2012). Le DBDPE était la sixième substance la plus fréquemment détectée (taux de détection de 46 %) parmi les 13 produits ignifuges bromés analysés. Tandis que les concentrations de DBDPE dans les sédiments de surface étaient à peu près d'un ordre d'importance inférieures aux concentrations du décaBDE (0,87 à 106 ng/g ps), l'apport en DBDPE augmente rapidement, avec des concentrations dans les sédiments estimées comme doublant chaque trois à cinq ans dans le lac Michigan et tous les six à sept ans dans le lac Ontario (Yang *et al.*, 2012). Dans une autre étude, Kolic *et al.* (2009) ont présenté des concentrations de DBDPE allant approximativement de 8 à 200 ng/g ps (données tirées de graphique) dans les sédiments de surface du lac Ontario et de ses affluents. Cependant, le DBDPE n'a pas été détecté dans les sédiments du lac Winnipeg dans le cadre d'un programme d'échantillonnage mené en 2003 (Law *et al.*, 2006). Dans une étude sur les sédiments marins de l'Arctique, Cai *et al.* (2012) ont mesuré du DBDPE dans des sédiments du bassin canadien, de la mer de Chukchi et de la mer de Béring dans la partie ouest de l'océan Arctique (de concentrations non détectées à 452,6 pg/g ps), avec une moyenne de 166,7 pg/g ps. Ces concentrations présentaient le même ordre d'importance que les concentrations de décaBDE mesurées dans la même étude.

Ailleurs en Amérique du Nord, Wei *et al.* (2012) ont signalé une tendance à la hausse des concentrations de DBDPE dans les sédiments de lac ou d'étang, en fonction de la proximité avec des installations de fabrication de produits chimiques qui fabriquent du DBDPE (et du décaBDE) en Arkansas (États-Unis), y compris la plus forte concentration de DBDPE relevée à ce jour (atteignant 2 394 ng/g ps). Étant donné qu'il n'y a pas de rejet d'eau découlant d'activités de fabrication dans les eaux de surface (mais qu'il y a eu des volumes d'entrée d'eau et de boues aux stations de traitement des eaux usées de 1952 à 1989), on a supposé que la voie d'entrée principale pour le transport du DBDPE et du décaBDE issus de sources d'émissions pour finir dans les

sites d'échantillonnage comprenait le mouvement de l'air et les particules en suspension dans l'air.

Le DBDPE a été largement signalé dans les effluents et les boues d'eaux usées (une voie potentielle vers l'eau de surface et le sol).. Au Canada, une étude récente de 20 stations de traitement des eaux usées menée par Kim *et al.* (2014) a signalé des concentrations moyennes de DBDPE dans des effluents terminaux, variant de concentrations non détectées à 7,1 ng/L, avec 86 % des échantillons contenant des concentrations non détectables de DBDPE. Une autre étude de six stations de traitement des eaux usées a détecté du DBDPE dans deux des quatre échantillons; la concentration en question était estimée à environ 3 ng/L (valeur tirée de graphique) (Zhou *et al.*, 2010a). Les estimations des concentrations de DBDPE dans les boues de stations de traitement des eaux usées varient considérablement. Au Canada, les mesures de l'Ontario varient de 5,6 ng/g ps (boues d'épuration) (Konstantinov *et al.*, 2006) à environ 100 ng/g ps (Kolic *et al.*, 2009, valeurs tirées de graphique), bien que le niveau de traitement ne soit pas indiqué. Une étude de 20 stations de traitement des eaux usées a déclaré des concentrations de biosolides traités variant de concentrations non détectées à 220 ng/g ps (Kim *et al.*, 2014).

Au Canada, le DBDPE a été échantillonné dans les tissus de poissons de plusieurs espèces d'eau douce, et les concentrations détectées variaient généralement de concentrations non détectées à des concentrations très faibles [c.-à-d. concentration moyenne inférieure ou égale à 1 ng/g poids lipidique (pl) ou poids humide (ph)] (Law *et al.*, 2006, Ismail *et al.*, 2006, Kolic *et al.*, 2009, Byer *et al.*, 2010, Byer, 2013, Zhou *et al.*, 2010b, Muir *et al.*, 2011, Environnement Canada, 2014). À titre d'exception, on relève une étude déclarant une concentration de 26,7 ng/g pl (3,78 ng/g ph) dans le foie d'un des 11 grands brochets de la zone du fleuve Saint-Laurent et de ses affluents (Houde *et al.*, 2014). Le DBDPE n'a pas été détecté dans les moules ou le plancton du lac Winnipeg (2000 à 2002) (Law *et al.*, 2006), ni dans le zooplancton échantillonné entre 2006 et 2010 dans les Grands Lacs (lac Ontario et lac Érié) ou dans une zone éloignée du lac Ontario (lac Opeongo) (Muir *et al.*, 2011).

Des études sur des oiseaux menées au Canada ont parfois détecté du DBDPE. On n'a pas détecté de DBDPE dans les œufs de quatre espèces de goélands [Goéland à ailes grises (*Larus glaucescens*), Goéland de Californie (*Larus californicus*), Goéland à bec cerclé (*Larus delawarensis*), et Goéland argenté (*Larus argentatus*) collectés dans 26 colonies dans l'ensemble du Canada (de la côte atlantique à la côte pacifique) (Chen *et al.*, 2012). Le DBDPE a été détecté dans l'un des 12 œufs de Faucon pèlerin collectés dans le bassin versant des Grands Lacs, à une concentration de 8,2 ng/g pl (Guerra *et al.*, 2012), mais il n'a pas été détecté dans le plasma de Pygargue à tête blanche prélevé dans la région des Grands Lacs, malgré les fortes concentrations de décaBDE relevées dans les mêmes échantillons (Venier *et al.*, 2010). Dans le bassin d'œufs de sept colonies de goélands argentés (*Larus argentatus*) du secteur des Grands Lacs Laurentiens recueillis entre 1982 et 2006 (Gauthier *et al.*, 2009), aucune trace de DBDPE n'a été détectée avant 1996. Cependant, la substance a été détectée dans 5 des 63 bassins d'échantillonnage non consécutifs d'œufs entre 1996 et 2004 (à

des concentrations moyennes jusqu'à 11 ng/g ph). En 2005, la présence de DBDPE a été détectée dans les œufs de trois colonies sur sept à des concentrations atteignant jusqu'à 288 ng/g ph. En 2006, les œufs de deux colonies sur sept présentaient des concentrations de DBDPE jusqu'à 44 ng/g ph (Gauthier *et al.*, 2009)

Des échantillons de graisse du phoque annelé de l'Arctique canadien prélevés en 2006 ne présentaient pas de concentrations de DBDPE mesurables (de Wit *et al.*, 2011). On a détecté du DBDPE dans moins de 14 % des échantillons de tissus adipeux d'ours blancs de l'Arctique canadien, prélevés notamment en Alaska et à Svalbard entre 2005 et 2008 (McKinney *et al.*, 2011b).

Tableau 7-1. Plage de concentrations dans l'environnement au Canada^{a, b}

Milieu	Emplacements	Années (de façon non continue)	Plage de concentrations
Air (pg/m³)	Nunavut, Grands Lacs	de 2005 à 2008	ND à 22
Eau de surface (pg/L)	Lac Winnipeg, Grands Lacs (Ontario)	de 2004 à 2012	ND à 10,8
Sédiments (ng/g ps)	Lac Winnipeg, Grands Lacs (Ontario), bassin canadien (organismes marins de l'Arctique)	de 2003 à 2008	ND à 200
Effluents d'eaux usées (ng/L)	Ontario	NI	ND à 7,1
Biosolides, boues (ng/g ps)	Ontario	de 2003 à 2010	ND à 220
Biote – milieu aquatique (ng/g pl)	Fleuve Saint-Laurent, Ontario, Québec, Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse, Grands Lacs, Lac Winnipeg	de 2000 à 2012	ND à 26,7
Biote – organismes terrestres et aviaires (ng/g pl)	Grands Lacs, Arctique canadien, sud des Territoires du Nord-Ouest	de 1982 à 2010	ND à 8,2 ^c

Abréviations : ND = non détecté; NI = non indiqué

^a Voir les renseignements à l'appui (Environnement Canada, 2015) pour des références et des détails sur les études.

^b Bien que les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées, de la boue et des biosolides ne soient pas considérés comme « environnement », ils représentent une source directe pour l'environnement et sont inclus dans ce tableau.

^c Il est à noter que la plage de concentrations de DBDPE déclarée pour les organismes terrestres et aviaires en « poids humide » (ph) va d'une concentration non détectée à 288 ng/g.

Tableau 7-2. Plage de concentrations dans l'environnement à l'échelle internationale^a

Milieu	Emplacements	Années (de façon non continue)	Plage de concentrations
--------	--------------	--------------------------------	-------------------------

		continue)	
Air (pg/m³)	Amérique du Nord, Europe, Afrique	de 2003 à 2011	ND à 3 578
Eau de surface (pg/L)	Amérique du Nord, Europe, Asie	de 2003 à 2010	ND à 38
Sol (ng/g ps)	Asie	de 2006 à 2007	ND à 1 612
Sédiments (ng/g ps)	Amérique du Nord, Europe, Asie	de 2002 à 2009	ND à 2 394
Effluents d'eaux usées (ng/L)	Amérique du Nord, Europe	d2009	ND à 7,1 (écart-type de $\pm 5,6$)
Biosolides, boues (ng/g ps)^b	Amérique du Nord, Australie, Afrique, Asie	de 1998 à 2010	ND à 4 820
Biote – milieu aquatique (ng/g pl)	Amérique du Nord, Amérique du Sud, Asie, Europe	de 1986 à 2010	ND à 352
Biote – organismes terrestres et aviaires (ng/g pl)	Amérique du Nord, Europe, Asie	de 1982 à 2010	ND à 863

^a Voir les renseignements à l'appui (Environnement Canada, 2015) pour des références et des détails sur les études.

^b Bien que les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées, de la boue et des biosolides ne soient pas considérés comme « environnement », ils représentent une source directe pour l'environnement et sont inclus dans ce tableau.

Cependant, il est important de tenir compte de la mesure dans laquelle les concentrations de DBDPE dans l'environnement peuvent augmenter à l'avenir; par exemple, en ce qui concerne les produits ignifuges organiques, il est proposé de remplacer le décaBDE. Ma *et al.* (2013) ont récemment déterminé que les concentrations atmosphériques particulières de DBDPE dans la région des Grands Lacs étaient similaires aux concentrations atmosphériques de décaBDE à la plupart des lieux d'échantillonnage, sauf Cleveland, où la fabrication du décaBDE devait avoir lieu. Les auteurs ont indiqué, par ailleurs, que la tendance laisse entendre que les deux substances sont utilisées et qu'elles présentent les mêmes sources et applications (p. ex., produits de consommation). Goosey *et al.* (2013) ont également déterminé que les concentrations de DBDPE dans la poussière à des habitations de Toronto étaient similaires aux concentrations de décaBDE (voir la section liée à la santé humaine); les deux concentrations découlent probablement d'équipement électronique et électrique.

Une comparaison des rapports de mesure pour des données sur des stations de traitement des eaux usées peut fournir des preuves sur le contexte dans lequel l'utilisation de DBDPE est élevée et les cas dans lesquels le décaBDE a été remplacé (Ricklund *et al.*, 2008). Kim *et al.* (2013; 2014) ont mesuré les concentrations de DBDPE et de décaBDE dans les mêmes échantillons d'influent et d'effluent provenant de 20 stations de traitement des eaux usées au Canada et représentant des

populations de 1 500 à plus de 1 000 000 d'individus. La concentration médiane de DBDPE dans les influents était de 3,7 ng/L (maximum = 130 ng/L), tandis que la concentration médiane de décaBDE était de 74,8 (concentration maximale = 433 ng/L), donnant ainsi un rapport médian [DBDPE]/[décaBDE] dans les influents de 0,05. De même, la concentration médiane de DBDPE dans des effluents terminaux était de 0,2 (concentration maximale = 7,1 ng/L), tandis que la concentration médiane de décaBDE était de 3,7 (concentration maximale = 59,9 ng/L), donnant ainsi un rapport [DBDPE]/[décaBDE] similaire de 0,055. Une étude internationale sur le DBDPE dans les boues d'épuration (Ricklund *et al.*, 2008) a montré que les rapports [DBDPE]/[décaBDE] dans les échantillons canadiens de boues variaient de 0,01 à 0,078. Ces rapports relatifs aux eaux usées et aux boues/biosolides indiquent que les rejets de DBDPE qui atteignent les stations de traitement des eaux usées (y compris ceux qui découlent de produits commerciaux et de consommation) demeurent inférieurs aux rejets de décaBDE.

8. Devenir et comportement dans l'environnement

8.1 Distribution dans l'environnement

Le DBDPE devrait être rejeté dans l'environnement par l'entremise d'eaux usées principalement, mais il peut subir une migration à partir de certains produits vers l'atmosphère, étant donné que les produits ignifuges bromés non réactifs peuvent être rejetés par certains polymères (p. ex., PBDE) (Guerra *et al.*, 2011). Le DBDPE est très susceptible d'être fortement éliminé par adsorption dans les boues de stations de traitement des eaux usées et il peut être épandu sur des sols agricoles pendant l'amendement avec des biosolides. Le modèle de fugacité de niveau III (tableau 8-1), utilisant le modèle EQC mis à jour (version 1.0, 2012), a été appliqué en vue de décrire le devenir du DBDPE relativement à ces modes d'entrée dans l'environnement. De manière générale, les résultats du modèle de fugacité de niveau III montrent que le DBDPE devrait résider principalement dans le sol et les sédiments, selon son milieu de rejet.

Tableau 8-1. Résultats de la modélisation de la fugacité de niveau III (nouveau modèle de l'EQC, 2012) pour le DBDPE

Substance rejetée dans :	Air (%)	Eau (%)	Sol (%)	Sédiments (%)
Air (100 %)	0,5	0,4	82,7	16,4
Eau (100 %)	Négligeable	2,5	Négligeable	97,5
Sol (100 %)	Négligeable	Négligeable	99,9	0,1

La très faible hydrosolubilité ($8,10 \times 10^{-6}$ mg/L), la faible pression de vapeur ($5,59 \times 10^{-10}$ Pa à 25 °C), le faible coefficient de partage air-eau ($\log K_{ae} = -4,57$), et les coefficients de partage très élevés ($\log K_{oe}$ de 9,89 et $\log K_{co}$ estimé de 8,58) indiquent que le DBDPE rejeté dans l'environnement est moins susceptible de se répartir ou de demeurer dans l'air et l'eau, et qu'il finira plutôt dans les sédiments et le sol. Si le DBDPE est rejeté dans l'air, une petite fraction (< 1 %) devrait demeurer dans l'air, avec

la plus grande partie se déposant dans le sol et l'eau, puis dans les sédiments. Toutefois, d'après les taux de dégradation (> 4 jours) et les tendances de transport prévus (voir la description ci-après), la petite masse de DBDPE qui demeure dans l'air peut se disperser.

Les coefficients de partage élevés indiquent que le DBDPE rejeté dans l'eau de surface par des systèmes de traitement des eaux usées devrait s'adsorber à la fraction organique de matières solides en suspension et aux sédiments, avec 2,5 % de la substance demeurant dans l'eau. La volatilisation à partir de l'eau de surface dans l'air n'est pas prévue. Cependant, la petite fraction de la substance dans l'air est probablement persistante et peut être transportée (p. ex., transport par des particules). D'après son $\log K_{co}$ élevé, une fois dans les sédiments, le DBDPE ne devrait pas être mobile et peut demeurer dans ce milieu en subissant une petite dégradation.

Lorsque le DBDPE est rejeté dans le sol en fonction de l'épandage de biosolides sur des terres agricoles, la plus grande partie de la fraction massique devrait s'adsorber au sol (99,9 %) en raison de la nature très hydrophobe de la substance. L'évaporation de la substance à partir du sol dans l'air n'est pas prévue, compte tenu de sa très faible pression de vapeur. Si le DBDPE est rejeté dans le sol, il devrait demeurer immobile, si l'on se base sur le $\log K_{co}$ élevé estimé. En outre, une faible dégradation du DBDPE dans le sol est prévue; ainsi, la substance est susceptible de demeurer dans ce milieu, et le processus de perte dans le sol sera principalement stimulé par l'enfouissement dans le sol ou le ruissellement en surface. Les résultats du modèle de fugacité de niveau III (tableau 8-1) confirment que, à l'état stable, le DBDPE se répartit en grande partie dans le sol et les sédiments, selon son milieu de rejet (nouveau modèle EQC, 2012).

8.1.1 Potentiel de transport à grande distance

Les valeurs de $\log K_{oa}$ (14,45) et de $\log K_{ae}$ (-4,57) prévues pour le DBDPE indiquent un faible potentiel d'atteinte de l'Arctique (Wania, 2006, Brown et Wania, 2008). La substance est définie comme ayant une capacité de sorption élevée, s'adsorbant notamment aux particules dans un milieu atmosphérique et aqueux. Par conséquent, on prévoit que la décantation des particules limite le transport à grande distance (Brown et Wania 2008). Toutefois, si le transport de DBDPE adsorbé sur des particules est plus efficace que prévu, compte tenu des faibles taux de dégradation prévus dans l'air (> 4 jours en phase gazeuse, et plus longtemps dans les particules atmosphériques), il est possible que le DBDPE persiste et soit transporté dans l'Arctique.

Le DBDPE a été mesuré au niveau de puits à neige en 2005, 2006 et 2008 dans l'Arctique canadien (calotte glaciaire Devon, Nunavut); cependant, les schémas de concentration n'ont pas montré de tendances temporelles de dépôt claires (Meyer *et al.*, 2012). Dans l'Arctique norvégien, Hermanson *et al.* (2010) ont mesuré des volumes d'entrée de DBDPE d'environ 3,6 pg/cm²/an (~1988) à 3,4 pg/cm²/an (2005) dans les 34 mètres supérieurs d'une carotte de glace (valeurs représentatives de 1953 à 2005) à partir de la couche glaciaire la plus à l'ouest de Svalbard, ce qui laisse entendre que

soit le transport en phase particulaire pourrait être plus important qu'on le pensait, soit la quantité de produit ignifuge utilisée dans des régions sources de concentrations atmosphériques vers cette couche glaciaire influe sur les observations (Hermanson *et al.*, 2010). Cependant, d'autres données de surveillance de régions éloignées indiquent que le DBDPE ne se trouve apparemment pas en grande quantité dans l'Arctique (p. ex., de Wit *et al.*, 2010, McKinney *et al.*, 2011b).

Le modèle de dépistage de l'OCDE (LTRP POPs) peut être utilisé pour identifier les produits chimiques à fort potentiel de persistance et de transport à grande distance (Scheringer *et al.* (2006). La distance de parcours caractéristique (DTC) calculée pour le DBDPE à l'aide du modèle de l'OCDE est de 2 860 km, ce qui indique que le DBDPE a un fort potentiel de transport dans l'air (avec 99,99 % de la masse dans l'air répartie dans des particules et des aérosols), mais cette distance est inférieure à la limite (5 097 km, DTC des PCB 28) proposée pour les polluants mondiaux par Klasmeier *et al.* (2006). Le modèle calcule également une persistance globale (Pglob) de 277 jours ainsi que l'efficacité de transfert (ET), qui est le pourcentage du flux d'émissions dans l'air qui se déposent à la surface (eau ou sol) dans la région éloignée. L'ET calculée du DBDPE était de 12,7 %, ce qui est supérieur à la limite de 2,248 % (PCB-28) établie pour les substances de référence du modèle dont on sait de manière empirique qu'elles sont déposées de l'air sur le sol ou dans l'eau. L'ET élevée indique que le DBDPE pourrait se déposer à la surface de la Terre dans des régions éloignées.

Globalement, tandis que le DBDPE (d'après ses propriétés physiques et chimiques et certains modèles) ne devrait pas constituer une préoccupation importante en termes de transport à grande distance, si l'on se base sur la forte efficacité de transport prévue et de certaines détections de DBDPE dans des régions éloignées, le transport de la substance liée à des particules permettrait alors le transport à grande distance du DBDPE. Par ailleurs, on ne connaît pas la mesure dans laquelle les produits de décomposition potentiels du DBDPE (voir la section suivante) peuvent être transportés sur de grandes distances.

8.2 Persistance dans l'environnement

Sur la base des rejets probables de DBDPE et de ses caractéristiques de répartition, la persistance de cette substance dans l'environnement est la plus pertinente pour le sol et les sédiments, où la plus grande partie de la substance devrait se retrouver.

Toutefois, en raison du transport potentiel du DBDPE en phase particulaire dans l'air et l'eau, tous les milieux sont analysés dans la présente section. Des données empiriques et modélisées ont été prises en compte dans le poids de la preuve pour la persistance du DBDPE. Des données ont également été comparées à des données de l'analogue décaBDE. Des processus de transformation pertinents du DBDPE comprennent la photodégradation, la biodégradation, la biotransformation, la combustion, et la pyrolyse.

De façon générale, les prévisions de modèles concordent avec des données expérimentales selon lesquelles la biodégradation aérobie et anaérobie du DBDPE est limitée et la substance devrait donc être persistante dans l'eau, le sol et les sédiments.

La photodégradation du DBDPE dans des solvants [p. ex., le n-hexane et le tétrahydrofurane (THF)] peut être rapide, cependant, elle pourrait être bien plus longue dans d'autres matrices/substrats (p. ex., supérieure à 224 jours dans de la poudre de polystyrène choc; Kajiwarra *et al.* 2008). Des prévisions modélisées pour le DBDPE dans l'air indiquent une demi-vie supérieure à 4 jours (phase gazeuse) et une persistance globale (Pglob) de 277 jours (modèle de l'OCDE pour les polluants organiques persistants). On manque d'analyses du DBDPE dans des conditions à long terme pertinentes sur le plan environnemental en vue de déterminer les voies de dégradation et les produits de transformation. Néanmoins, des dérivés du DBDPE ont été évalués sur la base des prévisions tirées d'études de la photodégradation et de la modélisation de la biodégradation, et en tenant compte des dérivés de l'analogue décaBDE.

Les tableaux 8-2 et 8-3 présentent des données de dégradation empiriques et modélisées pour le BDBPE. Consulter l'annexe D (tableau D-1) pour une description détaillée des études.

8.2.1 Dégradation abiotique

Kajiwarra *et al.* (2008) n'ont observé aucune dégradation du DBDPE dans de la poudre de polystyrène choc enrichie exposée à la lumière du soleil pendant 224 jours (la demi-vie a été estimée à plus de 224 jours), tandis que la demi-vie du décaBDE dans la même matrice a été estimée à 51 jours. Les différences entre le DBDPE et le décaBDE ont été attribuées à des différences structurales entre les liaisons éther et les liaisons éthane.

Nadjia *et al.* (2014) a mesuré la dégradation photolytique très rapide du DBDPE dans le solvant sous une lumière ultraviolette/visible artificielle : 63,18 % en 180 s. Le processus de dégradation est présenté comme une débromation réductive progressive.

Wang *et al.* (2012) ont étudié la dégradation photolytique du DBDPE soumis à des rayons ultraviolets, à l'aide d'une gamme de matrices et de solvants, y compris le méthanol et l'eau, et l'acide humique et l'eau (afin de simuler le milieu aquatique) et le gel de silice (afin de simuler le milieu pédologique et sédimentaire). Ces dernières matrices sont les plus pertinentes pour des conditions environnementales. La dégradation photolytique s'est produite dans tous les solvants/matrices (dont aucun n'a été exposé à la lumière du soleil), avec une perte de 33,7 à 99,6 % de DBDPE. Les taux de dégradation dépendaient du solvant utilisé (tableau 8-2). Toutes les matrices ont montré une débromation et une formation de nonaBDE avec une dégradation ultérieure en octaBDE et heptaBDE, bien que le pourcentage de dérivés liés à la substance d'origine n'ait pas été déclaré dans l'étude. Les auteurs reconnaissent que la présence de nonaBDE dans les solutions d'origine peut découler d'impuretés de produits techniques (pureté non déclarée) et de la dégradation durant l'injection d'échantillons; cependant, les concentrations de nonaBDE ont augmenté continuellement de 0 à 45 min, et les concentrations d'octaBDE (à partir de 4 min) et de heptaBDE (à partir de 30 min) ont augmenté continuellement au cours des expériences.

La formation de tétraBDE et d'hexaBDE avec de plus longues durées d'exposition a été proposée, mais pas surveillée.

Dans une étude préliminaire, Kierkegaard *et al* (2009) ont étudié le DBDPE technique dans du n-hexane exposé à une lampe fluorescente reproduisant la lumière du jour et ils ont découvert que le DBDPE était dégradé, produisant deux congénères non bromés ainsi qu'un certain de pics provisoirement définis comme étant des dérivés octabromés. Les auteurs ont également déclaré que le DBDPE se dégrade en congénères bromés (principalement deux nonaBDE) au cours de la préparation et de l'analyse des échantillons, bien qu'il semblait moins sensible à la dégradation thermique que le décaBDE (Kierkegaard *et al.*, 2009).

La demi-vie prévue pour la dégradation atmosphérique du DBDPE en raison de sa réaction aux radicaux hydroxyles est de 4,47 jours pour la fraction chimique qui est en phase gazeuse (12 h par jour, AOPWIN, 2010). Les résultats du modèle AEROWIN (2010) prévoient l'absorption d'une fraction importante du DBDPE par des particules en suspension dans l'air ($\Phi = 1$), par conséquent, la vitesse de photolyse du DBDPE est probablement inférieure à celle prévue (c.-à-d. une demi-vie plus longue que la demi-vie de 4,47 jours prévue). Cela concorde avec le résultat du modèle de l'OCDE pour les polluants organiques persistants, selon lequel 99,9 % du DBDPE est adsorbé aux aérosols, et sa persistance globale est de 277 jours.

D'après des données modélisées de la dégradation abiotique et des données empiriques liées au DBDPE, la substance devrait être persistante dans l'air (tableau 8-2). Cependant, selon la modélisation du devenir, seulement une très petite partie du DBDPE rejeté dans l'environnement se répartirait dans l'air. Par conséquent, les concentrations atmosphériques de la substance devraient être faibles. Le K_{co} élevé du DBDPE laisse entendre que la substance rejetée directement dans l'air s'adsorbera probablement aux particules, avec une élimination ultérieure dans le sol ou l'eau par des dépôts secs et humides. En raison de sa faible hydrosolubilité, de son comportement d'adsorption aux particules et de sa légère atténuation par des matières humiques, la photolyse du DBDPE dans des eaux naturelles, des sols et des boues devrait être limitée (Environment Agency, 2007).

Le DBDPE ne contient pas de groupements fonctionnels pouvant subir une hydrolyse.

Tableau 8-2. Résumé de données clés sur la dégradation abiotique du DBDPE

Milieu	Processus du devenir	Valeur pour la dégradation	Paramètre et unités de la dégradation	Méthodes	Référence
Polystyrène choc (PSC)	Photolyse	> 224 jours	Demi-vie/jours	Étude publiée	Kajiwara <i>et al.</i> , 2008
Tétrahydrofurane	Photolyse	1,89 min	Demi-vie/min	Étude publiée	Nadjia <i>et al.</i> 2014

n-hexane	Photolyse	16,6 min	Demi-vie/min	Étude publiée	Wang et al., 2012
Tétra-hydrofurane	Photolyse	6 minutes	Demi-vie/min	Étude publiée	Wang et al., 2012
Méthanol/eau	Photolyse	> 240 min	Demi-vie/min	Étude publiée	Wang et al., 2012
Acide humique/eau	Photolyse	30 à 60 min	Demi-vie/min	Étude publiée	Wang et al., 2012
Gel de silice	Photolyse	75,9 min	Demi-vie/min	Étude publiée	Wang et al., 2012
Air	Oxydation atmosphérique	4,47 jours ^b	Demi-vie/jours	Modèle	AOPWIN, 2010 ^a
Air	Réaction avec l'ozone	s.o. ^c	s.o. ^c	Modèle	AOPWIN, 2010 ^a
Eau	Hydrolyse	s.o. ^c	s.o. ^c	Modèle	HYDROWIN, 2010 ^a

^a EPI Suite (2010-2012).

^b AEROWIN (2010) prévoit une fraction importante de l'absorption du DBDPE par des particules en suspension dans l'air ($\Phi = 1$), par conséquent, la vitesse de photolyse du DBDPE est probablement inférieure à celle prévue (c.-à-d. une demi-vie plus longue que prévue).

^c Le modèle ne précise pas d'estimation pour ce type de structure.

8.2.2 Biodégradation

Des essais en laboratoire ont montré que le DBDPE n'est pas susceptible de se biodégrader dans des conditions aérobies. Une étude de CITI (1991a) mesurant la biodégradation par des micro-organismes a déterminé une plage de biodégradation de 1 % à 6 % (moyenne de 2 %) sur 28 jours dans un essai de biodégradation rapide pour le DBDPE.

Une étude de biodégradabilité intrinsèque menée par Schaefer et Carpenter (2010), qui faisait suite à l'essai CONCAWE (ébauche de méthode 302D de l'OCDE), a déterminé un taux moyen de dégradation cumulée de 2,2 % après 90 jours, ce qui indique que le DBDPE n'est pas intrinsèquement biodégradable dans des conditions aérobies. On a également analysé les milieux d'essai pour la substance d'origine et les dérivés prévus (à l'aide d'enceintes d'essai radiomarquées), et on n'a constaté aucun dérivé sur une période de 90 jours.

Les quatre sous-modèles de biodégradation ultime BLOWIN (2010) et Catalogic (2012) prévoient que la biodégradation soit très lente ou récalcitrante. En outre, un modèle de biodégradation primaire, à savoir le sous-modèle BLOWIN 4 (modèle d'enquête sur la biodégradation primaire), prévoit que la substance soit récalcitrante.

Les données existantes sur la biodégradation anaérobie du DBDPE indiquent que, si la substance se dégrade, cela se fait de manière très lente. Une étude de la biodégradation aérobie qui comparaît du DBDPE radiomarké dans des traitements biotiques et abiotiques de boues de digestion anaérobies (dose initiale de DBDPE de 31 mg/L dans du tétrahydrofurane), n'a signalé aucune minéralisation ou transformation sur 63 ans (Schaefer et Matthews, 2011). Des mesures de l'activité du carbone 14 aux jours 0, 30 et 63 ainsi que dans un bilan massique de milieux (boues solides, sol extractible et substance volatilisée) n'ont détecté que le DBDPE d'origine. Des études de laboratoire antérieures de l'analogue décaBDE (Gerecke *et al.*, 2005, 2006) ont également montré que le décaBDE subissait une lente débromation réductive médiée par voie anaérobie, avec une demi-vie allant jusqu'à 700 jours.

Ces essais de biodégradation aérobie et anaérobie ainsi que des résultats de modélisation indiquent que la demi-vie du décaBDE dans l'eau est susceptible d'être longue et que la substance est donc susceptible de persister dans l'eau (tableau 8-3). D'après un ratio d'extrapolation de 1:1:4 pour une demi-vie de biodégradation dans l'eau, le sol et les sédiments (Boethling *et al.*, 1995), le DBDPE devrait être persistant dans le sol et les sédiments et est donc susceptible de demeurer à long terme dans ces milieux.

Tableau 8-3. Résumé de données clés sur la biodégradation du DBDPE

Milieu	Processus du devenir	Valeur pour la dégradation	Paramètre et unités de la dégradation	Méthodes	Référence
Boues activées	Biodégradation	2 %	Biodégradation de 28 jours Demande biochimique en oxygène/%	Étude 301C de l'OCDE (essai MITI modifié)	CITI, 1991a
Mélange de boues préexposées et de sol	Amélioration de la biodégradation aérobie	0	Biodégradation aérobie de 90 jours Concentration inhibitrice/ carbone organique total/activité du carbone-14	Étude 302D de l'OCDE (essai CONCAWE)	Schaefer et Carpenter, 2010
Boues de digestion anaérobies	Biotique/ abiotique Minéralisation anaérobie	0 (biotique) 0 (abiotique)	Minéralisation anaérobie de 63 jours/%	Étude 314c de l'OCDE (boues de digestion)	Schaefer et Matthews, 2011

				anaérobies)	
Eau	Biodégradation primaire (aérobie)	0,7743 ^a « récalcitrant »	s.o.	Modèle RQSA	BIOWIN, 2010 ^d
Eau	Biodégradation (aérobie)	-0,4568 ^a « récalcitrant »	s.o.	Modèle RQSA	BIOWIN, 2010 ^e
Eau	Biodégradation (aérobie)	-0,6209 ^b « se biodégrade lentement »	s.o.	Modèle RQSA	BIOWIN, 2010 ^f
Eau	Biodégradation (aérobie)	0,00 ^b « se biodégrade lentement »	s.o.	Modèle RQSA	BIOWIN, 2010 ^g
Eau	Biodégradation (aérobie)	% DBO = 0,41 ^c « se biodégrade très lentement »	Demi-vie de biodégradation ultime > 10 ans	Modèle RQSA	Catalogic, 2012

^a Le résultat s'exprime par une valeur numérique de 0 à 5. s.o., sans objet.

^b Le résultat s'exprime par un taux de probabilité.

^c Une certaine incertitude est associée aux prévisions du modèle, étant donné que moins 60 % (42 %) de la substance est couverte par le domaine structural du modèle.

^d Sous-modèle 4 : enquête d'expert (résultats qualitatifs)

^e Sous-modèle 3 : enquête d'expert (résultats qualitatifs)

^f Sous-modèle 5 : MITI, probabilité linéaire

^g Sous-modèle 6 : MITI, probabilité non linéaire

Le DBDPE semble modérément bien couvert par les modèles de biodégradation utilisés pour estimer la dégradation. Le nombre de fragments et la taille moléculaire couverts par le domaine des sous-modèles BIOWIN 5 et 6 (biodégradation aérobie, MITI) indique un niveau de couverture élevé pour le DBDPE. Le domaine couvert par les sous-modèles BIOWIN 3 et 4 (biodégradation aérobie, enquête d'expert) comprend les substances composées de moins de fragments de bromure aromatique et de plus faibles masses moléculaires que le DBDPE; cependant, les prévisions de la dégradation concordent avec d'autres résultats modélisés et données empiriques. Il y a une certaine incertitude à l'égard des prévisions du modèle CATALOGIC (2012) du fait qu'il ne couvre que 42 % du DBDPE par son domaine structural (une couverture structurale de plus de 60 % est recommandée). Toutefois, étant donné que les résultats prévus concordent avec les prévisions d'autres modèles (sous-modèles BIOWIN) ainsi qu'avec les données empiriques existantes, on suppose que le modèle extrapole correctement au-delà de l'espace d'interpolation.

Des prévisions modélisées et des données expérimentales indiquent une biodégradation très lente ou limitée du DBDPE. Des prévisions du modèle CATALOGIC (2012) indiquent que lorsque la biodégradation se produit, bien que la plus grande partie de la substance demeure sous sa forme d'origine, elle présente une faible probabilité de débromation limitée dans des conditions aérobies et anaérobies, menant à la formation de nonaBDPE et d'octaBDPE, de nonaBDPE hydroxylés, et d'une forme

d'acide phényle bromé [voir les renseignements à l'appui (Environnement Canada, 2015) pour des études empiriques des dérivés du DBDPE).

Wei *et al.* (2012) ont mesuré deux composés bromés inconnus dans des sédiments d'étang près de la fabrique de DBDPE en Arkansas (États-Unis) (un ancien bassin de boues d'une station de traitement des eaux usées), qui ont ensuite été définis comme deux nonabromodiphényléthanes (nonaBDPE) lors d'une mise en correspondance avec des pics de débromation photolytique dans de l'hexane. La concentration de nonaBDPE a augmenté vers la surface, avec un rapport de 1,3 nona/DBDPE comparativement à environ 0,7 nona/DBDPE dans des sédiments standard ou d'étang. La présence accrue de nonaBDPE a été attribuée à la débromation du DBDPE dans les sédiments supérieurs de l'un des étangs. Cet étang a montré une débromation du DBDPE, qui a été attribuée à un processus complexe impliquant probablement des influences physiques et biologiques [voir les renseignements à l'appui (Environnement Canada, 2015)].

Récemment, on a mesuré la débromation lente du décaBDE dans des microcosmes sédimentaires dans un lac éloigné du Bouclier canadien, et ce, dans des conditions naturelles pendant un mois (Orihel *et al.* 2015). Bien qu'une petite perte de décaBDE marqué au carbone 13 ait été mesurée, des octaBDE et des nonaBDE se sont formés à partir du décaBDE marqué au carbone 13 dans des sédiments littoraux et de fond, et des quantités infimes de diBDE à heptaBDE ont été détectées dans certains échantillons. On a déterminé que le degré de débromation n'était pas influencé par des conditions de lumière ou d'obscurité, même si davantage de nonaBDE et d'octaBDE étaient formés dans des conditions oxygènes que dans des conditions anoxiques.

8.2.3 Biotransformation métabolique

Des études empiriques de la biotransformation métabolique traitant des voies de dégradation et des dérivés potentiels du DBDPE sont décrites dans la section « Potentiel de bioaccumulation ».

8.2.4 Combustion et pyrolyse

La dégradation thermique de DBDPE dans des incendies est définie comme une source potentielle de dérivés. Le DBDPE peut être sensible à la formation de bromotoluènes par clivage du pont éthane (Eljarrat et Barceló, 2011). Jakab *et al.* (2003) déclarent que dans des conditions de pyrolyse, le DBDPE dans les échantillons de polystyrène choc produit un nombre relativement élevé de toluènes bromés, y compris le produit principal pentabromotoluène (PBT), ainsi que d'autres toluènes moins bromés. Cette voie diffère de celle du décaBDE, qui peut se décomposer pour produire des dibenzofurannes bromés dans des conditions de pyrolyse (Jakab *et al.*, 2003); la formation de dibenzofurannes bromés n'est généralement pas observée pour le DBDPE.

8.2.5 Persistance des dérivés

Un résumé de la transformation potentielle du DBDPE est présenté dans le document des renseignements à l'appui (Environnement Canada, 2015). Des études de la photodégradation en laboratoire (largement menées avec des solvants) décrites dans la section précédente signalent une débromation du DBDPE (Nadjia *et al.*, 2014) en nonaBDE, en octaBDE et en heptaBDE (Wang *et al.*, 2012). Des prévisions du modèle CATALOGIC (2012) indiquent que la biodégradation peut entraîner une débromation limitée dans des conditions aérobies et anaérobies, ce qui entraînerait, à son tour, la formation de nonaBDE et d'octaBDE, de nonaBDE hydroxylés, et d'une forme d'acide phényle bromé. Ces dérivés prévus devraient représenter une fraction minime par rapport au DBDPE d'origine; cependant, ils sont similaires aux fractions prévues/mesurées de dérivés du décaBDE. Dans le modèle CPOP, le modèle $B_{\max}$ (CPOP, 2012) utilise des données sur le métabolisme de rats en vue de prévoir la transformation du DBDPE en DBDPE et en nonaBDE hydroxylé. Compte tenu de l'analogue proche du DBDPE, à savoir le décaBDE, qui est une substance qui se débrome en PBDE moins bromés (notamment des nonaBDE aux tétraBDE) dans des conditions spécifiques (p. ex., photodégradation, dégradation aérobie et métabolisme) (Environnement Canada, 2010), il est raisonnable de s'attendre à ce que le DBDPE puisse se débromer en dérivés de BDPE moins bromés (p. ex., nonaBDE, octaBDE, heptaBDE, hexaBDE, et pentaBDE) à la suite de la voie de débromation établie pour le décaBDE (annexe C, tableau C-1).

En raison du manque de données expérimentales sur les dérivés, une modélisation RQSA a été effectuée pour évaluer leur persistance, leur biodégradation et leur toxicité. Consulter l'annexe C pour une description de la modélisation RQSA et des propriétés physiques et chimiques des dérivés (tableau C-2).

Afin d'évaluer la persistance des dérivés, une méthode de modélisation de la dégradation fondée sur les RQSA a été utilisée. Des résultats de sous-modèles BIOWIN (2010) indiquent que tous les dérivés potentiels (nonaBDE à pentaBDE, DBDPE et nonaBDE hydroxylés, et acides phényles bromés) démontrent une biodégradation très lente ou récalcitrante dans l'eau (voir l'annexe C, tableau C-3).

Les dérivés prévus ne contiennent pas de groupes fonctionnels qui devraient subir une hydrolyse, sauf les acides phényles bromés, qui sont reconnus pour leur teneur en halogénures d'alkyle. Le modèle HYDROWIN (2010) prévoit que les halogénures d'alkyle réagissent rapidement avec l'eau pour produire de l'acide d'origine et un halogénure d'hydrogène avec une demi-vie inférieure à 10 minutes (ou plus rapide) (tableau C-3).

La demi-vie prévue pour la dégradation atmosphérique des nonaBDE aux pentaBDE, du DBDPE et du nonaBDE hydroxylés en raison de leur réaction avec des radicaux hydroxyles varie d'environ 2 jours à plus de 4 jours (12 h par jour; AOPWIN, 2010) (tableau C-3). Le modèle AOPWIN (2010) définit également les acides phényles bromés comme subissant une réaction à l'ozone et prévoit une demi-vie de 79,3 jours.

Par conséquent, compte tenu de tous les résultats modélisés, il y a des preuves que la dégradation prévue des BDPE débromés (des pentaBDE aux nonaBDE) et du nonaBDE hydroxylé est lente et que ces substances sont persistantes dans l'eau et l'air. D'après un ratio d'extrapolation de 1:1:4 pour une demi-vie de biodégradation dans l'eau, le sol et les sédiments (Boethling *et al.*, 1995), les nonaBDE aux pentaBDE, le DBDPE et le nonaBDE hydroxylés, et les acides phényles bromés sont très persistants dans le sol et les sédiments.

8.3 Potentiel de bioaccumulation

Des propriétés de la substance ($\log K_{oe}$, $\log K_{oa}$, taille moléculaire et diamètre transversal) ainsi que des données empiriques [facteur de bioconcentration (FBC), facteur de bioamplification (FBM), facteur d'amplification trophique (FAT), et facteur de bioaccumulation (FBA)] ont été pris en compte pour évaluer le potentiel de bioaccumulation du DBDPE.

Kelly *et al.* (2004) ont démontré que l'absorption du produit chimique par voie orale chez des poissons (et d'autres espèces sauvages) diminue avec l'augmentation du $\log K_{oe}$ à partir de 7 à 7,5 environ, car la diffusion de substances hydrophobes à travers une couche d'eau non agitée vers la membrane luminale (c.-à-d. tractus gastro-intestinal) d'un organisme limite la vitesse d'absorption pour des substances comme le DBDPE qui ont un $\log K_{oe}$ et une hydrosolubilité très élevés. Même si Arnot et Gobas (2003a, 2004, 2006) déclarent que le domaine de $\log K_{oe}$ de leur modèle varie de 1 à 9, on considère qu'il y a suffisamment de preuves empiriques sur le terrain (p. ex., facteur de bioaccumulation) pour appuyer les estimations modélisées dépassant le $\log K_{oe}$ d'environ 8,2. Ainsi, le $\log K_{oe}$ de 9,89 pour le DBDPE est considéré comme étant hors du domaine du modèle pour le bilan massique du modèle BCFBAF sur trois niveaux trophiques (Arnot et Gobas, 2003a) et du modèle QSAR de Dimitrov *et al.* (2005). Plus important encore, le manque de données empiriques sur le facteur de bioconcentration et le facteur de bioaccumulation pour des produits chimiques dont le $\log K_{oe}$ est supérieur à 8,3 ne permet pas d'effectuer une analyse comparative de données de référence liées aux résultats prévus. Ainsi, le DBDPE n'a pas été modélisé dans la présente évaluation. Cependant, des données empiriques sur l'analogue décaBDE ont été prises en compte dans l'analyse en raison de sa structure et de ses propriétés physiques et chimiques similaires.

Il y a eu des discussions dans les documents publiés concernant le potentiel de bioaccumulation du DBDPE (Law *et al.*, 2006, Wang *et al.*, 2010, et Hardy *et al.*, 2012). Même si le DBDPE semble biodisponible pour certains organismes, les preuves disponibles sont équivoques quant à une bioaccumulation plus élevée. D'après ses propriétés physiques et chimiques (p. ex., diamètre maximal modérément large, hydrosolubilité très faible et $\log K_{oe}$ élevé), le DBDPE devrait avoir un faible potentiel de bioconcentration. Des études de surveillance de diverses parties du monde ont déclaré des concentrations de DBDPE mesurables dans des organismes aquatiques et terrestres; cependant, il y a un nombre très élevé de concentrations non détectées dans des études du biote (fréquemment supérieures à 50 %) [voir le document des

renseignements à l'appui (Environnement Canada, 2015)]. Des données sur des FBM et des FBA sur le terrain ne sont pas cohérentes et présentent des incertitudes à prendre en compte. Des études du DBDPE chez des rats et des espèces sauvages indiquent que le DBDPE peut être biodisponible pour l'absorption, et que le métabolisme peut se produire chez certaines espèces.

Ainsi, même s'il semble que le DBDPE peut s'accumuler dans les tissus de certains organismes dans une certaine mesure, actuellement, il n'existe pas de preuves adéquates du potentiel de bioaccumulation. Présentement, il y a plus d'éléments de preuve indiquant que le potentiel de bioaccumulation du DBDPE est limité par une faible biodisponibilité, une faible efficacité de l'assimilation alimentaire (Kelly *et al.*, 2004), des restrictions relatives à l'absorption stérique, et un certain niveau de métabolisme.

En ce qui concerne les dérivés potentiels du DBDPE, la présente évaluation donne des preuves de modélisation préliminaire indiquant que de l'hexaBDE au nonaBDE, les congénères peuvent avoir un potentiel de bioaccumulation élevé et que ce dernier augmentera pour les congénères nonaBDE à hexaBDE.

L'évaluation du potentiel de bioaccumulation présentée ci-après tient compte de données empiriques liées au facteur de bioconcentration, au facteur de bioamplification, au facteur d'amplification trophique, au facteur de bioaccumulation, et au métabolisme.

8.3.1 Facteur de bioconcentration (FBC)

Des données expérimentales sur le FBC du DBDPE existent dans une étude (FBC < 2,5 à 34 L/kg) (CITI, 1991b). Cette étude a examiné la carpe japonaise exposée pendant huit semaines à des concentrations de DBDPE de 0,5 mg/L et 0,05 mg/L. Bien que l'étude ait indiqué qu'elle répondait aux normes de bonnes pratiques de laboratoire (BPL) de 1981, les concentrations d'exposition dans l'étude ont largement dépassé l'hydrosolubilité du DBDPE, et des agents dispersants ont été utilisés, car il n'est pas certain que des conditions à l'état stable ont été atteintes dans le système expérimental.

De récentes études faisant le lien entre les données de FBC chez les poissons et les paramètres de taille moléculaire (Dimitrov *et al.*, 2005; Sakuratani *et al.*, 2008) laissent entendre que la probabilité qu'une molécule traverse la membrane cellulaire branchiale par diffusion passive diminue de façon importante à mesure qu'augmente le diamètre maximal ($D_{\max}$). D'après le modèle de $FBC_{\max}$ avec des facteurs d'atténuation (Dimitrov *et al.*, 2005), le diamètre maximal du DBDPE varie de 1,4 à 1,7 nm. Cela laisse supposer que le DBDPE est susceptible de connaître un taux d'absorption réduit découlant d'effets stériques à la surface des branchies, ce qui permettrait aux processus d'élimination d'atténuer l'accumulation.

À un $\log K_{oe}$ de 9,89 (voir le tableau 3-1), la fraction biodisponible prévue de DBDPE dans la colonne d'eau (excluant la perte découlant de la volatilisation) selon les modèles de bilan massique des poissons est de 0,15 % (modèle BCFBAF, version 1.5),

ce qui indique que la plus grande partie de la substance chimique dans la colonne d'eau n'est pas absorbée à la surface des branchies.

8.3.2 Facteur de bioaccumulation (FBA)

Les facteurs de bioaccumulation sont mesurés dans des conditions naturelles en tant que rapport entre les charges de substance chimique absorbées dans le corps entier découlant de toutes les expositions et les concentrations se trouvant dans l'eau ambiante. Le calcul du FBA est la mesure préconisée pour évaluer le potentiel de bioaccumulation des substances, car il intègre toutes les expositions à la substance chimique, y compris l'exposition alimentaire qui prédomine pour les substances présentant un $\log K_{oe}$ supérieur à 4,0 environ (Arnot et Gobas, 2003a).

Une étude menée dans la rivière Dongjiang (un affluent de la rivière Pearl) en Chine, où des études antérieures ont déclaré des concentrations de PBDE et de DBDPE dans des sédiments faisant partie des plus élevées au monde (He *et al.*, 2012), a comparé le DBDPE dans des échantillons d'eau, de sédiments et de muscles de poissons pour la carpe de vase (*Cirrhinus molitorella*), le tilapia (*Tilapia nilotica*), et le Pléco commun (*Hypostomus plecostomus*) (échantillons prélevés en 2009 et 2010). Les concentrations de DBDPE mesurées étaient environ d'un ordre d'importance supérieures aux concentrations de décaBDE relevées chez les poissons, ce qui n'était pas le cas pour les sédiments de la même étude. Les concentrations de DBDPE dans l'eau (dissoutes) et des muscles de poissons ont été utilisées pour estimer les valeurs de $\log FBA$, donnant ainsi des valeurs de 6,1 à 7,0, ce qui indique une forte bioaccumulation (tableau 8-5). Toutefois, il y a des limitations et des incertitudes associées à cette étude. Par exemple, la concentration totale de DBDPE (y compris les particules pouvant être ingérées) peut représenter une exposition par l'eau, car l'exposition alimentaire n'est pas traitée, mais pourrait être très importante. En outre, l'étude comprenait des tailles d'échantillons plus petites, et des échantillons d'eau et de poissons ont été prélevés à différents moments, ce qui laisse entendre que l'« état stable » n'a pas été atteint (Arnot *et al.*, 2006).

8.3.3 Facteur de bioamplification (FBM)

Des valeurs de FBM décrivent le processus dans lequel la concentration d'un produit chimique dans un organisme atteint un niveau plus élevé que celui atteint dans le régime alimentaire de l'organisme, en raison de l'absorption alimentaire (Gobas et Morrison, 2000). Un FBM dépassant 1 indique qu'il y a éventuellement une bioamplification et peut être considéré comme un indicateur du potentiel d'absorption et d'accumulation dans le biote. Le tableau 8-4 présente des données empiriques sur le FBM pour le DBDPE.

Dans une étude récente menée au sud de la Chine, on a analysé du DBDPE et du décaBDE chez des Martins-pêcheurs (*Alcedo atthis*), un oiseau piscivore, et leurs poissons de proie; ces substances provenaient d'un site de recyclage des déchets (Mo *et al.*, 2012). Les FBM ont été calculés en tant que rapports entre les

concentrations normalisées pour les lipides dans les muscles du Martin-pêcheur et les concentrations moyennes sur une base de lipides chez des poissons de proie. Pour le DBDPE, les FBM variaient de 0,10 à 0,77, ce qui indique que la bioamplification n'a pas eu lieu dans le cadre de la relation trophique analysée. Cette constatation contraste avec les valeurs de FBM du décaBDE, qui dépassaient 1. Dans une étude similaire comparant le DBDPE chez des Martins-pêcheurs dans la réserve de la biosphère de Dinghuishan et un site de référence au sud de la Chine, Mo *et al* (2013) ont également déclaré un FBM inférieur à 1 pour le DBDPE, des poissons de proies au Martin-pêcheur.

Une autre étude menée au sud de la Chine (She *et al.*, 2013) a examiné une chaîne alimentaire d'espèces herbivores (sols de rizières, plants de riz et escargots pommes) et ont constaté que, même si les concentrations de DBDPE étaient mesurables dans des sols de rizières (14,7 ng/g ps) et des plants de riz (3,59 ng/g ps), elles n'étaient pas détectables chez les escargots pommes. Un rapport de concentration plant/sol de 0,20 a été déterminé pour le DBDPE.

Law *et al.* (2006) ont examiné la bioamplification et l'amplification potentielles du DBDPE dans le lac Winnipeg (Canada). Des échantillons de tissus musculaires de poissons (six espèces), de plancton, de moules, de sédiments, et d'eau ont été prélevés entre 2000 et 2004. Le DBDPE n'a pas été détecté dans l'eau, les sédiments, le zooplancton, les moules ou le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*), mais il a été détecté chez le doré jaune (*Stizostedion vitreum*) (1,01 ng/g pl), le méné émeraude (*Notropis atherinoides*) (0,30 ng/g pl), la laquaiche aux yeux d'or (*Hiodon alosoides*) (0,62 ng/g pl), le meunier noir (*Catostomus commersoni*) (0,08 ng/g pl), et la lotte (*Lota lota*) (0,66 ng/g pl). Des facteurs de bioamplification (poids lipidique corrigé) pour les espèces de poissons de proie présentant des concentrations détectables de DBDPE variaient 0,2 à 9,2, avec quatre des cinq FBM déterminés comme étant supérieurs à 1. Toutefois, cette étude présente un certain nombre de limitations, notamment : les concentrations de DBDPE étaient faibles et proches du seuil de détection (0,1 µg/g), les tailles d'échantillons étaient petites, et les échantillons ont été collectés à différents moments, ce qui signifie qu'on ne peut supposer un état stable. Par ailleurs, les concentrations lipidiques étaient très faibles pour certaines espèces; ainsi, les données normalisées en fonction des lipides découlent peut-être d'une surestimation du FBM (voir Environnement Canada, 2010).

Tableau 8-4. Facteurs de bioamplification (FBM) empiriques pour le DBDPE

Organisme d'essai	Valeurs à l'état stable, cinétiques et normalisées par rapport aux lipides (/kg)	Référence
Martins-pêcheurs (<i>Alcedo atthis</i>)/poissons de proie	< 1	Mo <i>et al.</i> , 2013
Martins-pêcheurs (<i>Alcedo atthis</i>)/poissons de proie	0,10 à 0,77 (FBM < 1)	Mo <i>et al.</i> , 2012

Organisme d'essai	Valeurs à l'état stable, cinétiques et normalisées par rapport aux lipides (/kg)	Référence
Doré jaune/Méné émeraude	3,0	Law <i>et al.</i> , 2006
Doré jaune/Meunier noir	9,2	Law <i>et al.</i> , 2006
Doré jaune/Laquaiche aux yeux d'or	1,6	Law <i>et al.</i> , 2006
Lotte/Méné émeraude	2,0	Law <i>et al.</i> , 2006
Grand corégone/Méné émeraude	0,2	Law <i>et al.</i> , 2006

Les données de bioamplification disponibles sont limitées et la plupart des études ne fournissent pas de données cinétiques (p. ex., efficacité de l'assimilation alimentaire, taux d'élimination). Les efficacités de l'assimilation alimentaire déclarées chez les poissons pour l'analogue décaBDE sont faibles et varient de 0,02 % à 0,5 % (Kierkegaard *et al.*, 1999, Stapleton *et al.*, 2004, Wan *et al.*, 2013). Dans une étude établissant des points de référence de composés absorbables et non absorbables, le DBDPE a été détecté dans des matières fécales, mais pas chez les poissons, ce qui confirme que cette constituait un choix adéquat en tant que point de référence non absorbable (Xiao *et al.*, 2013).

La combinaison du log K_{oe} de 9,89 et du log K_{oa} de 14,45 indique qu'en cas d'exposition terrestre par voie alimentaire, le DBDPE ne devrait pas se bioamplifier dans les chaînes alimentaires terrestres comme le suggèrent Gobas *et al.* (2003) et Kelly *et al.* (2007). Cependant, ces coefficients de partage ne tiennent pas compte des paramètres physiologiques comme le métabolisme. Kelly *et al.* (2004) abordent le fait que des FBM plus faibles liés à la transformation métabolique sont plus courants chez les oiseaux et les mammifères que chez les poissons, car ces organismes ont généralement une plus grande capacité de métabolisme des contaminants organiques.

Les études disponibles n'indiquent pas explicitement que le FBM du DBDPE dépasse 1. Toutefois, les expositions alimentaires au DBDPE peuvent toujours contribuer aux charges corporelles individuelles ainsi qu'au transfert trophique et à l'accumulation chez certaines espèces et dans certains réseaux trophiques.

8.3.4 Facteur d'amplification trophique (FAT)

Le FAT est une mesure du potentiel de bioamplification moyen d'une substance dans un réseau trophique étudié dans des conditions naturelles et il est estimé en mettant en corrélation des concentrations de substance normalisées dans le biote à différents niveaux trophiques.

Seule une étude nord-américaine a été recensée, présentant des résultats liés au FAT du DBDPE dans un réseau trophique pélagique (Law *et al.*, 2006, voir la section relative au facteur de bioamplification pour des détails sur l'étude). Un FAT du DBDPE dans le

lac Winnipeg a été défini à 2,7, ce qui indique l'occurrence d'une amplification trophique. Cependant, tel qu'il est décrit ci-dessus, les incertitudes dans cette étude sont jugées importantes et peuvent entraîner une surestimation de la bioamplification et de l'amplification trophique.

Des estimations du FAT ont été déclarées par un rapport de surveillance norvégien (KLIF, 2013) pour la partie continentale et les régions arctiques. Étant donné que les FAT étaient basés sur des échantillons représentatifs provenant de réseaux trophiques plutôt que d'une vraie « chaîne alimentaire » (c.-à-d. pas une relation trophique), les valeurs sont présentées dans les rapports à titre d'estimations. En outre, les auteurs indiquent que les incertitudes de l'étude devraient être prises en compte : par exemple, des échantillons de tissus d'organismes ont été prélevés du foie, du plasma et d'œufs (plutôt que de muscles ou de la graisse comme c'est le cas traditionnellement), et, étant donné que ces organismes influent sur le taux de renouvellement (c.-à-d. le taux de renouvellement plus court de ces tissus reflète une période d'exposition plus courte), il se peut que le potentiel de bioamplification dans l'environnement ne soit traduit avec précision. Malgré ces mises en garde, l'estimation du FAT (poids lipidique transformé en log) était de 3,9 ($r^2 = 0,49$) pour le DBDPE dans le milieu marin de l'Arctique, de la morue polaire à l'ours polaire, et de 14,5 ($r^2 = 0,23$) pour les échantillons marins de la partie continentale (de la morue au phoque commun d'eau douce), ce qui laisse supposer une amplification trophique élevée.

8.3.5 Autres études liées à la bioaccumulation et à la transformation métabolite

Deux études pharmacocinétiques à dose unique sur des rats ont démontré une absorption négligeable à limitée du DBDPE après administration orale. Une étude pharmacocinétique (Black, 2012) a constaté une absorption limitée du DBDPE par les rats en ayant reçu une seule dose dans de l'huile de maïs (100 mg/kg de DBDPE radiomarqué au carbone 14 et non), et que la substance ne s'accumulait pas dans les tissus. Presque toute la radioactivité administrée a été récupérée dans des matières fécales (89,7 %) et l'eau de rinçage de la cage (0,25 %) après 168 heures. Au total, les tissus échantillonnés contenaient moins de 0,02 % de la dose, ce qui laisse croire que le DBDPE a été éliminé dans les matières fécales au lieu d'être absorbé par le tractus gastro-intestinal (voir la section relative à la santé humaine).

Wang *et al.* (2010) ont étudié le potentiel de biodisponibilité du DBDPE chez les mammifères [à partir de 100 mg/kg p.c. par jour de DBDPE (et de décaBDE) dans de l'huile de maïs pendant 90 jours] ainsi que les métabolites potentiels chez des rats exposés à du DBDPE comparativement à des rats témoins. Au moins sept bromes inconnus contenant des composés ont été notés dans le foie de rats exposés à DBDPE. Cependant, aucun de ces composés ne concordait avec la période de rétention analytique de produits de débromation du DBDPE (des heptaBDE aux nonaBDE) définis au cours d'une expérience de photodégradation concomitante [voir le document des renseignements à l'appui (Environnement Canada, 2015)]. Les seuls deux produits métaboliques affichant des pics suffisamment élevés pour fournir des

renseignements structurels ont été relevés dans le foie et les reins principalement, et on a émis l'hypothèse selon laquelle il s'agirait d'un nonaBDE méthylsulfoné (MeSO_2) et d'un nonaBDE éthylsulfoné (EtSO_2). Toutefois, Banasik *et al.* (2010) affirment que les données des spectres de masse ne concordent pas avec les structures sulfonées. En outre, le pourcentage d'absorption du DBDPE par rapport à sa transformation et à son élimination n'a pas été quantifié dans cette étude. Consulter la section liée à la santé humaine pour plus détails sur cette étude.

Le modèle B_{max} du CPOP (2012) utilise le métabolisme de rats pour prévoir les dérivés de DBDPE. Deux dérivés ont été prévus : le DBDPE hydroxylé et le nonaBDE hydroxylé.

McKinney *et al.* (2011a) ont comparé la débromation oxydative et réductive du DBDPE et d'autres produits ignifuges bromés (y compris le décaBDE) en utilisant un essai *in vitro* basé sur des microsomes du foie de mammifères se nourrissant d'organismes marins de l'Arctique (ours blanc, béluga, phoque annelé, et rat de laboratoire). Des essais de biotransformation ont été effectués en incubant des microsomes hépatiques avec des produits ignifuges organiques ou un mélange de produits ignifuges organiques, et en les comparant à des organismes témoins (c.-à-d. sans activité enzymatique). Généralement, les microsomes de tous les spécimens ont considérablement appauvri le DBDPE (de 44 % à 74 % dans les essais comprenant un seul produit ignifuge organique, et de 27 à 59 % dans les essais comprenant un mélange de produits ignifuges organiques, soit plus que tous les PBDE). Les auteurs ont conclu que la simple débromation n'était pas la voie principale (aucune preuve évidente de la formation d'un métabolite de DBDPE quelconque). Deux nonaBDE potentiels ont été détectés dans des essais et dans des organismes témoins (qui ne présentaient pas d'activité enzymatique), découlant probablement de la contamination et d'une débromation enzymatique. Deux métabolites phénoliques ont été détectés dans les microsomes hépatiques d'ours blancs, mais constituaient moins 1/5^e du DBDPE appauvri. En général, on n'a pas détecté de métabolites pouvant refléter le degré d'appauvrissement du DBDPE (ou du décaBDE). Selon les auteurs, cela pourrait être dû à des concentrations faibles ou non détectables de métabolites, à des métabolites non extractibles, etc. Un examen industriel de cette étude laisse supposer que l'absorption, plutôt que le métabolisme, est responsable de l'appauvrissement du DBDPE (Hardy, 2012).

Malgré une seule exposition dans une étude de l'efficacité de l'absorption alimentaire d'un produit chimique chez des poissons, le DBDPE a été sélectionné comme « point de référence de composé absorbable » lorsqu'aucune absorption dans le tube digestif n'était attendue (Xiao *et al.*, 2013). Dans une étude, des poissons ont été nourris avec un seul repas comprenant des aliments contaminés, puis analysés en termes de distribution chimique après cinq jours. Dans tous les essais, le DBDPE a été détecté dans les matières fécales, mais pas dans les tissus.

Une étude récente de l'exposition alimentaire (pendant 21 jours) de crécerelles à un analogue proche (à forte pureté), à savoir le décaBDE, a noté une absorption, une

accumulation et une dégradation de la substance (débromation) en PBDE moins bromés *in vivo* (Letcher *et al.*, 2014). À la fin de la période d'exposition de 25 jours, la concentration de décaBDE dans le foie et la graisse de rats exposés était bien plus élevée que chez les oiseaux témoins. Des nonaBDE et des octaBDE ont été détectés dans le plasma de crécerelles, tandis que des heptaBDE ont été détectés dans leur foie et leur graisse. Une élimination *in vivo* a également été observée : au 25^e jour de la période d'élimination, le décaBDE dans le plasma s'est appauvri de 82 %.

Ces études sur des poissons, des rongeurs et des espèces sauvages fournissent des preuves variables du degré de biodisponibilité et de métabolisme du DBDPE. Des études à court terme et à dose unique montrent que le DBDPE est excrété seulement avec une absorption minime chez les poissons et les rongeurs. D'autres études indiquent la biodisponibilité (absorption) et la transformation métabolique potentielle du DBDPE. Pour la substance, ces deux processus peuvent être propres à l'espèce et varier en termes de durée de l'exposition alimentaire.

8.3.6 Potentiel de bioaccumulation prévu des dérivés

Tel qu'il est décrit dans la section sur la persistance, il y a des preuves qui laissent entendre que le DBDPE peut se débromer en dérivés. Étant donné qu'il n'y a pas de données expérimentales caractérisant le potentiel de bioaccumulation des dérivés potentiels du DBDPE, cette mesure est déterminée à l'aide de la modélisation RQSA. Pour les prévisions avec le modèle RQSA, le log K_{oe} des dérivés ont été estimés à l'aide de la méthode de l'ajustement des valeurs expérimentales fondée sur le DBDPE (voir l'annexe C, tableau C-2). Les valeurs modélisées de log K_{oe} obtenues de 4,83 à 9,0 indiquent que certaines de ces substances ont un potentiel modéré à élevé de bioaccumulation dans le biote aquatique.

Les résultats détaillés de la modélisation du FBC et du FBA sont présentés dans l'annexe C (tableau C-4). Les résultats varient grandement; le modèle BCFBAF (EPI Suite, 2000-2012) prévoit que la plupart des dérivés aient une bioconcentration faible à modérée, avec des FBC estimés sur la base des concentrations totales en milieu aquatique variant de 3,2 à 3 803 (méthode de régression linéaire). Les estimations du FBC et du FBA pour un poisson de niveau trophique intermédiaire représentatif des eaux canadiennes, corrigées pour la biotransformation potentielle [constante du taux métabolique prévu (k_M) = 0,016 à 0,271 pour 100 g de poisson à 15 °C], allaient de 38,9 à 3 510 (faibles à modérées) et de 738 à 176 400 (faibles à élevées), respectivement (EPI Suite, 2010-2012). Cette modélisation indique que les dérivés présentant le plus fort potentiel de bioaccumulation englobent l'hexaBDPE jusqu'à l'octaBDPE.

Les taux de biotransformation métabolique modélisés (k_M) pour les dérivés se situent généralement dans la plage des taux prévus pour le DBDPE d'origine (k_M selon le modèle BCFBAF (2010) = 0,006/jour pour 100 g de poisson à 15 °C pour un poisson de niveau trophique intermédiaire représentatif des eaux canadiennes; k_M selon le modèle CPOP = 0,0209/jour environ), à l'exception des acides phényles bromés. Les valeurs de k_M pour les octaBDPE et les nonaBDPE sont également comparables à celles

mesurées ou prévues pour leurs homologues octaBDE et nonaBDE (0,03/jour et 0,02, respectivement, pour 184 g de poisson à 15 °C) (Environnement Canada, 2010). Les valeurs de BDPE de k_M prévues pour les BDPE moins bromés (pentaBDE à heptaBDE) sont plus élevées pour les PBDE moins bromés (Environnement Canada, 2010).

Ces résultats indiquent un potentiel de bioaccumulation élevé de certains dérivés moins bromés du DBDPE, qui est confirmé par la recherche sur des dérivés de l'analogue décaBDE. Cependant, il doit être considéré qu'il y a une incertitude quant à ces estimations (voir la section sur les incertitudes). En particulier, au log K_{oe} de plus de 8,2, les estimations de la bioaccumulation pour le nonaBDPE hydroxylé et les dérivés de DBDPE hydroxylés sont en dehors d'ensemble de données du modèle BCFBAF, et les résultats basés sur cette extrapolation sont moins certains. Il convient de noter que le modèle FBC estime la bioconcentration découlant de l'exposition par l'eau, qui peut ne pas être la voie d'exposition dominante pour les dérivés de DBDPE; par conséquent, les estimations du FBA peuvent mieux représenter le potentiel de bioaccumulation de ces substances. En outre, la prise en compte des valeurs de K_{oe} (4,83 à 9,0) et de log K_{oa} (8,61 à 17,27) indique que certaines de ces substances au moins auront un potentiel de bioamplification dans les réseaux trophiques terrestres à la suite d'une exposition alimentaire et d'une faible perte par exhalation. En raison du manque de données mesurées pour des données d'entrée fiables, la modélisation de la bioamplification terrestre n'a pas été effectuée dans la présente évaluation.

8.4 Résumé du devenir dans l'environnement

Le DBDPE devrait être rejeté dans l'eau de surface de sources industrielles, principalement par des eaux usées. Il peut y avoir un potentiel de migration du DBDPE des plastiques à l'atmosphère (poussière et air), compte tenu du fait que la substance est ajoutée à la matrice polymère et pourrait subir une lixiviation dans une certaine mesure. Une forte tendance d'adsorption en phase solide dans divers milieux (y compris des particules en suspension dans l'air) indique que le DBDPE résidera dans des biosolides, des sédiments et des particules en suspension dans l'air et qu'il sera transféré du sol à partir de dépôts secs et de l'épandage de biosolides sur des terres agricoles. L'exposition aux organismes directement par l'eau devrait être minime. La persistance intrinsèque élevée du DBDPE laisse entendre que des expositions à long terme peuvent être attendues dans les sédiments et le sol, avec un potentiel d'accumulation important dans les milieux environnants, découlant d'émissions continues. Le processus d'élimination de l'environnement devrait inclure l'enfouissement dans les sédiments et le sol. Le DBDPE devrait subir un transport à grande distance dans l'air et se déposer dans des milieux éloignés en raison du transport de particules, tel qu'il est prouvé par d'autres produits ignifuges hydrophobes affichant une forte adsorption aux particulaires atmosphériques. Même avec une exposition à long terme au DBDPE dans des milieux terrestres et aquatiques, d'après les publications limitées disponibles, cette substance ne devrait pas être hautement biodisponible; ainsi, les niveaux de résidus dans les tissus des organismes et la migration dans les réseaux trophiques ne devraient pas être importants. Toutefois, les futures études de bioaccumulation devraient être mesurées.

Il n'y a presque pas de données disponibles pour les dérivés potentiels du DBDPE. Des prévisions basées sur la modélisation RQSA indiquent que les dérivés prévus du DBDPE sont susceptibles de se retrouver et de se comporter dans l'environnement de façon similaire au DBDPE (résidant en phase solide dans divers milieux, expositions à long terme prévues dans le sol et les sédiments, et transport à grande distance potentiel dans l'air dû au transport de particules fines); cependant, certains dérivés présentent également un fort potentiel de bioaccumulation dans les organismes, similairement à des PBDE analogues.

9. Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

9.1 Évaluation des effets sur l'environnement

Des données empiriques pour le DBDPE ainsi que des données comparatives pour l'analogue structurel décaBDE ont été prises en compte dans le poids de la preuve pour évaluer les effets écologiques du DBDPE. La modélisation RQSA de toxicité aquatique du DBDPE a été jugée non fiable, car elle dépassait la valeur seuil du K_{oe} ou la substance était mal couverte par les bases de calibration de la toxicité [voir le document des renseignements à l'appui (Environnement Canada, 2015)].

Les résultats des études de toxicité aquatique les plus empiriques présentent un haut niveau d'incertitude, une fiabilité contestable et des résultats qui sont difficiles à traduire relativement à l'environnement (p. ex., utilisation de solvants, études de la fraction aqueuse). Étant donné que la majeure partie du DBDPE se dépose dans le sol ou les sédiments (p. ex., la fraction biodisponible du DBDPE dans l'eau est de 0,15 % (modèle BCFBAF, v.1.5), l'exposition aquatique n'est pas considérée comme étant une voie d'exposition importante sur le plan environnemental. Pour cette raison, combinée à l'incertitude liée aux données de toxicité aquatique disponibles, aucune valeur critique de toxicité (pélagique) ni concentration estimée sans effet (CESE) n'ont été déterminées dans la présente évaluation. Cependant, des études récentes de l'analogue décaBDE dans des milieux aquatiques indiquent que des effets au niveau des molécules peuvent se produire chez certaines espèces.

D'après les résultats d'essais de toxicité chronique dans le sol et les sédiments, le DBDPE semble avoir le potentiel de causer des effets à de forts degrés d'exposition sur la reproduction de lombrics ainsi que sur la survie et la croissance des plantes, tandis qu'aucun effet n'a été observé pour les organismes vivant dans les sédiments. Aucun effet toxique manifeste n'a été relevé chez des espèces sauvages, bien que le DBDPE puisse affecter l'activité enzymatique chez certaines espèces d'essai.

9.1.1 Études empiriques dans l'eau

En raison d'une cinétique d'absorption lente des composés hautement hydrophobes, on s'attend à ce que les essais de toxicité aiguë menés ne laissent pas suffisamment de temps pour établir un état stable (Tolls *et al.*, 2009; Mayer et Reichenberg, 2006). Pour le DBDPE, des résultats d'études empiriques de toxicité aquatique présentent un niveau

élevé d'incertitude ou des résultats imprécis; par exemple, le dépassement de la limite d'hydrosolubilité ou l'utilisation de méthodes d'essai difficiles à traduire relativement à des niveaux d'effets dans l'environnement (p. ex., approche liée à la fraction aqueuse, solubilisant).

Dans une étude, Nakari et Huhtala (2010) ont constaté que des effets du DBDPE sur des organismes aquatiques sont possibles à de faibles concentrations (p. ex., DBDPE = 0,0063 à 0,025 mg/L), bien que la dose dépasse largement la limite d'hydrosolubilité du DBDPE et que des solubilisants aient été utilisés. Dans cette étude, on a démontré que le DBDPE supprimait le succès d'éclosion d'œufs de poisson zèbre, tandis que dans les hépatocytes de truites arc-en-ciel et de truites brunes, le DBDPE a augmenté la synthèse de la vitellogénine (un marqueur des effets œstrogéniques), inhibé l'activité de monooxygénase dépendant du cytochrome CYP1, et accru l'activité des isoformes UGT (Nakari et Huhtala, 2010). Bien qu'il y ait certaines questions sur la fiabilité de cette étude (p. ex., la concentration du solvant utilisé, le dépassement de la limite d'hydrosolubilité), les résultats donnent à penser que des effets aquatiques sont possibles dans les milieux où des substances similaires à des solubilisants coexistent avec du DBDPE dans l'eau (p. ex., la cosolvatation dans des effluents, les interactions du carbone organique dissous, les interactions d'agents de surface) ou éventuellement dans les cas où l'exposition à très long terme permet l'établissement de conditions à l'état stable.

Le décaBDE a également limité l'hydrosolubilité, et les premières évaluations des dangers ont indiqué que des effets toxiques aigus ou chroniques importants n'étaient pas susceptibles de se produire chez des organismes aquatiques à des concentrations soumises à un milieu hydrosoluble (p. ex., Environnement Canada, 2006; Environment Agency, 2007). Cependant, des études récentes de la toxicité aquatique de la substance ont signalé des effets sur des organismes aquatiques, des poissons et des amphibiens, comme des effets sur la croissance, la reproduction, le développement, le dysfonctionnement hormonal thyroïdien, et des altérations neurocomportementales après l'exposition à un faible niveau de décaBDE (Kuo *et al.*, 2010; He *et al.*, 2011, Noyes *et al.*, 2011, Qin *et al.*, 2012, ECHA, 2012). La plus faible concentration sans effet observé (CSEO) pour l'exposition par l'eau est déclarée comme étant inférieure à 0,001 mg/L pour la métamorphose retardée chez des amphibiens (Qin, 2010, voir également ECHA, 2012a). L'exposition de poissons au décaBDE par l'alimentation (études de l'alimentation), notamment le méné à grosse tête, à des concentrations pertinentes sur le plan environnemental, a montré que la substance peut interférer avec le système hormonal thyroïdien chez des alevins (Noyes, 2011, Noyes, 2013). Certaines questions concernant les études ci-après impliquent des problèmes méthodologiques liés à la quantification des effets du décaBDE dans la plage d'hydrosolubilité, des études n'étant pas fondées sur de bonnes pratiques de laboratoire, etc. De même, on ne peut exclure l'hypothèse selon laquelle des congénères de PBDE autres que le décaBDE auraient contribué aux effets signalés (c.-à-d. les produits de débromation observés dans les études comprennent des nonaBDE, des octaBDE, des heptaBDE, des hexaBDE, et des pentaBDE (ECHA,

2012). Néanmoins, ces études soulèvent des préoccupations liées aux effets toxicologiques potentiellement graves du décaBDE, et par analogie, du DBDPE.

Dans le profil de la boîte à outils RQSA de l'OCDE (2012), le DBDPE est classé comme un narcotique de surface de base/organique neutre pour la toxicité aquatique par les modèles OASIS (version 1.2) et ECOSAR; cependant, la classification aquatique par Verhaar (Modified) répertorie le DBDPE comme un composé de classe 4 (composés et groupes de composés agissant par un mécanisme spécifique). De même, des alertes de liaisons aux protéines sont définies (OASIS, v.1.2, OCDE).

Mayer et Reichenberg (2006) ont démontré une limite de point de fusion d'environ 210 °C, au-dessus de laquelle un produit chimique ne présentant qu'une narcose de référence (mode d'action) ne peut exercer une toxicité létale aiguë par des expositions aqueuses, c.-à-d. CL₅₀. Étant donné que les effets sublétaux observés exigent des niveaux d'exposition bien au-dessus des limites de solubilité chimique, le poids de la preuve laisse entendre que le DBDPE est probablement une substance toxique de référence et que les expositions aqueuses uniquement ne peuvent avoir un effet léthal sur les organismes dans des milieux aquatiques. Même si la modélisation de l'exposition utilisant des résidus corporels critiques (RRC) peut fournir des indications quant au potentiel d'effets néfastes (sublétaux) à la suite d'expositions environnementales et alimentaires combinées dues à une incertitude liée aux estimations du FBA, une analyse des RCC a été menée.

Consulter le document des renseignements à l'appui (Environnement Canada, 2015) pour un examen des études de toxicité aquatique existantes.

9.1.2 Études empiriques dans les sédiments

Des essais de toxicité sur des organismes vivant dans des sédiments ont été effectués avec des chironomidés (*Chironomus riparius*) et des oligochètes (*Lumbriculus variegatus*) (Krueger *et al.*, 2003a, b; Hardy *et al.*, 2012) (tableau 9-1). Les chironomidés (moucheron) ont été exposés au DBDPE dans des sédiments avec de l'eau sus-jacente pendant 28 jours dans des conditions statiques. Dans les essais sur les oligochètes, dix oligochètes par concentration d'essai ont été exposés au DBDPE pendant 28 jours dans des conditions de renouvellement continu. Dans les deux études, des effets potentiels ont été relevés, mais les paramètres n'ont pas montré d'effet important. Par conséquent, les valeurs de CE₅₀ et les CSEO pour tous les paramètres mesurés étaient supérieures au plus fort niveau de concentration de > 5 000 mg/kg pour les études sur les chironomidés et les oligochètes. Étant donné que les sédiments d'essai contenaient 1,8 % de carbone organique, la solubilité maximale [voir les renseignements à l'appui (Environnement Canada, 2015)] du DBDPE dans les sédiments était supérieure à 52,9 mg/kg ps. Ainsi, il se peut que la limite de solubilité dans les sédiments ait été dépassée dans les conditions de l'étude, bien qu'aucun effet nocif n'ait été observé dans les organismes d'essai.

Tableau 9-1. Principales études sur la toxicité dans les sédiments prises en compte pour la sélection d'une valeur critique de toxicité du DBDPE pour les sédiments

Organisme d'essai	Type d'essai	Paramètre	Valeur [mg/kg poids sec (ps)]	Référence
Moucheron (<i>Chironomus riparius</i>)	Toxicité prolongée dans les sédiments : survie, émergence et développement	CE ₅₀ après 28 jours CME0 CSEO	> 5 000 > 5 000 5 000	Krueger <i>et al.</i> , 2003a, Hardy <i>et al.</i> , 2012
Oligochète (<i>Lumbriculus variegatus</i>)	Toxicité prolongée dans les sédiments : survie et croissance	CE ₅₀ après 28 jours CME0 CSEO	> 5 000 > 5 000 > 5 000	Krueger <i>et al.</i> , 2003b, Hardy <i>et al.</i> , 2012

CE : concentration produisant un effet

CME0 : concentration minimale avec effet observé

CSEO : concentration sans effet observé

Comme pour la toxicité aquatique, une récente étude de la toxicité dans les sédiments impliquant l'analogue décaBDE a signalé des effets sur des larves de poisson dans des sédiments (comportement et expression par la voie neurologique) à des concentrations plus faibles que celles qui ont été déterminées antérieurement (12,5 mg/kg) (Garcia Reyero, 2014), ce qui laisse entendre que des effets toxicologiques découlant de faibles niveaux de DBDPE constituent une possibilité, si un mode d'action similaire est déterminé.

Une valeur critique de toxicité de 5 000 mg/kg (> 5 000 mg/kg) est choisie pour le DBDPE dans des sédiments, représentant le seul paramètre de toxicité du DBDPE disponible, bien que cette valeur ne soit liée à aucun effet observé à cette concentration. En raison de l'incertitude liée à des variations interspécifiques et intraspécifiques pour un essai de la toxicité chronique, un facteur d'évaluation de 10 est appliqué. La CESE qui résulte est de 500 mg/kg ps. Lorsque cette valeur est ajustée à partir de la teneur en carbone organique d'essai (1,8 %) à une teneur en contenu en carbone organique standard dans les sédiments (4 %) (Webster *et al.*, 2004), la CESE pour les organismes vivant dans les sédiments est de 1 111 mg/kg ps.

9.1.3 Études empiriques dans le sol

Des essais de toxicité dans le sol ont été effectués avec des eaux usées et des bactéries du sol, des lombrics et des plantes (Hardy *et al.*, 2011) (tableau 9-2). Chez le lombric (*Eisenia fetida*), la survie (28 jours) et la reproduction (56 jours) n'ont pas été touchées (CSEO et CE₅₀ > 3 720 mg/kg), mais la reproduction au 56^e jour a été affectée à la plus forte concentration (reproduction réduite de 60 %). Des concentrations de DBDPE ont montré une réduction importante dans le sol chez tous les groupes d'essai,

variant d'une réduction de 17 % à 40 %, dépassant la valeur de 20 % généralement acceptée comme un environnement d'essai stable. Cependant, compte tenu du fait que des effets sont toujours notés, il est probable qu'ils demeurent similaires ou s'accroissent avec des concentrations stables.

Les effets du DBDPE sur l'émergence et la croissance de plantules terrestres ont été évalués par Hardy *et al* (2011) dans une étude de 21 jours. Le maïs (*Zea mays*), l'oignon (*Allium cepa*) et l'ivraie vivace (*Lolium perenne*) représentaient les monocotylédones, tandis que le concombre (*Cucumis sativa*), le soja (*Glycine max*) et la tomate (*Lycopersicon esculentum*) représentaient les dicotylédones. Aucun effet nocif sur un paramètre n'a été signalé pour le maïs, l'ivraie vivace ou le soja, donnant des valeurs de CE₂₅ supérieures à 6 250 mg/kg. La survie moyenne du groupe des concombres a été réduite de 18 % à la plus forte concentration (CSEO = 6250, CSEO = 3 125 mg/kg). Des réductions de 22 % et 24% de la hauteur moyenne de plants d'oignons, et de 32 % et 30 % de leur poids ont été observées aux deux plus fortes concentrations (CSEO = 3 125, CSEO = 1 563 mg/kg). Des effets sur la hauteur et le poids de plants de tomates à la plus forte concentration de DBDPE ont entraîné des réductions de 37 % et 40 % comparativement aux témoins (CSEO = 6 250, CSEO = 3 125 mg/kg). Une CE₂₅ de 2 440 mg/kg a été déclarée pour l'oignon.

Étant donné que le sol d'essai pour cette dernière étude contenait 2,7 % de carbone organique, la solubilité maximale du DBDPE était de 79,4 mg/kg ps [document des renseignements à l'appui (Environnement Canada, 2015)]. Par conséquent, la limite de solubilité dans le sol peut avoir été dépassée dans les conditions de l'étude. Cela donne à penser que du DBDPE libre peut avoir été présent dans le système d'essai et qu'il peut avoir contribué aux effets observés par l'entremise de facteurs tels que l'obstruction physique des surfaces respiratoires.

Tableau 9-2. Études sur la toxicité dans le sol prises en compte pour la sélection d'une valeur critique de toxicité du DBDPE pour le sol

Organisme d'essai	Type d'essai	Paramètre	Valeur (mg/kg ps)	Référence
Lombrics (<i>Eisenia fetida</i>)	Essai de survie de 28 jours	CL ₅₀	> 3 720	Aufderheide, 2003
Lombrics (<i>Eisenia fetida</i>)	Essai de reproduction de 56 jours	CE ₁₀ CE ₅₀ CSEO CSEO	1 860 3 180 3 720 (reproduction réduite de 60 %) 1 910	Aufderheide, 2003
Plantes : monocotylédones Oignon (<i>Allium cepa</i>)	21 jours Survie/ reproduction	CSEO CSEO CE ₂₅	3 091 (3 125 – valeur nominale) 1 722 (1 563 – valeur nominale) 2 440 (réduction de la hauteur	Porch et Krueger, 2005

			de 22 % et 24 % à 3 125; réduction du poids de 32 % et 30 % à 6 250, respectivement)	
Plantes : dicotylédones Tomate (<i>Lycopersicon esculentum</i>)	21 jours Survie/ reproduction	CMEO CSEO CE ₂₅	6 076 (6 250 – valeur nominale) 2 677 (3 125 – valeur nominale) 4 990 (réduction de la hauteur de 37 % et réduction du poids de 40 % à 6 250)	Porch et Krueger, 2005

CL : Concentration létale

CE : concentration produisant un effet

CMEO : concentration minimale avec effet observé

CSEO : concentration sans effet observé

D'après des paramètres découlant d'une série d'études de toxicité dans le sol (bactéries du sol, lombrics et six espèces de plantes), la plus faible concentration à laquelle un effet évident a été déterminé est la valeur de CE₁₀ pour la reproduction du lombric de 1 860 mg/kg de DBDPE dans le sol, et la CE₂₅ pour la baisse du poids de plants d'oignons de 2 440 mg/kg (CSEO dans l'oignon = 1 563 mg/kg, mais de faibles valeurs de CE sont privilégiées par rapport à des valeurs de CSEO). La valeur de CE₂₅ est considérée comme un effet évident et mesurable (c.-à-d. la valeur de CE₁₀ est proche d'une valeur « sans effet »; par conséquent, aux fins de la présente évaluation, la valeur de 2 440 mg/kg a été choisie comme valeur critique de toxicité. D'après les variations interspécifiques et intraspécifiques pour un essai de toxicité chronique et l'incertitude liée à la période d'exposition nécessaire pour le DBDPE, un facteur d'évaluation total de 10 a été appliqué, et la CESE obtenue est de 244 mg/kg de sol sec. Lorsque cette valeur est ajustée à partir de la teneur en carbone organique (0,027) à une teneur en carbone organique standard dans le sol de 2 % (ECHA, 2010), la CESE pour les organismes vivant dans le sol est de 180,7 mg/kg de poids sec.

9.1.4 Études empiriques dans la faune

Il existe peu d'études sur le DBDPE relativement aux espèces sauvages. Des études de toxicité standard à doses répétées chez des mammifères (rongeurs) menées avec du DBDPE n'ont généralement montré aucune dose sans effet nocif observé (DSENO) à la plus forte dose d'essai : 1 000 mg/kg par jour (étude sur des rats de 90 jours), et 1 250 mg/kg par jour (étude prénatale chez des rats et des lapins) (Margitich, 1992, Hardy *et al.*, 2002, 2010 et 2011). Wang *et al* (2010) ont déclaré une dose minimale avec effet observé (DMEO) de 100 mg/kg p.c. par jour, sur la base d'une hausse importante des taux sériques de l'hormone thyroïdienne triiodothyronine (T3) à cette dose chez des rats mâles Sprague-Dawley rats (six rats, par traitement, ont reçu par voie orale 100 mg/kg par jour de DBDPE dans de l'huile de maïs pendant 90 jours). Consulter la section liée aux effets sur la santé pour une analyse détaillée des études de toxicité chez des rongeurs.

Egloff *et al.* (2011) ont mené une étude de l'approche *in vitro* lin ovo combinée afin de déterminer des effets liés à la concentration sur la toxicité manifeste et les niveaux d'expression hépatique par l'ARN messager (mARN) de 11 transcriptions dans des cultures primaires d'hépatocytes embryonnaires de poulets. Le DBDPE a été ajouté aux concentrations suivantes : 0,001, 0,003, 0,01, 0,03, 0,1, 0,2 µM de DBDPE (concentrations dépassant celles signalées chez les espèces sauvages) (n = 3 réplicats par groupe de traitement); incubées pendant 36 heures. La viabilité des hépatocytes n'a pas été touchée par le DBDPE (ou n'importe quel produit ignifuge bromé). Le DBDPE a produit 29 et 59 fois plus (4/5) d'isoenzymes à 0,2 uM.

Des études existantes sur des mammifères et des oiseaux laissent entendre que même si le DBDPE peut être biodisponible pour les espèces sauvages, il ne présente pas d'effet toxique manifeste (aucun effet à la plus forte dose), et les organismes peuvent indiquer un potentiel de métabolisme du DBDPE. Toutefois, des études récentes au niveau des molécules (oiseaux et poissons) laissent entendre que le DBDPE peut affecter les niveaux d'activité enzymatique chez les espèces d'essai.

Les valeurs critiques de toxicité estimées à 754 et 458 mg/kg p.c. par jour chez des espèces sauvages ont été déterminées à l'aide de la méthode des valeurs toxicologiques de référence (Sample *et al.*, 1996), selon laquelle des effets chez les rats ont été normalisés à un poids corporel typique du vison d'Amérique (*Mustela vison*) et de la loutre de rivière (*Lontra canadensis*) respectivement, qui sont des espèces sauvages représentatives (Environnement Canada, 2015, pour des détails sur les calculs et les valeurs d'entrée). Des paramètres de toxicité (DSENO = 1 000 mg/kg jour) tirés de l'étude de Margitich (1992) ont été choisis à partir d'une série d'essais en laboratoire sur des rongeurs afin de déterminer une valeur toxicologique de référence (VTR), sur la base d'une étude de la toxicité subchronique par voie orale de 90 jours menée sur des rats [voir la section sur l'évaluation de la santé, Margitich (1992)]. Un facteur d'évaluation de 10 a été appliqué pour représenter l'extrapolation d'une valeur sans effet subchronique à une valeur sans effet chronique. La VTR obtenue variait de 45,8 à 75,4 mg/kg par jour dans les aliments pour le vison et la loutre de rivière, respectivement.

9.1.5 Effets des dérivés sur l'environnement

Des prévisions modélisées de la toxicité aquatique ont été effectuées pour des dérivés potentiels du DBDPE (annexe C, tableau C-5). Similairement au DBDPE, l'environnement pélagique est peu susceptible d'être la voie d'exposition la plus importante pour les BDPE plus bromés très hydrophobes (p. ex., octaBDE et nonaBDE, et nonaBDE et DBDPE hydroxylés), mais il fournit les seules données de toxicité pour les dérivés et sert ainsi de niveau grossier d'évaluation. Le modèle ECOSAR (2012) classe les pentaBDE aux nonaBDE comme organiques neutres sur la base de leur structure chimique. Deux dérivés potentiels prévus par le modèle CATALOGIC (2012) comprennent les nonaBDE hydroxylés (classés comme phénols) et les acides phényles bromés (classés comme acides halogénés, acides halogénés de vinyle ou d'allyle, et organiques neutres). Le dérivé de DBDPE hydroxylé prévu par le modèle CPOP (2012)

de métabolisme chez des rats a été défini comme un alcool benzylique en plus d'organique neutre. En général, on a estimé que la plupart des groupes de dérivés prévus avaient des effets toxiques chroniques à de très faibles concentrations ($<< 1 \text{ mg/L}$) pour certains paramètres au moins, ce qui constitue une préoccupation si les substances se forment dans l'environnement. Par ailleurs, on a estimé que les nonaBDPE, octaBDPE et nonaBDE hydroxylés n'avaient pas d'effet à la concentration de saturation en raison de leur très faible hydrosolubilité et de leur $\log K_{oe}$ élevé (> 8).

Étant donné que les dérivés potentiels devraient être plus biodisponibles et plus susceptibles d'être bioaccumulables que le DBDPE d'origine, la toxicité aquatique prévue à de faibles concentrations doit être prise en compte, malgré l'incertitude liée au modèle. Même si l'on ne dispose pas de données empiriques sur la toxicité pour les BDPE moins bromés, des données sur le décaBDE sont également prises en compte et appuient l'hypothèse selon laquelle les dérivés pourraient être intrinsèquement toxiques (p. ex., des tétraBDE aux hexaBDE) (Environnement Canada, 2006).

9.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement

Les concentrations de DBDPE mesurées dans l'environnement ont été présentées et des données limitées sur les concentrations de DBDPE dans l'eau au Canada ont été recensées. Par conséquent, les concentrations environnementales ont donc été évaluées sur la base des renseignements canadiens disponibles, y compris les estimations relatives aux quantités estimées de la substance, les estimations relatives aux taux de rejets et les caractéristiques du milieu récepteur. Des concentrations environnementales ont été estimées pour des scénarios de rejets industriels, tel qu'il est décrit ci-après.

9.2.1 Scénarios d'exposition industrielle et concentrations environnementales estimées

Une exposition aquatique au DBDPE devrait avoir lieu si la substance est rejetée durant les procédés de fabrication industrielle (p. ex., formulation) ou directement dans un plan d'eau de surface récepteur ou un système de traitement des eaux usées qui rejette ses effluents dans un plan d'eau de surface récepteur. La concentration de la substance dans les eaux réceptrices près du point de rejet de système d'assainissement est utilisée comme concentration environnementale estimée (CEE) dans l'évaluation du risque (p. ex., pour l'eau et les sédiments) que pose la substance en milieu aquatique. On peut la calculer à l'aide de l'équation suivante :

$$CEE = [1000 \times Q \times L \times (1 - R)] / (N \times F \times D)$$

où

CEE : concentration en milieu aquatique due aux rejets industriels, en mg/L
Q : quantité de substance totale utilisée chaque année sur un site industriel, en kg/an

L :	pertes dans les eaux usées, fraction
R :	taux d'élimination du système de traitement des eaux usées, fraction
N :	nombre de jours de rejets annuels, en jour/an
F :	débit de l'effluent du système d'assainissement des eaux usées, en m ³ par jour
D :	facteur de dilution dans l'eau réceptrice, sans dimension

Étant donné que le DBDPE est utilisé par des installations industrielles et qu'il devrait être rejeté dans l'eau, plusieurs scénarios prudents de rejets industriels en milieu aquatique ont été élaborés pour couvrir une gamme d'activités industrielles potentielles diverses au Canada. Ces scénarios incluent des composés en caoutchouc et en plastique, des moules à injection en plastique, des installations d'extrusion du plastique, des installations d'enduction d'envers pour textiles, et d'autres installations utilisant du DBDPE pour des activités industrielles non précisées [voir Environnement Canada (2015) pour des descriptions des scénarios industriels). Des renseignements provenant de différentes installations prises en compte ont été recueillis, et les scénarios ont reflété des pratiques et des conditions prévues, y compris le type de traitement des eaux usées, les rejets directs ou indirects dans les milieux récepteurs, et l'environnement récepteur.

Le tableau 9-3 présente la série de données d'entrée sur le DBDPE utilisée pour estimer les concentrations de la substance dans le milieu aquatique près du point de rejet industriel. D'après ces hypothèses, ces scénarios industriels donnent des concentrations environnementales totales estimées dans le milieu aquatique de $3,0 \times 10^{-7}$ à $2,1 \times 10^{-3}$ mg/L. Les valeurs de CEE représentent les concentrations totales de DBDPE (associées aux particules et dissoutes) dans le plan d'eau récepteur près du point de rejet à chaque site et, dans certains cas, ces concentrations ont dépassé la limite d'hydrosolubilité du DBDPE (c.-à.-d. limite de DBDPE dissous) d'un à plus de deux ordres d'importance. Les plus fortes CEE découlent de scénarios industriels impliquant des rejets importants. Ces scénarios présentent également des incertitudes (p. ex., industries du textile ou industries non précisées) et sont jugés plus prudents.

Tableau 9-3. Résumé des valeurs d'entrée utilisées pour les scénarios qui estiment les concentrations aquatiques provenant des rejets industriels du DBDPE

Intrant	Valeur	Justification et référence
Quantité utilisée par site (kg)	1 000 à 1 000 000	Enquête ou déclaration de substances nouvelles en vertu de l'article 71
Pertes dans les eaux usées (%)	0,001 à 1,0	OCDE, 2004, 2009
Efficacité d'élimination du système de traitement des eaux usées (%)	0, 59,7 ou 94	Prévision sans traitement, avec traitement primaire ou traitement secondaire
Nombre de jours de rejets annuels (jours)	250 ou 350	Hypothèse standard liée à la CE pour des rejets continus ou données de

Intrant	Valeur	Justification et référence
		I'INRP
Débit de l'effluent du système d'assainissement des eaux usées, en m ³ par jour	2 900 à 400 000	Données sur un réseau d'assainissement propre au site
Facteur de dilution (-)	1 à 10	Débit du réseau d'assainissement propre au site/débit de l'environnement récepteur. Lorsque le facteur de dilution était supérieur à 10, une valeur maximale par défaut de 10 a été utilisée.

Une méthode du partage eau-sédiment à l'équilibre a été utilisée pour estimer la concentration de DBDPE dans les sédiments benthiques. Cette approche est basée sur un principe de répartition décrite par l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA, 2010) et intègre deux autres méthodes de calcul supplémentaires. La première méthode consiste à estimer la concentration de la substance dans la phase aqueuse (réellement dissoute) de l'eau sus-jacente de sa concentration totale, selon des études menées par Gobas (2007 et 2010). La deuxième méthode consiste à estimer la concentration de la substance dans les sédiments benthiques à partir de sa concentration dans la phase aqueuse de l'eau sus-jacente sur la base d'une hypothèse de partage à l'équilibre entre les sédiments benthiques et l'eau sus-jacente, tel qu'il est décrit par le National Center for Environmental Assessment de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA, 2003). À l'équilibre, la concentration environnementale estimée (CEE) dans les sédiments benthiques peut être en corrélation, de façon linéaire, avec la concentration dans la phase aqueuse de l'eau sus-jacente. Des scénarios d'exposition des sédiments ont été élaborés dans le cadre d'une extension des scénarios de rejets industriels dans le milieu aquatique décrits ci-dessus pour déterminer l'équilibre des CEE dans les sédiments normalisées à une teneur en carbone organique de 4 % (une teneur en carbone organique typique dans les sédiments benthiques pour les rivières et les lacs). Toutefois, lorsque les valeurs de CEE dans le milieu aquatique étaient supérieures à l'hydrosolubilité ($8,10 \times 10^{-6}$ mg/L), la limite d'hydrosolubilité du DBDPE a été utilisée pour la limite supérieure, et les CEE dans l'eau obtenues variaient de $3,0 \times 10^{-7}$ mg/L à $8,1 \times 10^{-6}$ mg/L. Les CEE obtenues dans les sédiments benthiques variaient de 0,01 à 0,24 mg/kg ps.

Une méthode décrite par l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA, 2010) a été utilisée afin de déterminer les CEE dans le sol découlant de l'épandage de biosolides d'eaux usées sur des terres. Cette méthode utilise les quantités de biosolides accumulés dans la couche supérieure de 20 cm du sol (profondeur de labourage) au cours d'une période de dix années consécutives comme fondement pour les CEE dans le sol. Selon une hypothèse sous-jacente de la méthode, il n'y avait aucune perte en raison de la dégradation, de la volatilisation, du lessivage ou du ruissellement au moment de la pénétration des substances dans les sols à la suite de l'épandage de

biosolides. Cette hypothèse a permis d'obtenir des CEE dans le sol prudentes. Des scénarios d'exposition dans le sol ont été élaborés dans le cadre d'une extension des scénarios de rejets dans le milieu aquatique décrits ci-dessus, à l'aide des concentrations dans les boues et des taux de production basés sur des usines de traitement des eaux usées propres au site. La concentration estimée dans les biosolides variait de 0,1 mg/kg ps à 730 mg/kg ps, ce qui est bien au-dessus de la plage actuelle de concentrations de DBDPE dans les biosolides déclarée au Canada (de 0,034 à 0,220 mg/kg ps). Les CEE dans le sol ont été normalisées à 2 % de carbone organique (ECHA, 2010) ou pour une application sur plus de dix ans (20 cm), et les valeurs de CEE obtenues variaient de 0,0047 à 25,3 mg/kg ps.

9.2.2 Scénarios d'exposition liée aux produits de consommation et concentrations environnementales estimées

En plus de sources industrielles de DBDPE, les produits commerciaux et de consommation représentent une source potentielle de DBDPE dans l'environnement, notamment par la volatilisation et par la production de particules découlant de l'abrasion (BESC, 2004). La présence de DBDPE dans des échantillons de poussière (voir la section sur la santé humaine) et les milieux de stations de traitement des eaux usées (influent, effluent et boues d'épuration) (Ricklund *et al.*, 2008, Kolic *et al.*, 2009, Davis *et al.*, 2012, Kim *et al.*, 2014), appuient le fait que la substance peut être rejetée à partir de produits de consommation (Davis *et al.*, 2012, Melymuk *et al.*, 2014), bien qu'il y ait peu de publications quantifiant ces rejets. Même si des taux de rejets au cours de la durée de vie utile de produits commerciaux et de consommation n'ont pas été déterminés pour le DBDPE, une étude menée par Kemmlein *et al.* (2003) a déterminé un taux d'émission spécifique (TES) de 0,3 ng/m²/h pour le décaBDE (découlant d'un mélange d'octaBDE commercial) au cours d'un essai de 105 jours sur un boîtier de téléviseur (23 °C). Un rapport de l'OCDE (2009) définit la volatilité potentielle dans l'atmosphère liée à la durée de vie utile pour des produits ignifuges organiques génériques présents dans des plastiques; cette volatilité est estimée à 0,05 % au cours de la durée d'utilisation pour l'utilisation intérieure et extérieure. Cependant, cette valeur générique pourrait être une surestimation pour une très faible volatilité de produit ignifuge organique comme le DBDPE. On considère que des rejets environnementaux de la substance découlant de polymères plastiques par lessivage sont possibles, même s'ils devraient être faibles, étant donné que de nombreux produits définis comme contenant du DBDPE n'entreront pas en contact avec l'eau de façon régulière (p. ex., produits électroniques). Le rejet potentiel de produits ignifuges organiques dans l'eau découlant de plastiques au cours de leur durée de vie utile est estimé à 0,05 % pendant la durée d'utilisation, si la substance est destinée à une utilisation intérieure, ou à 0,16% si la substance est destinée à une utilisation extérieure (OCDE, 2009). La grande majorité des produits serait emmurée ou destinée à un usage intérieur; ainsi, le taux de rejet de 0,05 % est applicable et peut être une surestimation puisque le contact avec l'eau n'est pas prévu.

La recherche actuelle sur les rejets de décaBDE issus de produits a été examinée en vue d'étudier le comportement potentiel du DBDPE, en raison du manque de données

sur cette substance. D'après des mesures effectuées à Toronto (Canada), Melymuk *et al.* (2014) ont proposé une voie typique de rejet de PBDE en milieu urbain, comme suit :

- rejets issus de produits de consommation en environnement intérieur (p. ex., par volatilisation ou par abrasion de produits contenant une substance ignifuge), puis transport (de poussière) dans l'environnement extérieur;
- dépôts sur des surfaces;
- lavage dans les eaux pluviales d'orage.

L'examen de chargements de décaBDE dans le lac Ontario provenant de Toronto a déterminé que 30 % du chargement total se faisait par l'entremise de sources de stations de traitement des eaux usées, environ 60 % du chargement se faisait par des affluents, et moins de 8 % du chargement se faisait par des dépôts atmosphériques (particules sèches et humides) (Melymuk *et al.*, 2014). En supposant une voie similaire pour les rejets de DBDPE issus de produits, les concentrations mesurées disponibles dans l'eau, les sédiments et les biosolides (Kim *et al.*, 2014) sont bien en dessous des concentrations estimées par des scénarios d'exposition liée à des utilisations industrielles. Par conséquent, les scénarios existants semblent adéquats en matière de protection d'autres rejets potentiels découlant de produits commerciaux et de consommation.

Divers mécanismes de transfert de produit ignifuge organique à partir de produits de consommation dans la poussière ont été proposés (Toms *et al.*, 2011). Dans une étude, des vêtements renfermant de la poussière ont été proposés comme source importante d'additifs ignifuges, y compris le DBDPE transféré dans les systèmes de traitement des eaux usées par des activités de nettoyage et de lavage (Schreder et La Guardia, 2014, Melmyuk *et al.*, 2014).

Schreder et La Guardia (2014) ont mesuré la concentration moyenne de DBDPE dans de la poussière domestique et des eaux usées de lavage échantillonnées dans 20 habitations au nord-ouest des États-Unis entre 2011 et 2012. La concentration moyenne de DBDPE dans les eaux usées de lavage était de 24,5 ng/L. Il est à noter que la concentration de DBDPE dans les eaux usées de lavage est légèrement supérieure à l'hydrosolubilité modélisée, mais qu'elle peut refléter une concentration totale. Les auteurs ont également mesuré les concentrations de DBDPE dans les influents et les effluents à deux stations de traitement des eaux usées desservant ces habitations. Ces stations reçoivent plus de 80 % de leurs volumes entrants de ménages, avec des rejets de produits ignifuges inconnus provenant des sources industrielles restantes. À l'aide des proportions d'influents prévues à partir des eaux usées de lavage et des ménages, les auteurs ont déterminé que les eaux usées de lavage pourraient constituer la principale source de produits ignifuges organiques dans ces stations de traitement des eaux usées (Schreder et La Guardia, 2014).

Des données sur les eaux usées de lavage du nord-est des États-Unis issues de l'étude de Schreder et La Guardia (2014) sont jugées suffisamment représentatives pour établir un scénario d'exposition pertinent pour les eaux usées de lavage au Canada,

notamment comme voie de rejet de DBDPE découlant de produits de consommation dans l'environnement. Environnement Canada indique que l'utilisation moyenne d'eau domestique est de 343 L/jour par Canadien, dont 20 % sont utilisés pour le lavage (Environnement Canada, 2013-2014). Ces valeurs, multipliées par 365 jours/an, 35 540 400 de Canadiens et les concentrations moyennes de DBDPE dans les eaux usées de lavage déclarées précédemment, donnent un rejet national annuel de 21,8 kg/an de DBDPE (Schreder et La Guardia, 2014, Statistique Canada, 2014).

Dans l'ensemble, les rejets issus de produits de consommation devraient être géographiquement dispersés et se propager pendant la durée de vie utile et la fin de vie utile de ces produits. Le faible taux de rejet de 21,8kg/année, dispersé dans tout le Canada, suggère que le potentiel d'exposition au DBDPE provenant des eaux usées de lavage est plus faible que le potentiel d'exposition lié aux sources industrielles. Par conséquent, les scénarios d'exposition provenant des utilisations industrielles présentées ci-dessus paraissent protéger adéquatement des rejets potentiels dus aux eaux usées de lavage.

Tandis que le scénario relatif au lavage présenté ci-dessus tient compte d'une source majeure de rejet dans l'environnement au cours de la durée de vie utile de produits de consommation, il y a une absence de données permettant de quantifier l'élimination de déchets solides de poussière et les rejets en fin de vie utile découlant de tous les articles manufacturés, y compris de sources non résidentielles. Par exemple, on a décelé dans de l'eau d'infiltration provenant d'un site de recyclage du métal en Norvège une concentration moyenne de DBDPE de 80 ng/L, bien que le DBDPE n'ait pas été détecté dans l'eau d'infiltration d'un site d'enfouissement municipal dans la même étude (Nyholm *et al.*, 2013).

9.2.3 Exposition des produits de dégradation

Sans données empiriques sur les dérivés potentiels du DBDPE, les méthodes d'estimation de l'exposition potentielle à ces substances dans l'environnement sont limitées. On suppose que la quantité de dérivés est inférieure aux volumes déclarés pour le DBDPE d'origine. À l'aide de rapports dérivés de DBDPE prévus-DBDPE générés à l'aide du modèle CPOP (2012) et en fonction de la voie de transformation, les rapports molaires de dérivés initiaux pourraient varier entre 3 % et 6 % de DBDPE (formation de nonaBDPE ou de nonaBDE hydroxylé par biodégradation aérobie), à 31 % et 56 % de DBDPE (DBDPE hydroxylé et nonaBDE hydroxylé prévus pour des produits du métabolisme de rats *in vivo*). Les rapports molaires liés au métabolisme de rats *in vivo* indiquent qu'un tiers à la moitié du DBDPE d'origine biodisponible pour les organismes pourrait être transformé, ce qui pourraient avoir des conséquences pour l'exposition des espèces sauvages. Toutefois, les preuves présentées laissent supposer que seule une petite fraction du DBDPE sera biodisponible (voir la section sur la bioaccumulation), limitant ainsi l'exposition des espèces sauvages à ces produits de biotransformation. Les rapports molaires pour la biodégradation aérobie pourraient être les plus pertinents pour le DBDPE relevé dans le sol et éventuellement dans les sédiments ou les eaux usées/boues/biosolides. Un faible rapport (3 à 6 %) est attribué à

ces dérivés relativement au DBDPE d'origine; cependant, similairement au DBDPE, les modèles indiquent que certains produits de transformation pourraient être persistants et, par conséquent, entraîner leur bioaccumulation dans l'environnement sur de longues périodes. En outre, ce pourcentage de transformation est similaire à celui de la débromation du décaBDE mesurée dans des microcosmes sédimentaires sur une période d'un mois (perte de décaBDE marqué au carbone 13 jusqu'à un pourcentage de 3,5 % de PBDE total) (Orihel *et al.* 2015), ainsi qu'à la transformation de décaBDE prévue à l'aide du modèle CPOP (2012). Le rapport molaire des BDPE moins bromés (c.-à.-d. octaBDE et moins) devrait être inférieur à 1 % relativement au DBDPE d'origine. Par conséquent, même s'il semble, d'après les rapports molaires prévus pour la voie de dégradation, que les dérivés devraient représenter une fraction mineure par rapport au DBDPE d'origine, ils constituent une fraction similaire à celle prévue/mesurée pour l'analogue décaBDE. Par ailleurs, si les concentrations de DBDPE dans l'environnement continuent d'augmenter, le gisement de dérivés potentiel devrait également augmenter.

9.3. Caractérisation des risques pour l'environnement

9.3.1 Analyse du quotient de risque

Une analyse du quotient de risque, intégrant des estimations prudentes de l'exposition aux renseignements liés à la substance, a été réalisée pour les sédiments et le sol ainsi que pour les espèces sauvages, afin de déterminer si la substance pourrait avoir des effets nocifs sur l'environnement au Canada. On n'a pas mené d'analyse du quotient de risque pour le milieu aquatique pélagique en raison de la faible pertinence et de données de toxicité peu fiables.

Les scénarios industriels propres au site (tenant compte des réels plans d'eau récepteurs) présentés ci-dessus ont donné des concentrations environnementales (CEE) de $3,0 \times 10^{-7}$ mg/L à $8,1 \times 10^{-6}$ mg/L (hydrosolubilité). Ces valeurs de CEE représentent le niveau d'exposition dans les eaux réceptrices près du point de rejet. En utilisant des CEE en milieu aquatique pour déterminer les CEE à l'équilibre dans les sédiments, normalisées à 4 % de carbone organique, les valeurs de CEE dans les sédiments obtenues variaient de 0,01 à 0,24 mg/kg ps. Une CESE a été calculée à partir de valeurs de toxicité chronique chez des organismes vivant dans les sédiments, donnant une valeur de 1 111 mg/ kg ps (voir la section sur l'évaluation des effets sur la santé). Les quotients de risque obtenus ($CEE/CESE$) = $8,0 \times 10^{-6}$ à $2,2 \times 10^{-4}$. Par conséquent, l'occurrence d'effets néfastes sur les organismes est peu probable pour ces scénarios industriels, dans une marge d'erreur supérieure à 1 000 fois.

Les CEE prévues dans le sol découlant de l'épandage de biosolides d'eaux usées sur les terres (normalisées à 2 % de carbone organique) variaient de 0,0047 à 25,3 mg/kg ps. La CESE pour les organismes du sol est calculée à 180,7 mg/kg ps (voir la section liée à l'évaluation des effets sur l'environnement). Les quotients de risque ($CEE/CESE$) varient de $2,6 \times 10^{-5}$ à 0,14. Par conséquent, l'occurrence d'effets néfastes sur les organismes est peu probable à ces sites, dans une marge d'erreur de dix fois.

La dose journalière admissible (DJA) chez des espèces sauvages a été calculée à partir de la DJA pour le vison d'Amérique (*Mustela vison*) et la loutre de rivière (*Lontra canadensis*) consommant du poisson, en suivant l'approche de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (1993). En calculant la DJA, une concentration dans les tissus du foie de grands brochets de 0,00378 mg/kg (ph) a été choisie et assimilée à la concentration corporelle à titre d'hypothèse prudente. Cette valeur représentait la plus forte concentration de DBDPE dans le biote canadien (Houde *et al.*, 2014), donnant une DJA de 0,0007 (loutre) à 0,002 (vison) mg/kg p.c. par jour [voir le document des renseignements à l'appui (Environnement Canada, 2015) pour des détails sur les données d'entrée modélisées pour le calcul de la DJA]. Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) étaient de 75,4 (vison) et 45,8 (loutre) mg/kg p.c. par jour (voir la section liée à l'évaluation des effets sur l'environnement). Les quotients de risque (DJA/VTR) obtenus sont de $9,48 \times 10^{-6}$ pour le vison et $4,07 \times 10^{-5}$ pour la loutre, ce qui indique que même avec des hypothèses prudentes, les concentrations actuelles de DBDPE dans le biote canadien sont susceptibles de dépasser les seuils d'effets mineurs, dans une marge d'erreur supérieure à 1 000 fois (tableau 9-4).

Tableau 9-4. Quotients de risque obtenus pour différents milieux et scénarios d'exposition au DBDPE

Milieu	Scénario	CESE/VTR	CEE/DJA	QR
Sédiments	Rejets industriels dans l'eau	1 111 mg/kg ps	0,01 à 0,24 mg/kg ps	$8,0 \times 10^{-6}$ à $2,2 \times 10^{-4}$
Sol	Épandage de biosolides sur le sol	180,7 mg/kg ps	0,0047 à 25,3 mg/kg ps	$2,6 \times 10^{-5}$ à 0,14
Faune	Piscivores – DJA (vison/poisson)	75,4 (vison) et 45,8 (loutre) mg/kg p.c. par jour	0,0007 (loutre) à 0,002 (vison) mg/kg p.c. par jour	$9,48 \times 10^{-6}$ (vison) $4,07 \times 10^{-5}$ (loutre)

9.3.2 Examen des éléments de preuve et conclusion

Le DBDPE ainsi que ses dérivés devraient être persistants dans l'air, l'eau et les sédiments. Il est difficile de tirer une conclusion sur le DBDPE d'après les données limitées sur la bioaccumulation; cependant le poids de la preuve à ce jour laisse entendre que le DBDPE lui-même devrait avoir un potentiel de bioaccumulation faible à modéré. Toutefois, compte tenu de l'analogue décaBDE et des études préliminaires et de modélisation sur les dérivés du DBDPE, il existe une certaine préoccupation concernant la formation potentielle de dérivés bioaccumulables (et plus dangereux) qui peuvent être considérés comme des analogues de polybromodiphényléthers (PBDE) moins bromés. L'évaluation écologique préalable sur les PBDE (juin 2006) a conclu que les PBDE moins bromés, notamment le tétraBDE, le pentaBDE et l'hexaBDE, répondent aux critères décrits dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE 1999.

Cependant, les quantités élevées de DBDPE qui sont importées au Canada et les utilisations de cette substance indiquent un risque de rejet généralisé dans l'environnement au Canada. Une fois rejeté dans l'environnement, le DBDPE se retrouvera principalement dans les sédiments et le sol, où il est susceptible de persister pendant de longues périodes, entraînant l'accumulation de la substance, comme le montrent les temps de doublement rapide dans les sédiments des Grands Lacs. Le DBDPE, par adsorption aux particules, présente également un potentiel de transport à grande distance et de dépôt dans des zones éloignées, d'après des résultats de la modélisation du transport à grande distance et de certaines mesures dans des zones éloignées. La plupart des premières études sur les dangers indiquent que le DBDPE démontre un fort potentiel de toxicité pour les sédiments aquatiques, les organismes terrestres et les espèces sauvages; toutefois, certaines incertitudes subsistent quant au mode d'action du DBDPE. Au moins un ensemble d'études du DBDPE en milieu aquatique (même s'il utilisait des solvants) indique des effets au niveau moléculaire à de faibles concentrations; une récente étude sur l'analogue décaBDE a également déclaré des effets sur des organismes aquatiques (exposition dans l'eau, les sédiments et par voie alimentaire) à de faibles concentrations, ce qui justifie l'application du principe de prudence. Des données modélisées sur la toxicité aquatique de dérivés potentiels du DBDPE laissent supposer des effets à de faibles concentrations dans la plage d'hydrosolubilité. Le manque de données empiriques sur la toxicité (p. ex., pour les organismes pélagiques, benthiques et du sol) pour des dérivés potentiels est une importante source d'incertitude, ce qui justifie l'application du principe de prudence. Même s'il semble que, sur la base des rapports molaires de la voie de dégradation, les dérivés devraient représenter une fraction mineure comparativement au DBDPE d'origine; ils constituent toutefois une fraction similaire aux fractions prévues/mesurées de produits de débromation du décaBDE, et si les concentrations de DBDPE continuent d'augmenter (comme cela est visible dans les sédiments des Grands Lacs), le gisement de dérivés bromés potentiels du DBDPE pourrait devenir important.

Ces renseignements indiquent que le DBDPE peut causer des effets écologiques nocifs au Canada.

9.3.3 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement

L'un des principaux domaines d'incertitude influant sur les résultats de l'évaluation est l'« incertitude analytique ». Le DBDPE est un produit ignifuge bromé difficile à analyser; ainsi, le taux d'incertitude quant à cette substance peut atteindre 40 % à 60 % selon l'étalon interne utilisé pour la quantification (comm. pers., A. Covaci). La mesure inexacte du DBDPE dans les divers milieux peut avoir une incidence sur l'évaluation impliquant des données mesurées et, plus important encore, sur l'évaluation de la bioaccumulation et du danger.

On sait avec un degré élevé de certitude que le DBDPE est très stable dans l'environnement, notamment en raison de son long temps de séjour.

On manque de données mesurées et de laboratoire sur le potentiel de bioaccumulation pour le DBDPE (c.-à-d. les FBA et les FBM). De manière générale, les données existantes sur la bioaccumulation du DBDPE sont limitées et incertaines, et des mesures effectuées en laboratoire et sur le terrain de qualité fiable ne sont pas disponibles. Tandis que le poids de la preuve actuel indique un potentiel de bioaccumulation faible à modéré, les valeurs de $\log K_{oe}$ et de $\log K_{oa}$ indiquent que le DBDPE peut subir une bioamplification dans les réseaux trophiques terrestres à la suite d'une exposition alimentaire. Une sous-estimation de la biodisponibilité du DBDPE pourrait donner lieu à une sous-estimation de l'exposition d'organismes au DBDPE. Un niveau de confiance modéré est attribué à la conclusion d'un potentiel de bioaccumulation du DBDPE faible à modéré.

Des CESE et des VRT ont été définies aux fins de l'analyse des risques, sur la base des VCT tirées d'études de la toxicité du DBDPE dans le sol, les sédiments et chez des rongeurs, qui ont déclaré peu ou pas de toxicité. Toutefois, il existe des lacunes en matière de données sur la toxicité du DBDPE pour la faune et ses effets sur les espèces pélagiques et les organismes vivant dans les sédiments et le sol résultant d'une exposition prolongée au DBDPE (p. ex. pendant la durée de vie et sur plusieurs générations). En outre, on recense des études récentes sur la toxicité de l'analogue décaBDE en milieu aquatique et sédimentaire, qui signalent des effets à de plus faibles concentrations (p. ex., des concentrations dix fois plus faibles dans les sédiments que les CESE actuelles); bien qu'il y ait également des incertitudes liées à ces études, il est possible que les futures études de toxicité sur le DBDPE déterminent des effets similaires à de faibles concentrations. Cette incertitude a été prise en compte dans l'application du principe de prudence et la conclusion proposée pour l'évaluation. En raison de résultats sur la toxicité aquatique peu fiables et d'hypothèses de faible pertinence quant à l'exposition au DBDPE en milieu pélagique, le risque n'a pas été déterminé pour le milieu aquatique pélagique. Cela peut représenter une source d'incertitude relativement au risque pour les organismes aquatiques; cependant, l'exposition au DBDPE en milieu pélagique est jugée plus faible que les expositions par l'entremise de la chaîne alimentaire benthos et benthique. Généralement, le niveau de confiance à l'égard des résultats de toxicité du DBDPE est faible à modéré.

Il existe des incertitudes liées au manque de données sur les concentrations de la substance dans l'environnement canadien, plus particulièrement dans l'eau, le sol, les sédiments et le biote. Malgré cette limite, des scénarios d'exposition ont été élaborés pour des analyses de risque selon les meilleurs renseignements disponibles, et ils sont considérés comme suffisamment prudents pour caractériser les risques potentiels associés aux rejets de DBDPE dans l'environnement canadien. Même avec des hypothèses prudentes sur les importantes quantités de DBDPE utilisées à des sites industriels, les quotients de risque étaient bien inférieurs à 1, ce qui indique un risque faible.

L'évaluation de l'exposition se concentre sur la pollution industrielle ponctuelle comme étant la plus pertinente en ce qui a trait au DBDPE dans l'environnement. Partant d'une utilisation comme additif ignifuge, une certaine quantité de DBDPE migrera des

produits, tel que le montrent les concentrations de la substance dans la poussière domestique (voir la section sur l'évaluation des risques pour la santé humaine). Dans le cadre de la présente évaluation, on dispose de peu de renseignements caractérisant les rejets potentiels découlant de produits utilisés et survenant pendant l'élimination ou le recyclage en fin de vie utile. Aucune donnée canadienne sur les lixiviats de DBDPE dans les sites d'enfouissement n'a été recensée à ce jour, mais ces données pourraient être utiles pour interpréter les rejets en fin de vie utile. La quantité de DBDPE dans des produits (y compris tous les produits importés et utilisés) pourrait être élevée; cependant, d'après des données disponibles sur l'analogue décaBDE, on suppose que d'importantes voies de rejets de DBDPE sont couvertes dans le cadre des scénarios de rejets industriels actuels. Par ailleurs, le scénario impliquant la poussière et les eaux usées lavage basé sur des mesures de DBDPA aux États-Unis indique que les rejets de DBDPE prédits pour cette source d'exposition au Canada sont aussi inclus dans les présents scénarios de rejet industriel. Globalement, il y a un niveau de confiance modéré à l'égard des scénarios d'exposition aux DBDPE.

La plus forte incertitude dans la présente évaluation est liée au manque de données sur la présence de dérivés du DBDPE dans l'environnement; on ne sait pas quels sont les dérivés qui peuvent être produits dans l'environnement ainsi que les quantités de ces derniers. On dispose de très peu de données sur les dérivés, et les quelques études en laboratoire signalant la dégradation du DBDPE portent sur la photodégradation dans des solvants, qui n'est pas pertinente sur le plan environnemental. Cependant, sur la base de l'analogue chimique décaBDE, la débromation du DBDPE dans l'environnement devrait avoir lieu. Bien que les seuls produits débromés du DBDPE définis à ce jour dans des études empiriques soient les nonaBDE (dans les sédiments et les solvants) jusqu'aux heptaBDPE (solvants uniquement), la débromation du DBDPE en hexaBDE et pentaBDPE devrait également avoir lieu sur la base de l'analogue proche décaBDE.

Par conséquent, même si la présente évaluation prévoit que les dérivés du DBDPE aient une persistance globale, un potentiel de bioaccumulation et une écotoxicité élevés, il doit être considéré qu'il y a une incertitude quant à ces estimations. On ne recense aucune étude expérimentale évaluant les propriétés physiques et chimiques, la persistance, le potentiel de bioaccumulation, ou la toxicité de dérivés débromés du DBDPE en vue de vérifier les valeurs prévues. Les dérivés prévus s'inscrivent dans le domaine des modèles de persistance et de bioaccumulation présentés, mais il y a moins de certitude quant aux prévisions de la toxicité aquatique. Il est possible que la toxicité aquatique soit surestimée pour les dérivés. Cependant, sur la base de l'analogue décaBDE, on s'attend à ce que les dérivés de DBDPE soient plus biodisponibles et dangereux que le DBDPE d'origine.

10. Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

10.1 Évaluation de l'exposition

10.1.1 Milieux naturels et aliments

Le DBDPE est associé à une hydrosolubilité négligeable et à une très faible volatilité, est il devrait se répartir principalement dans la poussière et les sédiments lorsqu'il est rejeté dans l'environnement. En milieu résidentiel, le DBDPE est une composante courante de la poussière domestique. D'après les taux d'absorption dans l'air, l'eau, les aliments, la poussière, et le sol d'une étude de Santé Canada (1998), l'absorption totale estimée du DBDPE à partir des milieux naturels et d'aliments pour la population canadienne varie de 0,001 pour les adultes âgés de plus de 60 ans, à 0,061 µg/kg p.c. par jour pour les nourrissons âgés de 0 à 6 mois. La poussière est le principal facteur contribuant à l'exposition journalière totale liée aux milieux naturels et aux aliments. Ces résultats sont résumés à l'annexe D.

Les concentrations en milieu naturel choisies pour calculer l'absorption estimée sont décrites dans les sections suivantes :

10.1.1.1 Air

Air ambiant

Des concentrations de DBDPE signalées dans l'air ambiant sont présentées dans le document de renseignements à l'appui (Environnement Canada, 2015).

Aucun relevé de DBDPE dans l'air ambiant canadien n'a été recensé, bien que le DBDPE ait été détecté dans des noyaux de glace de l'île Devon (Nunavut) (Meyer *et al.*, 2012). Par ailleurs, le DBDPE a été détecté dans des échantillons d'air ambiant d'autres pays. La concentration atmosphérique de DBDPE aux États-Unis est surveillée dans le cadre du Réseau de mesure des dépôts atmosphériques (RMDA), avec des données publiées disponibles de 2003 à 2011. La plus forte concentration moyenne (phases gazeuse et particulaire) déclarée pour un site urbain à Cleveland (Ohio) était de 22 pg/m³, dans le cadre d'une surveillance effectuée entre 2005 et 2006 (Venier et Hites, 2008). Au cours de la même période (2005-2006), la plus faible concentration moyenne déclarée était de 1,0 pg/m³ à un site éloigné de Eagle Harbor (Michigan). Au cours de la période allant de 2005 à 2011, la plus forte concentration moyenne (phase particulaire uniquement) était de 5,2 pg/m³ à un site urbain également situé à Cleveland (Ohio), tandis que la plus faible concentration moyenne (phase particulaire uniquement) déclarée était de 1,2 pg/m³ à un site éloigné également situé à Eagle Harbor (Michigan) (Ma *et al.* 2013). Les auteurs de cette étude ont indiqué que les données étaient trop éparses pour le DBDPE afin de déterminer s'il y avait une tendance temporelle (aucune tendance parmi les cinq sites d'échantillonnage dans les Grands Lacs). Les concentrations moyennes de sept ou dix substances mesurées, y compris le DBDPE, étaient supérieures à Chicago, même si la population de Cleveland ne représente qu'un tiers de celle de Chicago, et selon les auteurs, cela pourrait être lié à la présence d'une ou de plusieurs sources industrielles de produit ignifuge à Cleveland ou dans ses environs (Ma *et al.*, 2013). Le DBDPE a aussi été détecté dans des particules atmosphériques à Aspvreten (Suède), une concentration maximale de 7,9 pg/m³ a été signalée à ce lieu éloigné (Egebäck *et al.*, 2012). Un projet d'analyse préalable nordique a déclaré des concentrations de DBDPE dans l'air ambiant à des lieux au Danemark, en

Norvège et en Suède (Coopération des pays nordiques, 2011). Parmi tous les lieux surveillés, la plus forte concentration a été signalée pour les particules atmosphériques recueillies dans une zone urbaine à Oslo (Norvège) et elle était de 44 pg/m^3 .

La concentration maximale de DBDPE dans l'air ambiant déclarée pour la Chine était de $3\,578 \text{ pg/m}^3$ dans une zone fortement industrialisée et urbanisée (Shi *et al.*, 2009). Tian *et al.* (2011) ont également déclaré un taux de dépôt de $41\,600 \text{ ng/m}^2$ par an (environ 114 ng/m^2 par jour) dans la même zone fortement industrialisée et urbanisée (ainsi que $9\,780$ et 850 ng/m^2 par an près d'un site de recyclage de déchets électroniques et à un site rural, respectivement) au sud de la Chine.

Afin de calculer l'estimation de la limite supérieure de la dose journalière découlant de l'air extérieur pour la population canadienne, la plus forte concentration moyenne signalée à Cleveland (Venier et Hites, 2008) a été utilisée, car elle est jugée représentative de l'exposition urbaine au Canada et, tel qu'il est proposé par Ma *et al.* (2013), elle peut également tenir compte des sources ponctuelles de DBDPE.

Air intérieur

Aucun rapport de DBDPE dans l'air intérieur au Canada n'a été recensé. Des études sur la qualité de l'air intérieur résidentiel à Oslo, en Norvège, et dans trois villes suédoises différentes ont décelé des concentrations non détectées à des concentrations de $0,963 \text{ ng/m}^3$ (963 pg/m^3) (Karlsson *et al.*, 2007; Cequier *et al.*, 2014). Un projet d'analyse préalable nordique a déclaré une concentration maximale de DBDPE de $0,0056 \text{ ng/m}^3$ (56 pg/m^3) dans des particules atmosphériques au sein d'un bâtiment de bureaux à Oslo (Norvège) (Coopération des pays nordiques, 2011). Le DBDPE n'a pas été détecté dans l'air intérieur de trois aéronefs au cours de vols en Suède (LD = $0,01$ picomole; Strid *et al.*, 2014), ni dans l'air intérieur d'un hôtel au Japon (Takigami *et al.*, 2009).

La concentration maximale de $0,963 \text{ ng/m}^3$ déclarée dans l'étude en Norvège (Cequier *et al.*, 2014) a été utilisée pour calculer l'estimation de la limite supérieure de l'absorption quotidienne de DBDPE dans l'air intérieur par la population canadienne.

Estimations de l'exposition par l'air (intérieur et ambiant), tel qu'il est montré dans l'annexe D. Pour l'air intérieur, les estimations de la limite supérieure allaient de $0,0002$ à $0,0005 \text{ } \mu\text{g/kg p.c. par jour}$. Pour l'air extérieur, les estimations sont inférieures à $0,0001 \text{ } \mu\text{g/kg p.c. par jour}$, ce qui est jugé négligeable.

10.1.1.2 Poussière

Le DBDPE est une composante courante de la poussière domestique et sa présence a été signalée dans de nombreux échantillons de poussière domestique. Bien que la source de DBDPE ne soit généralement pas définie, elle peut être constituée par des équipements électroniques contenant du DBDPE sous forme d'additif ignifuge ou par de la poussière pénétrant dans les habitations à partir de milieux extérieurs. Dans une

étude canadienne non publiée, cinq maisons à Toronto ont fait l'objet d'un échantillonnage chaque année de 2010 à 2012, et la concentration maximale de DBDPE dans la poussière était de 5 600 ng/g. Les auteurs de cette étude ont indiqué que les profils de poussières contenant du DBDPE pour les salons et les chambres à coucher étaient supérieurs, comparativement aux cuisines. En 2011, aucune concentration de DBDPE n'a été détectée dans des échantillons supplémentaires d'essuie-glace de cinq maisons de Toronto, ni dans la majorité des essuie-mains de personnes vivant dans ces maisons [fréquence de détection de 8 %; nombre de participants non précisé] (Diamond *et al.*, 2013). La plus forte concentration maximale de DBDPE dans de la poussière domestique aux États-Unis est de 11 070 ng/g, déclarée par Stapleton *et al.* (2008) dans une étude au cours de laquelle des échantillons ont été prélevés à 20 habitations dans la grande région de Boston. Par ailleurs, le DBDPE a été mesuré dans des échantillons de poussière prélevés à 16 habitations de San Francisco, avec la plus forte concentration déclarée à 2 800 ng/g (Dodson *et al.*, 2012).

En Europe, la plus forte concentration maximale de DBDPE signalée pour la poussière domestique était de 24 000 ng/g en Suède; elle a été mesurée dans un des six appartements échantillonnés. Cependant, dans les cinq autres appartements et dans une maison, les concentrations variaient de 470 à 2 200 ng/g (Sahlström *et al.*, 2012, Remberger *et al.*, 2014). La concentration maximale déclarée en Roumanie (12 240 ng/g) était comparable à la concentration maximale déclarée aux États-Unis (Dirtu *et al.*, 2012), et des valeurs inférieures ont été relevées dans de la poussière domestique d'Oslo (Norvège) (4 460 ng/g; Cequier *et al.*, 2014), de Prague (République tchèque) (3 567 ng/g, Kalachova *et al.*, 2012), de la région des West Midlands, Royaume-Uni (3 400 ng/g, Harrad *et al.*, 2008), de Belgique (2 126 ng/g, Ali *et al.*, 2011a) et d'Allemagne (1 570 ng/g, Fromme *et al.*, 2014). En Asie, la concentration maximale déclarée dans la poussière domestique en milieu urbain était de 16 000 ng/g en Chine (Qi *et al.*, 2014), mais des concentrations maximales plus faibles ont été déclarées dans d'autres pays : 2 175 ng/g à la ville de Koweït (Koweït) (Ali *et al.*, 2013a) et 850 ng/g à Gujrat (Pakistan) (Ali *et al.*, 2012a). La concentration maximale de DBDPE déclarée dans de la poussière domestique de Nouvelle-Zélande était de 1 430 ng/g (Ali *et al.*, 2012b). Les différences dans les concentrations observées peuvent être dues aux normes d'inflammabilité variables dans différentes régions ou à la diversité des produits de consommation présents dans chaque habitation.

Le DBDPE a également été détecté dans des environnements intérieurs non résidentiels. Parmi trois études portant sur de la poussière de salles de classe, de bureaux et de véhicules de la région des West Midlands (Royaume-Uni) (Ali *et al.*, 2011a, Goosey *et al.*, 2009, Harrad *et al.*, 2008), on a constaté que la poussière de véhicules contenait la plus forte concentration maximale de DBDPE, soit 2 900 ng/g (Harrad *et al.*, 2008). À Prague (République tchèque), la concentration maximale de DBDPE signalée dans de la poussière de véhicules était de 3 567 ng/g (Kalachova *et al.*, 2012). Les concentrations maximales de DBDPE dans de la poussière de véhicules à la ville de Koweït (Koweït) (8 200 ng/g) et à Faisalabad (Pakistan) (5 420 ng/g) étaient généralement supérieures aux concentrations déclarées pour la poussière de véhicules

en Europe. Toutefois, un échantillon de poussière dans une nouvelle voiture en Suède présentait une concentration de 92 000 ng/g (Remberger *et al.*, 2014). Au cours de vols effectués en Suède, les concentrations de DBDPE dans trois aéronefs variaient de moins de 1 460 à 5 730 ng/g (Strid *et al.*, 2014). Les concentrations maximales de DBDPE déclarées dans la poussière des bâtiments non résidentiels en Allemagne et en Suède allaient de 140 (écoles) à 8 100 ng/g (centres de conférence) (Brommer *et al.*, 2012; Remberger *et al.*, 2014). Dans une étude de 81 habitations et bâtiments urbains et ruraux en Chine, les concentrations mesurées des bâtiments urbains étaient supérieures aux concentrations des bâtiments ruraux, avec des concentrations maximales de 5 300 (bureau) à 13 000 ng/g (usine de champignons) (Qi *et al.*, 2014). La concentration la plus forte déclarée dans trois bureaux de Pékin (Chine) était de 16 200 ng/g (Cao *et al.*, 2014). Dans des installations de traitement de déchets électroniques en Thaïlande, les concentrations de DBDPE dans la poussière variaient de 380 à 44 000 ng/g (moyenne = 8 630 ng/g); les six mesures les plus élevées (de 12 500 à 44 000 ng/g) dans l'ensemble des 21 échantillons ont été associées à la poussière de salles abritant des ordinateurs personnels et des imprimantes (Ali *et al.*, 2011b). Des concentrations de 20 000 et 23 000 ng/g ont également été détectées dans un site de traitement des déchets en Suède (Remberger *et al.*, 2014).

Des résultats d'études nord-américaines sont considérés comme étant les plus représentatifs des concentrations de DBDPE dans la poussière canadienne. Étant donné que les résultats de l'étude de Toronto ont montré une plus faible concentration maximale de DBDPE dans la poussière intérieure et qu'ils reposaient sur une taille d'échantillon plus petite (cinq maisons échantillonnées dans l'étude de Toronto comparativement à 20 à Boston), la valeur maximale de 11 070 ng/g de l'étude de Boston (Stapleton *et al.*, 2008) a été choisie pour calculer la limite supérieure de l'absorption quotidienne par la poussière pour la population canadienne générale. Cette concentration est considérée comme la limite supérieure et tient compte de la variabilité potentielle des concentrations dans la poussière de différents milieux intérieurs (p. ex., bureaux, véhicules, aéronef).

Pour tous les groupes d'âge, l'exposition découlant de l'ingestion de poussière contribuait à entre 76 % et 100 % de la dose journalière estimée de DBDPE.

10.1.1.3 Sol et sédiments

Aucune donnée de surveillance du DBDPE dans le sol n'a été déterminée au Canada et aux États-Unis. Bien que des concentrations de DBDPE aient été déclarées dans le sol de surface en Indonésie et dans le sol de terres agricoles en Chine (Ilyas *et al.*, 2011; Shi *et al.*, 2009), on a estimé que les estimations modélisées de la concentration dans les sols au Canada (voir ci-dessous) étaient plus pertinentes pour les estimations de l'absorption en fonction du sol.

Une concentration environnementale estimée (CEE) maximale de DBDPE dans le sol de 25,3 µg/g ps (25,3 mg/kg ps) a été estimée pour l'épandage de biosolides sur un champ agricole à l'aide de méthodes prudentes (voir la section 9.2.1). Étant donné

qu'aucune étude pertinente de surveillance du DBDPE dans le sol n'a été relevée, la CEE maximale dans le sol (59 000 µg/g ps) a été retenue pour calculer les estimations de la limite supérieure de l'absorption provenant de l'ingestion de sol pour la population canadienne.

10.1.1.4 Eau

Des concentrations de DBDPE signalées dans l'eau de surface et les précipitations sont présentées dans le document de renseignements à l'appui (Environnement Canada, 2015). Aucune mesure dans l'eau souterraine ou l'eau potable n'a été recensée.

Dans une étude récente, le DBDPE a été détecté dans les cinq Grands Lacs à des concentrations moyennes de $0,25 \pm 0,05$ pg/L (Lac Huron) à $6,7 \pm 5,0$ pg/L (Lac Supérieur) [LD non précisée]. La plus forte concentration a été relevée au lac Ontario à 10,8 pg/L, même s'il n'y avait qu'un seul échantillon de ce lac dans lequel le DBDPE a été détecté. Les auteurs ont indiqué que la concentration mesurée dans le lac Ontario était similaire aux concentrations mesurées dans le lac Supérieur (Venier *et al.*, 2014). D'autres études de l'eau de surface canadienne n'ont pas détecté de DBDPE (Law *et al.*, 2006, Muir *et al.*, 2011).

En Norvège, le DBDPE a été détecté dans l'une des trois sources d'eau d'arrivée dans des stations de traitement de l'eau à une concentration moyenne de 5,1 ng/L (dans deux tiers des échantillons composites d'eaux usées entrantes), mais il n'a pas été détecté dans l'eau d'infiltration d'un site d'enfouissement municipal à Drammen, également en Norvège (Nyholm *et al.*, 2013). Le DBDPE n'a pas été détecté dans la mer, le goulet de marée, et l'eau de rivière en Espagne (LD = 5,0 ng/L) (Valls-Cantenys *et al.*, 2013).

Le DBDPE n'a pas été détecté dans un étang au sud de la Chine (Wu *et al.*, 2010). Une autre étude a échantillonné de l'eau de surface de la rivière Dongjiang au sud de la Chine et signalé la présence de DBDPE en phase dissoute (c.-à-d. eau filtrée à partir de l'échantillon) et en phase particulaire (He *et al.*, 2012). Le DBDPE a été détecté à une concentration maximale de 38 pg/L en phase dissoute, et de 110 ng/g poids sec en phase particulaire. La rivière Dongjiang coule à travers la ville de Dongguan, une base de fabrication intensive d'équipements électroniques et de télécommunications; par conséquent, on suppose que les activités industrielles environnantes contribuent à l'apport de DBDPE dans la rivière.

La plus forte concentration de DBDPE signalée dans l'eau de surface en Amérique du Nord (de 10,8 pg/L mesurée dans le lac Ontario) a été utilisée pour calculer l'estimation de la limite supérieure de l'absorption par l'eau potable pour la population canadienne. Cependant, il est à noter que le DBDPE n'a pas été détecté dans l'eau de surface de trois des cinq études comprenant des lieux canadiens, et dans les deux études signalant des détections, seules des quantités négligeables ($< 1 \times 10^{-6}$ g/L) de la substance ont été mesurées.

Dans le cadre du Réseau de mesure des dépôts atmosphériques (RMDA), des quantités mesurables de DBDPE ont également été déclarées dans les précipitations pour plusieurs lieux aux États-Unis (Salamova et Hites 2010, Salamova et Hites 2011; Ma *et al.*, 2013). Du fait que les précipitations subissent de nombreuses transformations avant de devenir de l'eau potable, l'applicabilité des données de précipitations pour estimer l'exposition de la population générale au DBDPE par l'eau potable est incertaine.

10.1.1.5 Aliments

Aucun rapport de DBDPE dans des aliments canadiens n'a été recensé. Dans deux études d'aliments du Royaume-Uni et d'Irlande, plus de 100 types d'échantillons d'aliments ont été analysés (y compris de la viande, du poisson, du lait, du fromage, des œufs, et des légumes) et le DBDPE n'a été détecté dans aucun échantillon d'aliments (Fernandes *et al.*, 2010; Tlustos *et al.*, 2010). Cependant, le DBDPE a été détecté dans des préparations pour nourrissons et des aliments pour bébés aux États-Unis et en Chine dans une récente étude. Les concentrations maximales de DBDPE mesurées dans des échantillons d'aliments achetés en 2013 dans des magasins aux États-Unis étaient de 28,6 pg/g poids frais (pf) dans des préparations pour nourrissons, et de 48,8 pg/g pf dans des céréales pour bébés. Même si le DBDPE n'a pas été détecté dans de la purée pour bébés aux États-Unis, il a été détecté dans des échantillons de Chine (10,2 à 16,2 pg/g dans de la viande, des légumes, et divers types de purée mélangée). Dans la même étude, plusieurs produits ignifuges halogénés ont aussi été détectés dans des préparations pour nourrissons et des aliments pour bébés, y compris du Dechlorane plus (DP). D'après des analyses d'aliments et d'emballages de DP, les auteurs ont conclu qu'il était peu probable que les échantillons aient été contaminés à partir de leur emballage, mais plutôt que des aliments crus étaient contaminés ou qu'ils ont été contaminés au cours de leur transformation (Liu *et al.*, 2014). Par extension, on suppose que les concentrations de DBDPE dans les céréales pour bébés sont dues à la contamination d'aliments crus ou à une infiltration durant la transformation.

Tel qu'il est montré dans la section 7, le DBDPE a été échantillonné dans les tissus de poissons de plusieurs espèces d'eau douce au Canada, et les concentrations détectées variaient généralement de concentrations non détectées à des concentrations très faibles [c.-à-d. concentration moyenne inférieure ou égale à 1 ng/g poids lipidique (pl) ou poids humide (ph)] (Ismail *et al.*, 2006, Law *et al.*, 2006, Kolic *et al.*, 2009, Byer *et al.*, 2010, Zhou *et al.*, 2010b, Muir *et al.*, 2011). La plus forte concentration mesurée dans les muscles de poisson était de 3,3 ng/g pl, dans le cadre de l'échantillonnage de six différentes espèces de poissons dans le lac Winnipeg (Law *et al.*, 2006), tandis que la plus forte concentration hépatique était de 26,7 ng/g pl, découlant d'échantillons de deux espèces de poissons du fleuve Saint-Laurent (Houde *et al.*, 2014). Les estimations de l'absorption quotidienne de DBDPE découlant de la consommation de préparations pour nourrissons et de céréales pour bébés pour la population générale étaient basées sur les concentrations maximales dans les échantillons de ces produits (Liu *et al.*, 2014). Les estimations de l'absorption quotidienne découlant de la consommation de poissons étaient basées sur la

concentration maximale de DBDPE dans des muscles de poisson déclarée pour les poissons du lac Winnipeg, notamment le ménomini (Law *et al.*, 2006). Cette estimation suppose que tous les poissons ont consommé du DBDPE et elle est considérée comme tenant compte de la variabilité potentielle de l'exposition alimentaire en raison des habitudes alimentaires variables, y compris la consommation accrue de poisson ou la consommation potentielle de foie de poisson par certaines sous-populations.

10.1.1.6 Lait maternel

Le DBDPE n'a pas été détecté [LD = 1,7 ng/g poids lipidique (lw)] dans 91 % des échantillons de lait maternel prélevés chez 105 femmes adultes allaitantes à Sherbrooke (Québec) en 2008-2009 (voir l'annexe D). Cependant, la valeur au 95^e centile et la valeur maximale étaient de 3,3 et 25 ng/g pl, respectivement (fréquence de détection de 9 %) (Zhou *et al.*, 2014). En Nouvelle-Zélande, le DBDPE n'a pas été détecté dans le lait maternel de 35 des 36 nouvelles mères; un échantillon a montré une valeur de 325,50 pg/g pl (Mannetje *et al.*, 2013). Une estimation de la limite supérieure de l'absorption quotidienne découlant du lait maternel a été calculée sur la base de la concentration de DBDPE au 95^e centile déclarée dans l'étude menée à Sherbrooke (Québec) (Zhou *et al.*, 2014).

10.1.2 Produits de consommation

Le DBDPE est un additif ignifuge utilisé dans la fabrication de produits de plastique et de caoutchouc, en tant qu'additif dans les textiles et les polymères, et pour des applications électriques (Covaci *et al.*, 2011; EFSA, 2012) (voir la section 5). Le DPDPPE devrait avoir des taux de charge en polymères similaires à ceux du décaBDE, qui est commercialisé à titre de produit de substitution (Environment Agency, 2007). L'annexe E résume les concentrations de DBDPE déclarées dans des produits de consommation.

Santé Canada a mené des essais sur 23 articles (p. ex., des jouets pour enfants, des coussins d'allaitement, des matelas de lit d'enfant, et d'autres produits en plastique, en mousse et en textile) achetés dans des magasins de détail à Ottawa en 2014. Le DBDPE a été détecté à une concentration supérieure à la limite de dosage (LD de 0,5 %) dans le textile d'une tente pour enfants; la substance n'a été détectée dans aucun des 22 autres produits (Santé Canada, 2014a, b). Une autre étude canadienne a testé des concentrations de produits ignifuges bromés dans un certain nombre d'articles manufacturés accessibles aux consommateurs de la région du Grand Toronto en 2012. Le DBDPE n'a pas été détecté dans la majorité de ces produits, sauf dans des boîtiers de téléviseur, des produits informatiques et des écrans de téléviseur, avec des concentrations maximales de 0,1 à 0,5 mg/g. Les auteurs ont noté que le DBDPE et certains autres produits ignifuges bromés étaient souvent détectés dans un seul échantillon de chaque type de produit, et ils ont indiqué que « les sources de ces produits ignifuges à un niveau aussi faible demeuraient vagues » (Mochungong *et al.*, 2014).

Les articles en polymère noir en contact avec les aliments de différents distributeurs européens ont été analysés dans le but de détecter du brome, ainsi que les produits ignifuges qu'ils contenaient. Sur les dix articles testés, trois contenaient du DBDPE et du tétrabromobisphénol A (poêle électrique), ainsi que du décabromodiphényléther (décaBDE) (couvercle de bouteille isolante) ou du bis(2,4,6-tribromophénoxy)éthane (couteau à pommes) à des concentrations de brome allant de 279 à 5 975 mg/kg. Les concentrations conférant des propriétés ignifuges étaient plus faibles que prévu et les auteurs laissent entendre qu'il est très probable que des morceaux de plastique recyclé contenant des produits ignifuges aient été utilisés dans la fabrication de ces articles. Bien que les concentrations des substances individuelles n'aient pas été déterminées, les auteurs ont également indiqué que « les données obtenues montrent que dans certains cas, le DBDPE est la nouvelle substance qui remplace le décaBDE » (Puype *et al.*, 2015).

En Asie, d'autres études ont détecté du DBDPE dans de nombreux articles manufacturés, y compris des composants électroniques (boîtiers de téléviseur, moniteurs d'ordinateurs et accessoires informatiques), des intérieurs de voiture (intérieurs en plastique et revêtements en mousse de polyuréthane et en textile de siège), des articles ménagers (rideaux, papier peint et matériaux de construction), et des meubles (divan, matelas, coussin, et rembourrage de tapis). Parmi ces études, les concentrations de DBDPE étaient les plus fortes dans des boîtiers de téléviseur (concentrations non détectées à 268,23 µg/g). Le DBDPE n'a pas été détecté dans les boîtiers de moniteurs d'ordinateur, ni dans les meubles, les rideaux, le papier peint ou les panneaux isolants (Chen *et al.*, 2010b, Kajiwara *et al.*, 2011). Dans une étude japonaise distincte, du DBDPE mélangé à du plastique en polystyrène choc et du DBDPE présent dans des boîtiers en plastique de téléviseur ne s'est pas dégradé à la lumière naturelle du soleil après 244 jours (expérience menée dans une chambre vitrée à température contrôlée, dans laquelle des tubes contenant des échantillons ont été constamment mis en rotation pendant 14 heures chaque jour afin d'atteindre une exposition à la lumière uniforme, et les tubes secoués une fois par semaine pour garantir une exposition homogène des particules à la lumière du soleil; Kajiwara *et al.*, 2008). L'exposition au DBDPE découlant du contact direct avec les produits électroniques est jugée minime. Toute abrasion sur les surfaces en plastique au cours de la vie utile de ces articles peut entraîner l'adhésion du DBDPE aux particules de poussière dans la zone environnante; cette possibilité est prise en compte dans les estimations de l'exposition par la poussière (voir la section 10.1.1.3).

Même si Chen *et al.* (2010b) ont déclaré des concentrations de DBDPE dans des revêtements en textile dans des intérieurs de voiture en Chine, le DBDPE n'a pas été détecté dans des sièges de voiture ou dans des rembourrages de meubles dans le cadre d'une récente étude menée au Canada (Muchongong *et al.*, 2014). Le DBDPE a été déclaré pour des utilisations non précisées dans des véhicules à moteur, ainsi que dans la fabrication de textiles de coussins de sécurité gonflables au Canada (ECCC 2013-2014; Santé Canada, 2014a, b). Des preuves basées sur des études limitées en Europe et en Asie indiquent que la durée passée dans une voiture peut représenter une source d'exposition au DBDPE par la poussière. Cependant, la limite supérieure de

l'absorption quotidienne de poussière calculée d'après des études menées sur des résidences est considérée comme tenant compte de la variabilité potentielle dans d'autres milieux intérieurs tels que les véhicules (voir la section 10.1.1.2). L'utilisation de DBDPE dans des textiles de meubles n'a pas été déclarée en Amérique du Nord. Les renseignements actuels indiquent que le potentiel d'exposition de la population canadienne au DBDPE par des textiles de meuble est faible.

Le DBDPE a été détecté dans différents types de jouets achetés en Chine (jouets en plastique dur, en caoutchouc/plastique souple, en mousse, en textile, et rembourrés) avec les plus fortes concentrations mesurées dans des jouets en plastique dur. Des concentrations sont indiquées dans l'annexe E (Chen *et al.*, 2009).² Étant donné que le DBDPE est utilisé dans des matériaux en plastique, en caoutchouc et en textile plutôt que dans la mousse (ECCC 2013-2014; Santé Canada, 2014a, b), l'exposition potentielle au DBDPE par le mâchonnement de jouets en plastique dur par des enfants âgés de 6 mois à 4 ans a été modélisée. Un taux de migration de $0,00769 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ par minute, basé sur le mâchonnement de jouets en plastique ou en caoutchouc par des volontaires (Chen *et al.*, 2009), a été utilisé dans un algorithme pour estimer l'absorption quotidienne par voie orale. L'estimation de la limite supérieure de l'exposition causée par le mâchonnement de jouets en plastique dur était de $2,0 \times 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg}$ poids corporel (kg p.c.) par jour (annexe F). Même si le contact cutané avec des jouets ou le contact main-bouche après avoir joué avec des jouets peut entraîner une exposition au DBDPE, cette dernière devrait être minime en raison des propriétés physiques et chimiques de la substance. Par conséquent, elle ne devrait pas contribuer de façon importante à l'exposition globale découlant de jouets.

Chen *et al.* (2009) ont établi leurs propres estimations découlant du mâchonnement de jouets en plastique dur, à l'aide de leurs propres algorithmes pour les produits ignifuges bromés mesurés dans l'étude. Leurs estimations pour le DBDPE ($1,3 \times 10^{-6}$ à $1,5 \times 10^{-5} \text{ mg}/\text{kg}$ p.c. par jour) sont proches de l'estimation calculée à partir du modèle utilisé dans la présente évaluation.

10.1.3. Biosurveillance

L'annexe G résume les concentrations de DBDPE déclarées dans du sérum, du plasma et des cheveux humains.

Le DBDPE n'a pas été détecté dans la majorité des échantillons de sérum prélevés chez 102 femmes adultes allaitantes à Sherbrooke (Québec) en 2008-2009. En revanche, il a été détecté dans 6 % des échantillons, avec des concentrations allant de 3,4 (LD) à 123 ng/g poids lipidique (pl) (Zhou *et al.*, 2014). Les auteurs de cette étude

² Les concentrations de DBDPE et de PBDE étaient les plus faibles dans les jouets en textile et les jouets rembourrés, et les auteurs ont indiqué qu'« il est probable que les produits ignifuges bromés dans ces jouets ne soient pas des additifs, mais qu'ils découlent de l'absorption de produits chimiques à partir de l'environnement, notamment par les textiles extérieurs ou le rembourrage intérieur (polyuréthane ou bourre) de jouets. »

ont proposé que la toxicocinétique et des méthodes analytiques jouent un rôle dans les faibles fréquences de détection du DBDPE dans les échantillons humains. Le DBDPE n'a pas été détecté dans le sérum de résidents du nord de la Chine (Zhu *et al.*, 2009) ni chez des femmes vivant en Californie (États-Unis) (Petreas *et al.*, 2012). En outre, le DBDPE n'a pas été détecté dans le plasma ou le sérum de résidents suédois (Karlsson *et al.*, 2007; Remberger *et al.*, 2014).

La présence de DBDPE dans des échantillons de cheveux humains du sud de la Chine a été déclarée par Zheng *et al.* (2011), mais on suppose qu'elle découle de dépôts de poussière plutôt que d'une indication de séquestration dans des cheveux humains. Les auteurs ont montré que les concentrations de DBDPE dans la poussière dans ces différents secteurs suivaient le même schéma de répartition géographique que dans les cheveux et qu'il y avait une corrélation importante ($r = 0,97$, $p = 0,03$) entre les échantillons de poussière et les échantillons de cheveux en termes de concentrations de DBDPE, ce qui indique que la poussière constitue l'une des voies d'exposition principales pour le DBDPE dans les cheveux (c.-à-d. des dépôts de poussière dans les cheveux). Dans une autre étude, de plus faibles concentrations de DBDPE ont été signalées dans les poils de chiens et de chats de compagnie au Pakistan (concentration maximale de 17,6 ng/g), et le DBDPE n'a pas été détecté dans le sérum de ces animaux (Ali *et al.*, 2013b).

De faibles concentrations de DBDPE relevées dans du sérum humain concordent avec les faibles niveaux d'exposition prévus à l'aide de modèles. Il est à noter que différentes études ont utilisé des variations dans le cadre de la méthode analytique par couplage entre la chromatographie en phase gazeuse et la spectrométrie de masse dans du sérum et du plasma humains ainsi que du lait maternel. Aux fins d'analyse du DBDPE dans le sérum et le plasma, Petreas *et al.* (2012) ont utilisé un couplage entre la chromatographie en phase gazeuse et la spectrométrie de masse haute résolution avec la spectrométrie de masse en mode d'ionisation par impact électronique. Zhou *et al.* (2014) ont, quant à eux, utilisé un couplage entre la chromatographie en phase gazeuse et la spectrométrie de masse avec la spectrométrie de masse en mode d'ionisation chimique par capture d'électrons, à l'aide de la surveillance ionique sélective (SIM) [paires d'ions m/z 890,5 et 892,6], tout comme Zhu *et al.* (2009) et Karlsson *et al.* (2007) [pairs d'ions m/z 79 et 81]. Aux fins d'analyse du lait maternel (voir l'annexe G), Mannetje *et al.* (2013) ont utilisé la chromatographie en phase gazeuse haute résolution combinée couplée à la spectrométrie de masse haute résolution, avec la surveillance ionique sélective et des paires d'ions (ions spécifiques non précisés dans l'article), tandis que Zhou *et al.* (2014) ont utilisé la chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse en mode d'ionisation négative par capture d'électrons (INCE), à l'aide de la surveillance ionique sélective et de paires d'ions. Zhou *et al.* (2014) et Mannetje *et al.* (2013) étaient les seules études ayant détecté du DBDPE dans le sérum et le lait maternel. En raison de variations dans la méthode analytique des études disponibles cherchant à mesurer le DBDPE dans le sérum, le plasma et le lait maternel, il y a des preuves à l'appui de l'observation selon laquelle les résultats de biosurveillance donnent des détections de DBDPE faibles (à très faibles) dans les fluides biologiques.

10. 2 Évaluation des effets sur la santé³

L'annexe A présente un résumé des renseignements disponibles sur les effets du DBDPE sur la santé.

On n'a relevé aucune classification des effets du DBDPE sur la santé d'organismes de réglementation nationaux ou internationaux.

En outre, on n'a recensé aucune étude sur la toxicité chronique et la cancérogénicité liée au DBDPE. Des études de la mutagénicité avec le DBDPE dans des souches de *Salmonella typhimurium* (TA 98, TA 100, TA 1535, TA 1537, et TA 1538) et d'*Escherichia coli* (WP2 uvrA) étaient négatives lors d'essais avec ou sans activation métabolique à des concentrations allant de 0 à 5 000 µg/plate dans le DMSO (Stankowski, 1988; San et Wagner, 1991). Aucune aberration chromosomique n'a été relevée dans des cellules pulmonaires de hamster de Chine à des concentrations de 78 à 625 µg/mL pendant 6 heures avec ou sans activation métabolique (Putman et Morris, 1992). Un essai indépendant à doses répétées mené avec du DBDPE suspendu dans de la carboxyméthylcellulose à des concentrations de 625 à 5 000 µg/ml avec ou sans activation métabolique était également négatif (Putman et Morris, 1992). Aucune étude *in vivo* n'a été relevée. Par conséquent, sur la base des renseignements disponibles, le DBDPE n'est pas mutagène *in vitro*.

En l'absence d'étude de la toxicité chronique ou de la cancérogénicité sur le DBDPE, Santé Canada a mené une analyse des prévisions du modèle RQSA pour la cancérogénicité. Les résultats n'étaient pas concluants. Cependant, les prévisions du modèle RQSA appuyaient les constatations d'essais *in vitro* selon lesquelles le DBDPE n'est pas génotoxique. Des renseignements plus détaillés de la modélisation RQSA sur la cancérogénicité et la génotoxicité sont présentés à l'annexe H.

La UK Environment Agency (EA) a évalué le DBDPE en 2007 (Environment Agency, 2007) et a indiqué dans son rapport que l'absence de signes de cancérogénicité dans les études à doses répétées, comme des changements proliférants, et l'absence de génotoxicité selon les données disponibles laissent entendre que le DBDPE n'est pas susceptible d'être cancérigène (Environment Agency, 2007).

Plusieurs études à doses répétées ont été recensées. Dans une étude de la toxicité subchronique par voie orale, le DBDPE a été administré à des rats Sprague-Dawley mâles et femelles (10 animaux/sexe/groupe) à des doses de 0, 100, 320 et 1 000 mg/kg par jour par gavage dans de l'huile de maïs pendant 90 jours consécutifs. À la fin des 90 jours, tous les animaux ont été sacrifiés, sauf 10 animaux par sexe du groupe témoin

et 10 animaux par sexe du groupe à dose élevée, qui ont été maintenus en vie pendant une période de récupération de 28 jours afin de déterminer la réversibilité, la persistance ou l'apparition retardée des effets toxiques. Les résultats de l'étude n'ont pas montré de signes cliniques de toxicité systémique liés au traitement, de lésions oculaires, d'altérations dans l'analyse d'urine, ou de valeurs hématologiques ou de chimie clinique chez le groupe traité ou le groupe de récupération. Par ailleurs, aucune différence importante sur les plans biologique ou toxicologique n'a été observée dans les poids corporels, les gains de poids corporel et la consommation de nourriture. Chez les rats mâles exposés à la substance, on a relevé des différences statistiquement significatives dans les poids relatif et absolu moyens du foie à une dose de 1 000 mg/kg p.c. par jour ainsi que des changements hépatiques inférieurs, comprenant une vacuolisation hépatocellulaire minime à légère (mâles ayant reçu une dose élevée) et une hypertrophie des hépatocytes centrolobulaires minime à légère (mâles ayant reçu une dose élevée et éventuellement une dose moyenne). Ces changements histomorphologiques et au niveau du poids du foie avaient, cependant, disparu à la fin de la période de récupération de 28 jours. Aucun changement lié au traitement n'a été constaté dans le foie de rats femelles. Aucun changement histomorphologique lié au traitement n'a été relevé dans un autre tissu (40 organes ont été examinés). Dans l'ensemble, une DSENO de 1 000 mg/kg p.c. par jour, soit la plus forte dose testée, a été définie à partir de cette étude (Margitich, 1992; Hardy *et al.*, 2002).

Dans une étude plus récente menée par Wang *et al* (2010), des rats mâles SD ont reçu par voie orale 100 mg/kg p.c. par jour de DBDPE dans de l'huile de maïs pendant 90 jours. Aucun changement important n'a été observé dans le poids corporel, ni dans le poids du foie ou des reins. Cependant, le DBDPE a entraîné des changements dans les paramètres cliniques [suppression du sérum glutamo-oxalacétique transaminase (SGOT), de la phosphatase alcaline (ALP) et de la créatinine (Cr), et augmentation de la concentration totale d'acides biliaires (TBA)]. Le groupe scientifique sur les contaminants de la chaîne alimentaire (CONTAM) de l'Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA) a considéré ces effets comme n'étant pas importants sur le plan toxicologique (EFSA, 2012). Les résultats de cette étude ont également indiqué que le DBDPE peut provoquer une expression génétique dépendant du récepteur PXR (pregnane-X-receptor) en raison de la légère hausse de l'ARNm du CYP1A4 dans le foie, mais on n'a pas observé d'expression génétique dépendant du récepteur d'arylhydrocarbures (AhR) ou du récepteur CAR (constitutive androgen receptor) ni d'effets néfastes potentiels (Wang *et al.*, 2010; EFSA, 2012). Banasik *et al.* (2011) ont commenté les constatations de cette étude et considéré divers changements comme étant des réponses adaptatives naturelles.

Une étude de la toxicité orale à court terme a été recensée, dans laquelle le DBDPE a été administré à des rats SD (6 animaux/sexe/groupe) à des doses de 0 à 1 250 mg/kg par jour par gavage dans de l'huile de maïs pendant 28 jours consécutifs. À 1 250 mg/kg p.c. par jour, la plus forte dose testée, il n'y a pas eu d'effets sur la mortalité, les signes cliniques, le poids corporel, la consommation de nourriture, le gain de poids corporel, les valeurs chimiques sériques et hématologiques, l'analyse urinaire, les examens oculaires, les résultats de l'autopsie macroscopique, et la légèreté

microscopie des tissus choisis (glandes surrénales, cœur, foie, ganglion mésentérique, parathyroïde, rate, et thyroïde). On a observé une hausse légère et réversible dans le poids relatif du foie chez des rats femelles ayant reçu une forte dose, sans histopathologie. En outre, aucune preuve d'effets retardés ou progressifs n'a été relevée au cours de la période de récupération de 14 jours (Margitich, 1991).

La toxicité orale aiguë du DBDPE est jugée faible, sur la base de l'absence de mortalité et de signes cliniques de toxicité chez des rats SD ayant reçu 5 000 mg/kg p.c. de DBDPE par gavage (Mallory, 1988a). Un essai de toxicité aiguë par absorption cutanée a été mené sur des lapins blancs néo-zélandais, au cours duquel le DBDPE a été appliqué sur leur peau dorsale rasée intacte à une dose de 2 000 mg/kg p.c. et couvert pendant 24 heures. Aucune mortalité n'a été observée et tous les animaux ont pris du poids (Mallory, 1988b).

La toxicité du DBDPE pour le développement a été examinée chez des rats et des lapins par voie orale. Dans une étude menée par Mercieca (1992a), des groupes de 25 rats femelles SD ont reçu 0, 125, 400 ou 1 250 mg/kg par jour de DBDPE suspendu dans de l'huile de maïs par gavage du 6^e au 15^e jour de gestation, puis ont été sacrifiées le 20^e jour. Il n'y avait pas de signes de toxicité parmi les mères au cours de la gestation sauf les matières fécales blanchâtres; cela est probablement dû à la grande quantité de matière d'examen dans les matières fécales observée chez la moitié des mères ayant reçu la plus forte dose. Tous les animaux ont survécu jusqu'à l'autopsie, et les poids corporels et la consommation de nourriture des animaux traités étaient comparables à ceux des animaux témoins. Il n'y a pas eu d'effets liés au traitement sur le poids du fœtus, le rapport de masculinité et la résorption tardive. On n'a relevé aucune anomalie viscérale ou externe chez les descendants. Toutefois, une hausse statistiquement significative dans le nombre de litières avec des os hyoïdes non ossifiés et une ossification réduite du crâne ont été observées à 400 mg/kg p.c. par jour. Cette observation a été considérée par l'auteur comme étant fortuite, car on n'a pas observé de hausse similaire à la dose la plus forte. Un certain nombre de variations sont se produites dans une ampleur similaire chez les animaux témoins et les animaux traités. Dans cette étude, aucune toxicité pour le développement n'a été observée chez des rats jusqu'à la dose la plus forte testée de 1 250 mg/kg par jour (Mercieca, 1992a).

Des examens similaires ont été menés chez des lapins. Des groupes de 20 lapins blancs néo-zélandais femelles ayant subi une insémination artificielle antérieurement ont reçu 0, 125, 400 ou 1 250 mg/kg p.c. par jour de DBDPE suspendu dans 0,5 % de méthylcellulose par gavage du 6^e au 18^e jour de gestation. On n'a observé aucun signe clinique ni aucune mortalité liés au traitement chez les mères. Un avortement a eu lieu chez un animal de chaque groupe traité avec 125 et 400 mg/kg p.c. par jour et chez deux animaux du groupe traité avec 1 250 mg/kg p.c. par jour. Toutefois, au vu de la faible incidence de cette observation, et étant donné que les lapins sont connus pour avoir un taux d'avortement spontané élevé, cette constatation est jugée fortuite. Il n'y a pas eu d'effets liés au traitement sur le poids du fœtus, le rapport de masculinité et la résorption précoce ou tardive. Aucune anomalie liée au traitement avec le DBDPE n'a été observée. La seule différence statistiquement significative était une hausse du

nombre de litières avec la 27^e vertèbre présacrée à la dose de 1 250 mg/kg p.c. par jour (9 litières comparativement à 4 pour les animaux témoins). Cependant, compte tenu du fait qu'il s'agit d'une constatation courante chez les lapins (la plage des témoins historiques du laboratoire étant de 12,5 % à 93,8 %), elle n'a pas été jugée néfaste. Une faible incidence d'anomalies vasculaires a été observée dans les groupes traités avec une dose moyenne et une dose élevée. On a observé une valvule aortique élargie, un arc aortique en forme de bulbe et un ventricule droit mal développé chez un fœtus du groupe traité avec une dose de 400 mg/kg p.c. par jour. On a également noté une malformation de l'arc aortique et un sous-développement du ventricule droit chez deux fœtus d'une seule litière du groupe traité avec 1 250 mg/kg p.c. par jour. D'après ces faibles incidences, les malformations déclarées n'ont pas été considérées comme indiquant un effet lié au traitement. Dans l'ensemble, aucune toxicité maternelle n'a été observée dans cette étude, et ce, à toutes les doses testées. Aucun effet néfaste sur le développement n'a été observé chez les lapins traités avec du DBDPE à des doses allant jusqu'à 1 250 mg/kg p.c. par jour (Mercieca, 1992b).

Récemment, Hardy *et al.* (2010) ont mené une étude similaire chez des rats et des lapins afin d'évaluer les effets embryotoxiques et tératogènes potentiels du DBDPE. Les animaux ont reçu du DBDPE par gavage à des doses de 0, 125, 400 ou 1 250 mg/kg p.c. par jour du 6^e au 15^e jour de gestation pour les rats, et du 6^e au 18^e jour de gestation pour les lapins. Tous les rats et lapins femelles ont été sacrifiées au 20^e ou 29^e jour, respectivement, et ont subi une césarienne. On n'a observé aucune mortalité liée au traitement, absorption ou signe clinique de toxicité au cours de l'étude. Les poids corporels, le gain de poids corporel ou la consommation d'aliments n'ont pas été touchés par le traitement. Aucune anomalie interne importante n'a été observée chez les deux espèces lors de l'autopsie. Les paramètres de césarienne étaient comparables entre le groupe traité et le groupe témoin. Aucune malformation liée au traitement ou variation dans le développement ne s'est produite. Ces résultats d'étude n'ont montré aucune preuve de toxicité maternelle, de toxicité pour le développement ou de tératogénicité chez des rats ou des lapins traités avec du DBDPE à des doses allant jusqu'à 1 250 mg/kg p.c. par jour (Hardy *et al.*, 2010).

Aucune étude sur la toxicité pour la reproduction n'a été recensée. Cependant, il n'y a pas eu d'effets néfastes sur les organes reproducteurs (parmi les 40 organes examinés) dans l'étude de 90 jours sur l'exposition par voie orale chez des rats, à des doses allant jusqu'à 1 000 mg/kg p.c. par jour (Margitich, 1992; Hardy *et al.*, 2002).

Des renseignements sur la toxicocinétique du DBDPE ont indiqué que le DBDPE était mal absorbé par voie orale. Dans une étude citée dans le rapport d'évaluation du Royaume-Uni, aucune radioactivité n'a été détectée dans le plasma, la bile et l'urine de rats exposés à une seule dose de 1 000 mg/kg p.c. par jour de DBDPE radiomarké au carbone 14, suspendu dans de l'huile de maïs à divers intervalles pour une durée allant jusqu'à 168 heures après le dosage (Environment Agency, 2007).

Dans une récente étude menée par Black (2012), des rats ont reçu par gavage une dose unique de 100 mg/kg p.c. par jour de DBDPE radiomarké au carbone 14 dans de

l'huile de maïs, et des tissus, de la bile, des matières fécales et de l'urine ont été analysés pour leur contenu radiochimique. Jusqu'à 168 heures après l'administration de la dose, 89 % du contenu radioactif a été récupéré dans les matières fécales, et aucune trace de la dose n'a été détectée dans l'urine. La radioactivité dans les tissus [tissus adipeux, rein, foie, rate et tractus gastro-intestinal comprenant l'estomac, l'intestin grêle et le gros intestin, et le cæcum (et tout leur contenu)] était généralement en dessous de la limite de détection. Aucun échantillon de bile n'a montré des niveaux accrus de radioactivité comparativement aux animaux témoins. En outre, les niveaux de contenu radioactif dans le sang et le plasma étaient inférieurs à la limite de détection à tous les points temporels. La plus grande partie de la radioactivité dans le tractus gastro-intestinal a été relevée sur 24 heures, et aucune radioactivité n'a été observée au bout de 72 heures après l'exposition. On a supposé que cette radioactivité avait été excrétée dans les matières fécales (Black, 2012).

10.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine

On n'a relevé aucune classification des effets du DBDPE sur la santé d'organismes de réglementation nationaux ou internationaux. En outre, on n'a recensé aucune étude sur la toxicité chronique et la cancérogénicité liée au DBDPE. D'après les renseignements disponibles sur la génotoxicité, le DBDPE n'est pas jugé *génotoxique in vitro*.

Aucun effet nocif n'a été observé chez des rats exposés à du DBDPE par voie orale pendant 28 ou 90 jours, aux doses de 1 250 ou 1 000 mg/kg p.c. par jour, respectivement. Aucune étude de la toxicité pour la reproduction n'a été recensée. Dans deux études distinctes sur la toxicité pour le développement, aucun effet sur la mère lié au traitement n'a été observé chez des rats et des lapins exposés au DBDPE par voie orale, et aucune malformation ni aucun effet sur le développement n'ont été constatés chez la progéniture.

De même, on n'a observé aucun effet nocif chez des animaux de laboratoire exposés à des doses allant jusqu'à 1 000 mg/kg p.c. par jour dans un régime alimentaire dans le cadre d'études de la toxicité subchronique. Il y a sept ordres d'importance entre cette dose et la plus forte estimation de l'absorption quotidienne totale du DBDPE découlant de milieux naturels et d'aliments (0,000061 mg/kg p.c. par jour chez des nourrissons âgés de 0 à 6 mois). Cette marge d'exposition est jugée adéquate pour traiter les incertitudes dans les bases de données concernant les effets sur la santé et l'exposition. Données de biosurveillance limitées pour le DBDPE chez des adultes au Canada (Zhou *et al.*, 2014), aux États-Unis (Petreas *et al.*, 2012) et dans d'autres lieux dans le monde (Remberger *et al.*, 2014; Mannetje *et al.*, 2013; Zhu *et al.*, 2009; Karlsson *et al.*, 2007) ont donné une faible fréquence de détection dans le sérum, le plasma ou le lait maternel, ce qui semble confirmer un faible niveau d'exposition environnementale chez la population générale.

Les produits de consommation, notamment des jouets pour enfants, ont été définis comme une source potentielle d'exposition au DBDPE pour les jeunes enfants. Toutefois, il y a sept ordres d'importance entre les plus fortes doses testées dans des

études de toxicité orale chronique ou à court terme (1 250 ou 1 000 mg/kg p.c. par jour) et associées à une absence d'effets chez des animaux de laboratoire, et l'estimation de l'exposition ($2,0 \times 10^{-5}$ mg/kg p.c.) pour des enfants âgés de 6 mois à 4 ans ayant mâchonné des jouets en plastique dur. Cette marge d'exposition est jugée adéquate pour rendre compte des incertitudes dans les bases de données sur les effets sur la santé et l'exposition.

10.4 Incertitudes de l'évaluation des risques pour la santé humaine

Des incertitudes sont liées à l'estimation de l'exposition humaine au DBDPE dans des milieux naturels, car cette substance est un produit ignifuge bromé difficile à analyser; ainsi, le taux d'incertitude quant à cette substance peut atteindre 40 % à 60 % selon l'étalon interne utilisé pour la quantification (communication d'A. Covaci adressée à Environnement Canada en 2014, source non citée). Même si les études choisies pour calculer les estimations de l'exposition étaient jugées pertinentes pour le Canada, la plupart n'étaient pas canadiennes, et les données liées à des emplacements canadiens étaient limitées (p. ex., concentrations dans l'eau de surface en tant que utilisées comme substitut des concentrations dans l'eau potable; concentrations dans le lait maternel échantillonnées auprès d'une population urbaine). Toutefois, les estimations de l'exposition découlant des milieux naturels étaient fondées sur des hypothèses prudentes.

Des incertitudes sont également associées à l'estimation de l'exposition par des produits de consommation, y compris des doutes liés aux hypothèses utilisées dans le modèle pour estimer l'exposition au DBDPE par le mâchonnement. Le taux de migration expérimental pour le transfert du DBDPE de jouets à la bouche était basé sur le plus fort taux observé chez cinq volontaires, et non sur le taux moyen. Cependant, on est confiant quant au fait que l'exposition n'a pas été sous-estimée. En outre, même si elles sont limitées, les données de biosurveillance semblent appuyer les faibles niveaux d'exposition environnementale de la population générale.

Une incertitude est associée à l'évaluation des effets cancérigènes et sur la reproduction du DBDPE, en raison de l'absence d'études sur la toxicité chronique, et les effets cancérigènes et sur la reproduction. Toutefois, l'ensemble des preuves indique que cette substance est peu susceptible d'être mutagène; on n'a pas observé d'effets nocifs à la plus forte dose testée dans les études de la toxicité subchronique et à court terme disponibles, et des résultats s'inscrivant dans des marges d'exposition importantes ont été déterminés pour les effets non cancérigènes.

11. Conclusion

Compte tenu de tous les éléments de preuve contenus dans la présente ébauche d'évaluation préalable, le DBDPE présente un risque d'effets nocifs sur les organismes, mais pas sur l'intégrité globale de l'environnement. Il est proposé de conclure que le DBDPE répond aux critères énoncés à l'alinéa 64a) de la LCPE 1999, car il pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité, à une 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. Toutefois, il est proposé de conclure que le DBDPE ne répond pas aux critères énoncés à l'alinéa 64(b) de la LCPE 1999, car il ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions de nature à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

De plus, il est proposé que DBDPE répond aux critères de persistance, mais ne répond pas aux critères du potentiel de bioaccumulation énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000). Toutefois, le DBDPE peut contribuer à la formation de dérivés persistants, bioaccumulables et intrinsèquement toxiques, comme les BDPE moins bromés, dans l'environnement.

Compte tenu de l'adéquation des marges entre l'estimation d'exposition découlant de milieux naturels ou de produits de consommation et des plus fortes doses testées sur les animaux de laboratoire, sans effet lié au traitement lors d'expositions subchroniques, on conclut que le DBDPE ne satisfait pas aux critères de l'alinéa 64c) de la LCPE 1999, car il ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine

Références

ACD/Percepta [module de prévision]. c1997-2012. Toronto (Ont.) : Advanced Chemistry Development. [consulté en juillet 2014]. Accès : www.acdlabs.com/products/percepta/

[AEROWIN] AEROWIN Program for Windows [modèle d'évaluation]. 2010. Version 1.00. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté en janvier 2014]. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Albermarle. 2001. Fiche technique : SAYTEX® 8010 Flame Retardant. Albemarle Corporation. [consulté en mai 2011]. Accès : http://www.albemarle.com/acrofiles/bc1005f_SAYTEX_8010_datasheet.pdf

Albermarle. 2007. Albemarle to Expand Production of Popular SAYTEX® 8010 Flame Retardant. Albemarle Corporation- News and Events documentation (1999-2008). Accès : http://www.albemarle.com/News_and_events/index.asp?news=text&releaseID=1052248 2008/07/31.

Albermarle. 2008. Fiche signalétique : SAYTEX® 8010 Flame Retardant. Albemarle Corporation. Date de révision : 12 novembre 2008. [consulté en juin 2011].

Ali, N., Ali, L., Medhi, T., Dirtu, A.C., Al-Shammari, F., Neels, H., Covaci, A. 2013a. Levels and profiles of organochlorines and flame retardants in car and house dust from Kuwait and Pakistan: Implication for human exposure via dust ingestion. *Environment International* 55:62-70.

Ali, N., Dirtu, A.C., Van den Eede, N., Goosey, E., Harrad, S., Neels, H., Mannetje, A., Coakley, J., Douwes, J., Covaci, A. 2012b. Occurrence of alternative flame retardants in indoor dust from New Zealand: Indoor sources and human exposure assessment. *Chemosphere* 88:1276-1282.

Ali, N., Malik, R.N., Mehdi, T., Eqani, S.A., Javeed, A., Neels, H., Covaci, A. 2013b. Organohalogenated contaminants (OHCs) in the serum and hair of pet cats and dogs: Biosentinels of indoor pollution. *Sci. Total Env.* 449:29-36.

Ali, N., Van den Eede, N., Dirtu, A.C., Neels, H., Covaci, A. 2012a. Assessment of human exposure to indoor organic contaminants via dust ingestion in Pakistan. *Indoor Air* 22:200-211.

[AOPWIN] Atmospheric Oxidation Program for Windows [modèle d'estimation]. 2010. Version 1.92a. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté en janvier 2014]. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Arnot, J.A., Gobas, F.A.P.C. 2003a. A generic QSAR for assessing the bioaccumulation potential of organic chemicals in aquatic food webs. *QSAR Comb. Sci.* 22(3):337-345.

Arnot, J.A., Gobas, F.A.P.C. 2003b. Categorization of organic substances on the Domestic Substances List for bioaccumulation potential. Rapport présenté à Environnement Canada, Division des substances existantes. Juin 2003. Gatineau (Qc) : Environnement Canada.

Arnot, J.A., Gobas, F.A.P.C. 2004. A food web bioaccumulation model for organic chemicals in aquatic ecosystems. *Environ. Toxicol. Chem.* 23(10):2343-2355.

Arnot, J.A., Gobas, F.A.P.C. 2006. A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environ. Rev.* 14:257-297.

Aufderheide, J. 2003. Effects of Saytex 8010 on the survival and reproduction of the earthworm, *Eisenia fetida*. ABC Laboratories, Columbia (MO), É.-U. : Study number 47634.

Banasik, M., Harbison, R.D., Lee, R.V., Lassiter, S., Smith, C.J., Stedeford, T. 2011. Comment on "comparative tissue distribution, biotransformation and associated biological effects by decabromodiphenyl ethane and decabrominated diphenyl ether in male rats after a 90-day oral exposure study". *Environ. Sci. Technol.* 45(11):5060-1.

Banasik, M., Hardy, M., Harbison, R.D., Stedeford, T. 2010. Comment on "Brominated flame retardants in children's toys: concentration, composition, and children's exposure and risk assessment." *Environ. Sci. Technol.* 44(3):1154-1155.

[BCFBAF] Bioaccumulation Program for Windows [modèle d'évaluation]. 2010. Version 3.10. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté en janvier 2014]. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Bergman, Å., Rydén, A., Law, R.J., de Boer, J., Covaci, A., Alaee, M., Birnbaum, L., Petreas, M., Rose, M., Sakai, S., Van den Eede, N., van der Veen, I. 2012. A novel abbreviation standard for organobromine, organochlorine and organophosphorus flame retardants and some characteristics of the chemicals. *Environment International* 49:57-82.

Bhaskar, T., Matsui, T., Uddin, M.A., Kaneko, J., Muto, A., Sakata, Y. 2003. Effect of Sb₂O₃ in brominated heating impact polystyrene (HIPS-br) on thermal degradation and debromination by iron oxide carbon composite catalyst (Fe-C). *Appl. Catal. B* 43(3):229-41.

[BLOWIN] Biodegradation Probability Program for Windows [modèle d'évaluation]. 2010. Version 4.10. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY): Syracuse Research Corporation. [consulté en janvier 2014]. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Black, S. 2012. Final Study Report: Pharmacokinetic studies of [¹⁴C] decabromodiphenyl ethane (EBP). Présenté à Albermarle. Report Number: RTI/0212983.001.002. RTI International (NC), 36 p.

Blankinship, A., Krueger, H. 2003a. A 48-hour static acute toxicity test with the cladoceran (*Daphnia magna*). Wildlife International Ltd, Easton (MD), É.-U. : Project number 471A-106.

Blankinship, A., Krueger, H. 2003b. A 96-hour static acute toxicity test with the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Wildlife International Ltd, Easton (MD), É.-U. : Project number: 471A-107.

Boethling, R.S., Howard, P.H., Beauman, J.A., Larosche, M.E. 1995. Factors for intermedia extrapolations in biodegradability assessment. *Chemosphere* 30(4):741-752.

Boîte à outils QSAR de l'OCDE [outil de déduction à partir d'analogues]. 2012. Version 3.0. Paris (France) : Organisation de coopération et de développement économiques, Direction de l'environnement. Accès : www.oecd.org/document/23/0,3343,en_2649_34379_33957015_1_1_1_1,00.html

Breitholtz, M., Ruden, C., Hansson, S.O., Bengtsson, B.E. 2006. Ten challenges for improved ecotoxicological testing in environmental risk assessment. *Ecotox. and Environ. Safety* 63:324-335.

Bremmer, H.J., van Veen, M.P. 2002. Children's toys fact sheet: To assess the risks for the consumer. Version mise à jour pour ConsExpo 4 [en ligne]. Bilthoven (Pays-Bas) : Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu [Institut national néerlandais de la santé publique et de l'environnement]. Rapport du RIVM no 612810012/2002. Accès : www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/612810012.pdf

Brommer, S., Harrad, S., Van den Eede, N., Covaci, A. 2012. Concentrations of organophosphate esters and brominated flame retardants in German indoor dust samples. *J. Environ. Monit.* 14:2482-2487.

Brown, T., Wania, F. 2008. Screening Chemicals for the Potential to be Persistent Organic Pollutants: A Case Study of Arctic Contaminants. *Environ. Sci. Technol.* 2008, 42:5202-5209.

[BSEF]: Brominated Science Environmental Forum [en ligne]. c.2001-2015.[consulté en janvier 2015]. Accès : <http://www.bsef.com/regulation/north-america>

Byer, J.D., Alae, M., Brown, R.S., Lebeuf, M., Trottier, S., Backus, S., Blunt, S., Jeir, M., Jonefal, M., Pacapavicius, G., *et al.* 2010. Brominated flame retardants in American eel. A reason for the eel's decline? BFR 2010. Kyoto, du 7 au 9 avril 2010. Accès : <http://www.bfr2010.com/abstract-download/2010/90070.pdf>

Byer, J.D. 2013. Organohalogenated persistent organic pollutants in American Eel (*Anguilla Rostrata*) captured in Eastern Canada. [mémoire]. Kingston (ON) : Université Queen's, 238 p.

Cai, M.G., Hong, Q.Q., Wang, Y., Luo, X.J., Chen, S.J., Cai, M.H., Qiu, C.R., Huang, S.Y., Mai, B.X. 2012. Distribution of polybrominated diphenyl ethers and decabromodiphenylethane in surface sediments from the Bering Sea, Chukchi Sea, and Canada Basin. *Deep-Sea Research II* 81-84:95-101.

Canada. 1999. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. L.C., 1999, ch. 33. Gazette du Canada, Partie III, vol. 22, n° 3. Accès : www.gazette.gc.ca/archives/p3/1999/g3-02203.pdf

Canada. 2005. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Règlement sur les renseignements concernant les substances nouvelles (substances chimiques et polymères)*. C.P. 2005-1484, 31 août 2005, DORS/2005-247. Accès : <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2005-247/>

Canada. 2010. *Loi canadienne sur la sécurité des produits de consommation*. L.C., 2010, ch. 21. Gazette du Canada, Partie III, vol. 33, n° 3. Accès : <http://gazette.gc.ca/rp-pr/p3/2010/g3-03303.pdf>

Canada. 2011. Condition ministérielle n° 16260, ministère de l'Environnement. *Gazette du Canada*, Partie I, vol. 145, n° 20, 14 mai 2011, p. 1513-1515. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/rp-pr/p1/2011/2011-05-14/pdf/g1-14520.pdf#page=15>

Canada. c.2006-2013. Polybromodiphényléthers (PBDE) - Fiches de renseignements et foire aux questions - Substances chimiques [en ligne]. [consulté en janvier 2015]. Accès : <http://www.chemicalsubstanceschimiques.gc.ca/fact-fait/glance-bref/pbde-fra.php>

Canada. Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social. 1990. L'allaitement maternel au Canada : pratiques et tendances. Ottawa (Ont.) N° de catalogue H39-199/1990F; ISBN 0-662-18397-5. 9 p. [cité dans Santé Canada, 1998].

Canada. Ministère de l'Environnement. 2013. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances ignifuges organiques. Gazette du Canada*, Partie I, vol. 147, n° 13, p. 613-633. Accès : <http://gazette.gc.ca/rp-pr/p1/2013/2013-03-30/html/notice-avis-fra.html>

CATALOGIC [modèle informatique]. 2012. Version 5.11.13. Bourgas (Bulgarie) : Université Prof. Assen Zlatarov, Laboratory of Mathematical Chemistry. Accès : www.oasis-lmc.org/?section=software&swid=1

[CCC]. Canada Colours and Chemicals. 2011. Fiche signalétique FR-1410. Code produit : 9311. ICL Industrial Products. Date de révision : 11 février 2011. [consulté en février 2014].

Cao, Z., Xu, F., Covaci, A., Wu, M., Yu, G., Wang, B., Deng, S., Huang, J. 2014. Differences in the seasonal variation of brominated and phosphorus flame retardants in office dust. *Environ. Int.* 65:100-106.

Cequier, E., Ionas, A.C., Covaci, A., Marcé, R.M., Becher, G., Thomsen, C. 2014. Occurrence of a broad range of legacy and emerging flame retardants in indoor environments in Norway. *Environ. Sci. Technol.* 48:6827-6835.

Chemtura. 2005. Fiche signalétique : Firemaster® 2100 et Firemaster® 2100C. Chemtura USA Corporation. MSDS Number : 01129. Date d'entrée en vigueur : 31 décembre 2005.

Chen, D., Letcher, R.J., Burgess, N.M., Champoux, L., Elliot, J.E., Hebert, C.E., Martin, P., Wayland, M., Weseloh, D.V.C., Wilson, L. 2012. Flame retardants in eggs of four gull species (Laridae) from breeding sites spanning Atlantic to Pacific Canada. *Environmental Pollution* 168:1-9.

Chen, S., Ma, Y., Wang, J., Chen, D., Luo, X., Mai, B. 2009. Brominated flame retardants in children's toys: Concentration, composition, and children's exposure and risk assessment. *Environ. Sci. Technol.* 43:4200-4206.

Chen, S., Ma, Y., Wang, J., Chen, D., Luo, X., Mai, B. 2010a. Response to "Comment on 'Brominated flame retardants in children's toys: Concentration, composition, and children's exposure and risk assessment.'" *Environ. Sci. Technol.* 44:1154-1155.

Chen, S., Ma, Y., Wang, J., Tian, M., Luo, X., Chen, D., Luo, X., Mai, B. 2010b. Measurement and human exposure assessment of brominated flame retardants in household products from South China. *J. Hazardous Material* 176:979-984.

[CITI] Chemicals Inspection and Testing Institute. 1991a. Test of biodegradability of Saytex-402 by microorganisms. Kurume Research Laboratories, Chemical Biotesting Center. Test number 11893.

[CITI] Chemicals Inspection and Testing Institute. 1991b. Test of biodegradability of Saytex-402 by microorganisms. Kurume Research Laboratories, Chemical Biotesting Center (Japon). Test number 41894.

[CMABFRIP] Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel. 1997a. Decabromodiphenyl oxide (DBDPO): determination of n-octanol/water partition coefficient. Wildlife International Ltd. Project Number 439C-101, 16 juin 1997.

[CMABFRIP] Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel. 1997b. Decabromodiphenyl oxide (DBDPO): determination of water solubility. Wildlife International Ltd. Project Number 439C-102, juin 1997.

[ConsExpo] Consumer Exposure Model [en ligne]. 2012. Version 4.1. Bilthoven (Pays-Bas) : Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Institut national néerlandais pour la santé publique et l'environnement). Accès : www.rivm.nl/en/healthanddisease/productsafety/ConsExpo.jsp#tcm:13-42840

Covaci, A., Harrad, S., Abdallah, M. A.-E., Ali, N., Law, R.J., Herzke, D., de Wit, C. 2011. Novel brominated flame retardants: A review of their analysis, environmental fate and behaviour. *Environment International* 37:532-556.

[CPOP] Modèle de polluants organiques persistants canadien. 2012. Version 1.1.18. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des substances existantes; Bourgas (Bulgarie) : Université Prof. Assen Zlatarov, Laboratory of Mathematical Chemistry. [Modèle basé sur celui de Mekenyan *et al.*, 2005].

Desjardins, D., Krueger, H. 2003. A 96-hour toxicity test with the freshwater alga (*Selenastrum capricornutum*). Wildlife International Ltd, Easton (MD), É.-U. : Project number 471A-108A.

De Wit, C.A., Herzke, D., Vorkamp, K. 2010. Brominated flame retardants in the Arctic environment - trends and new candidates. *Science of the Total Environment* 408:2885-2918.

De Wit, C.A., Kierkegaard, A., Ricklund, N., Sellström. 2011. Emerging Brominated Flame Retardants in the Environment. *In* Brominated flame retardants in the environment. Eljarrat, E., Barceló, D., eds. The Handbook of Environmental Chemistry, Springer.

Diamond, M.L., Goosey, E., Saini, A., Chaudhuri, S. 2013. Assessment of the prevalence and exposure to new flame retardants (NFRs) in Canadian indoor environments. Étude inédite menée sous contrat pour Santé Canada, 86 p.

Dimitrov, S., Dimitrova, N., Parkerton, T., Comber, M., Bonnell, M., Mekenyan, O. 2005. Base-line model for identifying the bioaccumulation potential of chemicals. *SAR QSAR Environ. Res.* 16(6):531-554.

Dirtu, A.C., Ali, N., Van den Eede, N., Neels, H., Covaci, A. 2012. Country specific comparison for profile of chlorinated, brominated and phosphate organic contaminants in indoor dust. Case study for Eastern Romania, 2010. *Environ. Int.* 49:1-8.

Dodson, R.E., Perovich, L.J., Covaci, A., Van den Eede, N., Ionas, A.C., Dirtu, A.C., Brody, J.G., Rudel, R.A. 2012. After the PBDE Phase-Out: A Broad Suite of Flame Retardants in Repeat House Dust Samples from California. *Environ. Sci. Technol.* 46:13056-13066. [EC] Communautés européennes. 2002. Rapport d'évaluation des risques de l'Union européenne. Bis(pentabromophenyl) ether. CAS No.: 1163-19-5. EINECS No.: 214-604-9. Évaluation des risques. Rapport définitif préparé par la France et le Royaume-Uni au nom de l'Union européenne, 2002.

[DPD] Recherche produits pharmaceutiques en ligne [en ligne]. 2013. Santé Canada. [modifié le 25 février 2013]. Accès : <http://webprod5.hc-sc.gc.ca/dpd-bdpp/language-language.do?lang=fra&url=t.search.recherche>

[EC] Communauté européenne. 2003. Technical guidance document on risk assessment in support of commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and commission regulation (EC) 1488/94 on risk assessment for existing substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Bruxelles (Belgique) : CE.

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques. 2010. Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chap. R.16: Environmental exposure estimation. Mai 2010. Guidance for the implementation of REACH. Helsinki (Finlande) : Agence européenne des produits chimiques.

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques. ©2007-2013. Registered Substances database. Résultats de recherche portant sur le numéro de registre CAS [84852-53-9]. Helsinki (Finlande) : Agence européenne des produits chimiques. [mis à jour le 27 novembre 2012; consulté en mars 2014]. Accès : www.echa.europa.eu/information-on-chemicals/registered-substances

[ECOSAR] Ecological Structure Activity Relationships Class Program [modèle d'évaluation]. 2012. Version 1.11. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté en janvier 2014]. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

[EFSA] Autorité européenne de sécurité des aliments. 2012. Scientific Opinion on Emerging and Novel Brominated Flame Retardants (BFRs) in Food. Groupe scientifique sur les contaminants de la chaîne alimentaire. *EFSA Journal* 10(10):2908. 125 p. doi:10.2903/j.efsa.2012.2908. Accès : www.efsa.europa.eu/efsajournal

Egeback, A.L., Sellstrom, U., McLachlan, M.S. 2012. Decabromodiphenyl ethane and decabromodiphenyl ether in Swedish background air. *Chemosphere* 86:264-269.

Egloff, C., Crump, D., Chiu, S., Manning, G., McLaren, K.K., Cassone, C.G., Letcher, R.J., Gauthier, L.T., S.W. 2011. *In vitro* and *in ovo* effects of four brominated flame retardants on toxicity and hepatic mRNA expression in chicken embryos. *Toxicology Letters* 207:25-33.

Eljarrat, E., Barceló, D, éd. 2011. Brominated Flame Retardants. Série : *The Handbook of Environmental Chemistry*, volume 16. Heidelberg (Berlin) : Springer, 290 p.

Environment Agency. 2007. Environmental risk evaluation report: 1,1'-(Ethane-1,2-diyl)bis[penta-bromobenzene] (CAS: 84852-53-9). 84852-53-9. Agence environnement, gouvernement du Royaume-Uni.

Environnement Canada. 2006. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement 1999*. Rapport d'évaluation écologique préalable des polybromodiphényléthers (PBDE). Juin 2006. Accès : <http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=Fr&n=0DDA2F24-1>

Environnement Canada. 2010. Rapport sur l'état des connaissances scientifiques écologiques concernant le décabromodiphényléther (décaBDE) : Bioaccumulation et transformation. Août 2010. Accès : http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/documents/substances/decabde/rapport_cse_decabde-fra.pdf

Environnement Canada. c.2006-2013. Gestion des risques liés au décabromodiphényléther (décaBDE) : engagement volontaire envers l'élimination progressive des exportations au Canada [en ligne]. Accès : <http://www.ec.gc.ca/toxiques-toxics/default.asp?lang=Fr&n=F64D6E3B-1>

Environnement Canada. 2013. Utilisation judicieuse de l'eau. [consulté le November 2014]. Accès : <https://www.ec.gc.ca/eau-water/default.asp?lang=En&n=F25C70EC-1>

Environnement Canada. 2014. Données recueillies en vertu du programme national de suivi et de surveillance des contaminants dans le poisson d'Environnement Canada (2010-2012). <http://www.ec.gc.ca/scitech/default.asp?lang=Fr&n=828EB4D2-1>. Base de données partagée entre la Division du Monitoring et de la surveillance de la qualité des eaux douces (programme des Grands Lacs) et la Division de l'évaluation écologique.

Environnement Canada. 2015. Summary tables for DBDPE. Documentation à l'appui, Gatineau (Qc) : Environnement Canada. Information sur le rapport d'évaluation préalable des risques liés au 1,1'-(Éthane-1,2-diyl)bis[pentabromobenzène] . Disponible sur demande à l'adresse : substances@ec.gc.ca[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada 2013-2014. Données sur le Groupe de certaines substances ignifuges organiques, recueillies en vertu de l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances ignifuges organiques*. Données préparées par Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada dans le cadre du Programme des substances existantes.

Environnement Canada, Santé Canada. 2007. Substances chimiques : Catégorisation [en ligne]. Ottawa (Ont.) : gouvernement du Canada. [mis à jour le 25 mai 2013; consulté le 31 juillet 2013]. Accès : <http://www.chemicalsubstanceschimiques.gc.ca/approach-approche/categor-fra.php>

[EPI Suite] Estimation Programs Interface Suite for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2000-2012. Version 4.1. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté en janvier 2014]. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

[ESIS] European Chemical Substances Information System [base de données sur Internet]. ©1995-2012. Centre commun de recherche (CCR). [consulté en mars 2014]. Accès : esis.jrc.ec.europa.eu/

[ETRMA] European Rubber and Tyre Manufacturer Association. 2010. Tyre and General Rubber Goods Generic Exposure Scenario. Emission Factor Guidance for Formulation and Industrial Use, [Includes SpERC factsheet for ERC 3 and ERC 6d]. Préparé pour : ETRMA Brussels, Belgique. Préparé par : ChemRisk LLC. Pittsburgh (PA), É.-U. Version 2.0. 4 août 2010.

Fernandes, A., Smith, F., Petch, R., Panton, S., Carr, M., Mortimer, D., Tlustos, C., Rose, M. 2010. The emerging BFRs hexabromobenzene (HBB), bis(2,4,6-tribromophenoxy)ethane (BTBPE), and decabromodiphenylethane (DBDPE) in UK and Irish foods. Résumé du Fifth International Workshop on Brominated Flame Retardants, tenu du 7 au 9 avril 2010 à Kyoto, Japon.

Fromme, H., Hilger, B., Kopp, E., Miserok, M., Völkel, W. 2014. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), hexabromocyclododecane, (HBCD) and "novel" brominated flame retardants in house dust in Germany. *Environment International* 64:61-68.

Garcia-Reyero, N., Escalon, B.L., Prats, E., Stanley, J.K., Thienpont, B., Melby, N.L., Barón, E., Eljarrat, E., Barceló, D., Mestres, J. *et al.* 2014. Effects of BDE-209 contaminated sediments on zebrafish development and potential implications to human health. *Environment International* 63:216-223.

Gauthier, L., Potter, D., Hebert, C., Letcher, R.J. 2009. Temporal Trends and Spatial Distribution of Non-Polybrominated Diphenyl Ether Flame Retardants in the Eggs of Colonial Populations of Great Lakes Herring Gulls. *Environ. Sci. Technol.* 43(2):312-7.

Gerecke, A.C., Giger, W., Hartmann, P.C., Heeb, N.V., Kohler, H.-P.E., Schmid, P., Zennegg, M., Kohler, M. 2006. Anaerobic degradation of brominated flame retardants in sewage sludge. *Chemosphere* 64:311-317.

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

Gobas, F.A., Kelly, B.C., Arnot, J.A. 2003. Quantitative structure activity relationships for predicting the bioaccumulation of POPs in terrestrial food-webs. *QSAR Comb. Sci.* 22:329-336.

Goosey, E., Abdallah, M.A., Roosens, L., Harrad, S., Covaci, A. 2009. Dust from UK primary school classrooms and daycare centres: Its significance as a pathway of exposure of young children to perfluoroalkyl compounds (PFCs) and brominated flame retardants (BFRs). *Organohalogen Compd* 71:436-441.

Grands lacs. 2003. Fiche signalétique : Firemaster® 2100. Great Lakes Chemical Corporation. Date de révision : 18 novembre 2003.

Guerra, P., Alae, M., Eljarrat, E., Barcelo, D. 2011. Introduction to Brominated Flame Retardants: Commercially Products, Applications, and Physicochemical Properties. In Eljarrat, E., Barceló, D., eds. 2011. Brominated Flame Retardants. Série : *The Handbook of Environmental Chemistry*, volume 16, Heidelberg (Berlin) :Springer, 290 p.

Guerra, P., Alae, M., Jiménez, B., Pacepavicius, G., Marvin, C., MacInnis, G., Eljarrat, E., Barceló, D., Champoux, L., Fernie, K. 2012. Emerging and historical brominated flame retardants in peregrine falcon (*Falco peregrinus*) eggs from Canada and Spain. *Environment International* 40:179-186.

Hardy, M.L. 2004. A comparison of the fish bioconcentration factors for brominated flame retardants with their nonbrominated analogues. *Environ. Toxicol. Chem.* 23:656-661.

Hardy, M.L., Aufderheide, J., Krueger, H.O., Mathews, M.E., Porch, J.R., Schaefer, E.C., Stenzel, J.I., Stedeford, T. 2011. Terrestrial toxicity evaluation of decabromodiphenyl ethane on organisms from three trophic levels. *Ecotox. and Environ. Safety* 74:703-710.

Hardy, M.L., Krueger, H.O., Blankinship, A.S., Thomas, S., Kendall, T.Z., Desjardins, D. 2012. Studies and evaluation of the potential toxicity of decabromodiphenyl ethane to five aquatic and sediment organisms. *Ecotox. and Environ. Safety* 75:73-79.

Hardy, M.L., Margitich, D., Ackerman, L., Smith, R.L. 2002. The Subchronic Oral Toxicity of Ethane,1,2-Bis(pentabromophenyl) (Saytex 8010) in Rats. *International Journal of Toxicology* 21:165.

Hardy, M.L., Margitich, D., Ackerman, L., Smith, R.L. 2002. The subchronic oral toxicity of ethane, 1,2-bis(pentabromophenyl) (Saytex 8010) in rats. *Int. J. Toxicol.* 21:165-170.

Hardy, M.L., Mercieca, M.D., Rodwell, D.E., Stedeford, T. 2010. Prenatal developmental toxicity of decabromodiphenyl ethane in the rat and rabbit. *Birth Defects Res. B. Dev. Reprod. Toxicol.* 89(2):139-146.

Harrad, S., Ibarra, C., Abdallah, M.A., Boon, R., Neels, H., Covaci, A. 2008. Concentrations of brominated flame retardants in dust from United Kingdom cars, homes, and offices: Causes of variability and implications for human exposure. *Environ. Int.* 34:1170-1175.

He, M.J., Luo, X.J., Chen, M.Y., Sun, Y.X., Chen, S.J., Mai, B.X. 2012. Bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers and decabromodiphenyl ethane in fish from a river system in a highly industrialized area, South China. *Sci. Total Environ.* 419:109-115.

[HENRYWIN] Henry's Law Constant Program for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2011. Version 3.20. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté en janvier 2014]. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Hermanson, M.H., Isaksson, E., Forsstrom, S., Teixeira, C., Muir, D.C.G., Pohjola, V.A., Van der Wal, R.S.V. 2010. Deposition history of brominated Flame retardant compounds in an Ice core from Høltedahlfonna, Svalbard, Norway. *Environ. Sci. Technol.* 2010:7405-7410.

Houde, M., Berryman, D., de Lafontaine, Y., Verrault, J. 2014. Novel brominated flame retardants and dechloranes in three fish species from the St. Lawrence River, Canada. *Sci. Total Environ.* 479-480:48-56.

[HYDROWIN] Hydrolysis Rates Program for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2010. Version 2.00. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté en janvier 2014]. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Ismail, N., Bewurtz, S.B., Pleskach, K., Whittle, D.M., Helm, P.A., Marvin, C.H., Tomy, G.T. 2009. Brominated and chlorinated flame retardants in Lake Ontario, Canada, Lake Trout (*Salvelinus Namaycush*) between 1979 and 2004 and possible influence of food-web changes. *Environ. Toxicol. Chem.* 28(5):910-920.

Ismail, N., Pleskach, K., Marvin, C., Whittle, M., Keir, M., Helm, P., Tomy, G.T. 2006. Temporal trends of flame retardants in Lake Ontario lake trout (1979-2004). *Organohalogen Compd* 68:1808-1811

Jakab, E., Uddin, M.d.A., Bhaskar, T., Sakata, Y. 2003. Thermal decomposition of flame-retarded high impact polystyrene. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 68-69:83-99.

Kajiwara, N., Noma, Y., Takigami, H. 2008. Photolysis studies of technical decabromodiphenyl ether (DecaBDE) and ethane (DeBDethane) in plastics under natural sunlight. *Enviro. Sci. Technol.* 42:4404-4409.

Kajiwara, N., Noma, Y., Takigami, H. 2011. Brominated and organophosphate flame retardants in selected consumer products on the Japanese market in 2008. *J. Hazard Mater.* 192:1250-1259.

Kalachova, K., Hradkova, P., Lankova, D., Hajslova, J., Pulkrabova, J. 2012. Occurrence of brominated flame retardants in household and car dust from the Czech Republic. *Sci. Total Environ.* 441:182-193.

Karlsson, M., Julander, A., van Bavel, B., Hardell, L. 2007. Levels of brominated flame retardants in blood in relation to levels in household air and dust. *Environ. Int.* 33:62-69.

Kelly, B.C., Gobas, F.A.P.C., McLachlan, M.S. 2004. Intestinal absorption and biomagnification of organic contaminants in fish, wildlife and humans. *Environ. Toxicol. Chem.* 23(10):2324-2336.

Kelly, B.C., Ikonomidou, M.G., Blair, J.D., Morin, A.E., Gobas, F.A.P.C. 2007. Food Web-Specific Biomagnification of Persistent Organic Pollutants. *Science* 317:236-239.

Kemmlin, S., Hahn, O., Jann, O. 2003. Emissions of organophosphate and brominated flame retardants from selected consumer products and building materials. *Atmos. Environ.* 37:5485-5493.

Kierkegaard, A. 2007. PBDEs in the environment. Time trends, bioaccumulation and the identification of their successor, decabromodiphenyl ethane [mémoire de doctorat]. Department of Applied Environmental Science, Université de Stockholm, Stockholm, Suède. 68 p.

Kierkegaard, A., Balk, L., Tjärnlund, U., de Wit, C.A., Jansson, B. 1999. Dietary uptake and biological effects of decabromodiphenyl ether in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ. Sci. Technol.* 33:1612-1617.

Kierkegaard, A., Bjorkland, J., Fridean, U. 2004. Identification of the Flame Retardant Decabromodiphenyl Ethane in the Environment. *Environ. Sci. Technol.* 38:3247-3253.

Kierkegaard, A., Sellström, U., McLachlan, M.S. 2009. Environmental analysis of higher brominated diphenyl ethers and decabromodiphenyl ethane. *Journal of Chromatography A.*, 1216:364-375.

Kim, M., Guerra, P., Alaei, M., Smyth, S.A. 2014. Occurrence and fate of four non-regulated brominated flame retardants in wastewater treatment plants. *Environmental Science and Pollution Research* 21(23):13394-13404.

Klasmeier, J., Matthies, M., MacLeod, M., Fenner, K., Scheringer, M., Stroebe, M., Le Gall, A.C., McKone, T.E., van de Meent, D., Wania, F. 2006. Application of multimedia models for screening assessment of long-range transport potential and overall persistence. *Environ. Sci. Technol.* 40:53-60.

[KLIF] Agence norvégienne du climat et de la pollution. 2013. Perfluorinated alkylated substances, brominated flame retardants and chlorinated paraffins in the Norwegian Environment - Screening 2013. Tromsø (Norvège) : NILU (institut norvégien de recherches sur l'air) et SWECO Group, 98 p.

[KOAWIN] Octanol Air Partition Coefficient Program for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2010. Version 1.10. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté en janvier 2014]. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

[KOCWIN] Organic Carbon Partition Coefficient Program for Windows [modèle d'évaluation]. 2010. Version 2.00. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté en janvier 2014]. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Kolic, T.M., Shen, L., MacPherson, K., Fayez, L., Gobran, T., Helm, P.A., Marvin, C.H., Arsenault, G., Reiner, E.J., 2009. The analysis of halogenated flame retardants by GC-HRMS in environmental samples. *Journal of Chromatographic Science* 47:83-91.

Konstantinov, A., Arsenault, G., Chittim, B., Kolic, T., MacPherson, K., McAlees, A., McCrindle, R., Potter, D., Reiner, E.J., Tashiro, C., Yeo, B. 2006. Characterization of mass-labeled [¹³C¹⁴]-decabromodiphenylethane and its use as a surrogate standard in the analysis of sewage sludge samples. *Chemosphere* 64:245-249.

[KOWWIN] Octanol Air Partition Coefficient Program for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2010. Version 1.68. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté en janvier 2014]. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Krueger, H., Thomas, S., Kendall, T. 2003a. S8010: A prolonged sediment toxicity test with *Chironomus riparius* using spiked sediment. Wildlife International Ltd, Easton (MD), USA. Project number 471A-110.

Krueger, H., Thomas, S., Kendall, T. 2003b. S8010: A prolonged sediment toxicity test with *Lumbriculus variegatus* using spiked sediment with a total of 2% organic carbon. Wildlife International Ltd, Easton (MD), USA. Project number 471A-109.

Kuo, Y.M., Sepulveda, M.S., Sutton, T.M., Ochoa-Acuna, H.G., Muir, A.M., Miller, B., Hua, I. 2010. Bioaccumulation and biotransformation of decabromodiphenyl ether and effects on daily growth in juvenile lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*). *Ecotoxicology* 19(4):751-60.

Laouedj, N., Abdelkader, E., Ulrich, M., Bekka, A. 2014. Spectroscopic behaviour of saytex 8010 under UV-visible light and comparative thermal study with some flame retardant. *J. Photochem. Photobiol. A Chem.* 275:96-102.

Law, K., Halldorson, T., Danell, R., Stern, G., Gewurtz, S., Alae, M., Marvin, C., Whittle, M., Tomy, G. 2006. Bioaccumulation and trophic transfer of some flame retardants in a lake Winnipeg (Canada) food web. *Environ. Toxicol. Chem.* 25:2177-2186.

Lee, S.C., Sverko, E.T., Schachtschneider, J., Zaruk, D., DeJong, M., Barresi, E. 2010. "New" Flame Retardants in the Global Atmosphere under the GAPS Network. Résumé du Brominated Flame Retardants Workshop (BFR) 2010, tenu à Kyoto du 7 au 9 avril 2010. Accès : <http://www.bfr2010.com/abstract-download/2010/90066.pdf>

Letcher, R.J., Martenson, S.C., Fernie, K.J. 2014. Dietary exposure of American kestrels (*Falco sparverius*) to decabromodiphenyl ether (BDE-209) flame retardant: Uptake, distribution, debromination and cytochrome P450 enzyme induction. *Environment International* 63:182-190.

Lin, Y., Ma, J., Qiu, X., Zhao, Y., Zhu, T. 2015. Levels, spatial distribution, and exposure risks of decabromodiphenylethane in soils of North China. *Environ. Sci. Pollut. Res.*
Liu, L.-Y., Salamova, A., Hites, R.A. 2014. Halogenated flame retardants in baby food from the United States and from China and the estimated dietary intakes by infants. *Environ. Sci. Technol.* 48:9812-9818.

Ilyas, M., Sudaryanto, A., Setiawan, I.E., Riyadi, A.S., Isobe, T., Ogawa, S., Takahashi, S., Tanabe, S. 2011. Characterization of polychlorinated biphenyls and brominated flame retardants in surface soils from Surabaya, Indonesia. [*Chemosphere*](#) 83:783-791

Mallory, V. 1988a. Acute exposure oral toxicity. Report no. PH 402-ET-001-88. Decabromodiphenylethane. Lot #SH-6427-49. Rapport inédit.

Mallory, V. 1988b. Acute exposure dermal toxicity. Report no. PH 422-ET-001-88. Decabromodiphenylethane. Lot #SH-6427-49. Rapport inédit.

Mallory, V. 1988c. Primary dermal irritation study in rabbits. Report no. PH 420-ET-001-88. Decabromodiphenylethane. Lot #SH-6427-49. Rapport inédit.

Mallory, V. 1988d. Primary eye irritation study in rabbits. Report no. PH 421-ET-001-88. Decabromodiphenylethane. Lot #SH-6427-49. Rapport inédit.

Mannetje, A., Coakley, J., Bridgen, P., Brooks, C., Harrad, S., Smith, A.H., Pearce, N., Douwes, J. 2013. Current concentrations, temporal trends and determinants of persistent organic pollutants in breast milk of New Zealand woman. *Science of the Total Environment* 458-460:399-407.

Margitich, D. 1991. 28 day toxicity study in rats. Report no. PH 436-ET-002-90. Saytex®R 402. Lot #23-014-2A. Rapport inédit.

Margitich, D.L. 1992. Subchronic 90 day oral toxicity study in rats. PH 470-ET-001-91. Saytex 402. Lot #23-014-2A. Waverly (PA) : Pharmakon Research International Inc.

Mayer, P., Reichenberg, F. 2006. Can highly hydrophobic organic substances cause aquatic baseline toxicity and can they contribute to mixture toxicity? *Environ. Tox. and Chem.* 25(10):2639-2644.

Ma, Y., Salamova, A., Venier, M., Hites, R.A. 2013. Has the phase-out of PBDEs affected their atmospheric levels? Trends of PBDEs and their replacements in the Great Lakes atmosphere. *Environ. Sci. Technol.* 47:11457-11464.

McCarty, L.S., Arnot, J.A., Mackay, D. 2013. Evaluation of critical body residue for acute narcosis in aquatic organisms. *Environ. Toxicol. Chem.* 32(10).

McCarty, L.S., Mackay, D. 1993. Enhancing ecotoxicological modeling and assessment: critical body residues and modes of toxic action. *Environ. Sci. Technol.* 27:1719-1728.

McKinney, M., Dietz, R., Sonne, C., De Guise, S., Skirnisson, K., Karlsson, K., Steingrimsdottir, E., Letcher, R.J. 2011a. Comparative hepatic microsomal biotransformation of selected PBDES, including Decabromodiphenyl ether, and Decabromodiphenyl ethane flame retardants in Arctic marine-feeding mammals. *Environ. Sci. Technol.* 30(7):1506-1514.

McKinney, M., Letcher, R.J., Aars, J., Born, E.W., Branigan, M., Dietz, R., Evans, T.J., Gabrielsen, G.W., Peacock, E., Sonne, C. 2011b. Flame retardants and legacy contaminants in polar bears from Alaska, Canada, East Greenland and Svalbard, 2005-2008. *Environment International* 37:365-374.

Mekenyan, G., Dimitrov, S.D., Pavlov, T.S., Veith, G.D. 2005. POPs: A QSAR system for creating PBT profiles of chemicals and their metabolites. *SAR QSAR Environ. Res.* 16(1-2):103-133.

Melymuk L, Robson M, Csiszar S, Helm P, Kaltenecker G, Backus S, Bradley L, Gilbert B, Blanchard P, Jantunen L, Diamond M. 2014. From the City to the Lake: Loadings of PCBs, PBDEs, PAHs and PCMs from Toronto to Lake Ontario. *Environ Sci Technol* 48: 3732–3741.

Mercieca, M.D. 1992a. Developmental toxicity (teratology) study in rats with Saytex®R 402. SLS Study No. 3196.24. Document inédit.

Mercieca, M.D. 1992b. Developmental toxicity (teratology) study in rabbits with Saytex®R 402. SLS Study No. 3196.26. Document inédit.

Meyer, T., Muir, D.C.G., Teixeira, C., Wang, X., Young, T. 2012. Deposition of brominated flame retardants to the Devon Ice Cap, Nunavut, Canada. *Environ. Sci. Technol.* 46:826-833.

MG Chemicals. 2011. Material Safety Data Sheet Code: 833FRB - Part B Name: Epoxy - Flame Retardant. MG Chemicals. Révisé le 11 avril 2011. [consulté en février 2014].

[MPBPWIN] Melting Point Boiling Point Program for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2010. Version 1.43. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté en janvier 2014]. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Mochungong, P., Abbasi, G., Diamond, M.L., Zhu, J. 2014. Polybrominated diphenyl ethers and alternative brominated flame retardants in furniture and electric and electronic devices collected from the Greater Toronto Area, Canada. Manuscrit inédit. 20 p.

Mo, I., Wu, J.P., Luo, X.J., Li, K.L., Peng, Y., Feng, A.H., Zhang, Q., Zou, F.S., Mai, B.X. 2013. Using the kingfisher (*alcedo atthis*) as a bioindicator of PCBs and PBDEs in the Dinghushan biosphere reserve, China. *Environ. Tox. and Chem.* 32(7):1655-1662.

- Mo, L., Wu, J.P., Luo, X.J., Zou, F.S., Mai, B.X. 2012. Bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers, decabromodiphenyl ethane, and 1,2-bis(2,4,6-tribromophenoxy) ethane flame retardants in kingfishers (alcedo atthis) from an electronic waste-recycling site in south china. *Environ. Tox. and Chem.* 31(9):2153-2158.
- Muir, D.C.G., Teixeira, C.F., Epp, J., Young, T., Wang, X., Keir, M., Backus, S. 2011. Bioaccumulation of Selected Halogenated Organic Flame Retardants in Remote Lakes and in the Great Lakes. Affiche présentée à la SETAC.
- Nakari, T., Huhtala, S. 2010. *In vivo* and *in vitro* toxicity of decabromodiphenyl ethane, a flame retardant. *Environ. Tox.* 25(4):333-338.
- [NCI] National Chemical Inventories [base de données sur CD-ROM]. 2009. Columbus (OH) : American Chemical Society, Chemical Abstracts Service. [consulté en juin 2010]. Accès : <http://www.cas.org/products/other-cas-products/nci-on-cd>
- [New EQC] New Equilibrium Criterion Model. 2012. Version 1.0 (Beta). Peterborough (Ont.) : Université Trent, Canadian Environmental Modelling Centre. [consulté en mai 2014]. Accès : www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/NewEQCv100.html
- Newton PE. 2003. A sensitization study (maximization method) of Saytex 8010 in guinea pigs. Study No. 972-001. MPI Research Inc., Mattawan (MI). Document inédit.
- [NHPID] Base de données sur les ingrédients des produits de santé naturels [base de données sur Internet]. 2014. Santé Canada. [modifiée le 24 mars 2014]. Accès : <http://webprod.hc-sc.gc.ca/nhpid-bdipsn/search-rechercheReq.do?url=&lang=fra>
- Nichols, J.W., Fitzsimmons, P.N., Burkhard, L.P. 2007. *In vitro* – *in vivo* extrapolation of quantitative hepatic biotransformation data for fish. II. Modeled effects on chemical bioaccumulation. *Environ. Toxicol. Chem.* 26:1304-1319.
- Nordic Co-operation. 2011. Brominated Flame Retardants (BFR) in the Nordic Environment. *TemaNord* 2011:528 [86 p.]. Accès : <http://www.norden.org/en/publications/publikationer/2011-528>
- Norris, B., Smith, S. 2002. Research into the mouthing behaviour of children up to 5 years old. Bureau de la consommation et de la concurrence [traduction], Ministère britannique du commerce et de l'industrie [traduction], Londres (Royaume-Uni). [cité dans Exposure Factors Handbook, USEPA, 2011]. Accès : <http://www.epa.gov/ncea/efh/pdfs/efh-complete.pdf>

Noyes, P.D., Hinton, D.E., Stapleton, H.M. 2011. Accumulation and debromination of decabromodiphenyl ether (BDE-209) in juvenile fathead minnows (*Pimephales promelas*) induces thyroid disruption and liver alterations. *Toxicological Sciences* 122(2):265-74.

Noyes, P.D., Lema, S.C., Macaulay, L.J., Douglas, N.K., Stapleton, H.M. 2013. Low Level Exposure to the Flame Retardant BDE-209 Reduces Thyroid Hormone Levels and Disrupts Thyroid Signaling in Fathead Minnows. *Environ. Sci. Technol.* 47:10012-10021.

Nyholm, J.R., Grabic, R., Arp, H.P.H., Moskeland, T., Andersson, P.L. 2013. Environmental occurrence of emerging and legacy brominated flame retardants near suspected sources in Norway. *Science of the Total Environment* 443:307-314.

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 1994. Selected brominated flame retardants. Risk Reduction Monograph No. 3, OECD Environment Monograph Series No. 102, Paris. Accès : <http://www.oecd.org/ehs/ehsmono/#RISK>

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2000. Séries sur les essais et l'évaluation de l'OCDE numéro 23 : Guidance document on aquatic toxicity testing of difficult substances and mixtures. Paris (France) : Direction de l'environnement de l'OCDE. 53 p.

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2004. Emission scenario document on textile finishing industry [en ligne]. Paris, France : Organisation de coopération et de développement économiques, Direction de l'environnement. Report No.: ENV/JM/MONO(2004)12, JT00166691. [consulté en février 2014]. Accès : www.oecd.org/dataoecd/2/47/34003719.pdf

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2009. Emission scenario document on plastic additives [en ligne]. Paris, France : Organisation de coopération et de développement économiques, Direction de l'environnement. Series on Emission Scenario Documents No. 3. Report No. ENV/JM/MONO(2004)8/REV1. JT03267870. [consulté en mai 2014]. Accès : www.oecd.org/chemicalsafety/assessmentofchemicals/publicationsonchemicalsexposureassessment.htm

Orihel, D., Bisbicos, T., Dupuis, A.P., Muir, D.C.G. 2014. Debromination of the flame retardant decabromodiphenyl ether in lake sediments. Document inédit.

Orihel, D., Bisbicos, T., Darling, C.T.R., Dupuis, A.P., Williamson, M., Muir, D.C.G. 2016. Probing the debromination of the flame retardant decabromodiphenyl ether in sediments of a boreal lake. *Environ. Toxicol. Chem.*

- Papa, E., Kovarich, S., Gramatica, P. 2010. QSAR modeling and prediction of the endocrine-disrupting potencies of brominated flame retardants. *Chem. Res. Toxicol.* 23:946-954.
- Petreas, M., Park, J.S., Wang, M., Wang, Y., Guo, W., Tarrant, D., Rhee, A., Harwani, S. 2012. The California Biomonitoring Program: Persistent organic pollutants in archived and contemporary serum. *Global NEST J.* 1:80-85.
- Porch, J., Krueger, H. 2005. S8010: A toxicity test to determine the effects of the test substance on seedling emergence of six species of plants. Wildlife International Ltd, Easton (MD), É.-U. : Project number 471-101A.
- Putman, D.L. 1992. Chromosome aberrations in Chinese hamster lung (CHL) cells. Report no. T9499.227025. Saytex®R 402. Document inédit.
- Puype, F., Samsonek, J., Knoop, J., Egelkraut-Holtus, M., Ortliebb, M. 2015. Evidence of waste electrical and electronic equipment (WEEE) relevant substances in polymeric food-contact articles sold on the European market. *Food Addit. Contam. Part A* 32(3):410-426.
- Qi, H., Li, W.-L., Liu, L.-Y., Zhang, Z.-F., Zhu, N.-Z., Song, W.-W., Ma, W.-L., Li, Y.-F. 2014. Levels, distribution and human exposure of new non-BDE brominated flame retardants in the indoor dust of China. *Environ. Pollut.* 195:1-8.
- Qin, X., Xia, X., Xia, Z., Yang, Z., Yan, S., Zhao, Y., Wei, R., Li, Y., Tian, M., Zhao, X., Qin, Z., Xu, X. 2010. Thyroid disruption by technical decabromodiphenyl ether (DE-83R) at low concentrations in *Xenopus laevis*. *J. of Environmental Sciences* 22(5):744-751.
- Remberger, M., Kaj, L., Hansson, K., Bibi, M., Brorström-Lundén, E., Haglund, P., Liljelind, P., Bergek, S., Andersson, R., Kitti-Sjöström, R. 2014. Screening of Emerging Brominated Flame Retardants (BFRs) and Polybrominated dibenzofurans (PBDFs). IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd. IVL Report B2110. 49 p. + 6 annexes.
- Ricklund, N., Kierkegaard, A., McLachlan, M.S. 2008a. An international survey of decabromodiphenyl ethane (deBDethane) and decabromodiphenyl ether (decaBDE) in sewage sludge samples. *Chemosphere* 73:1799-1804.
- Sahlstrom, L., Sellstrom, U., de Wit, C.A. 2012. Clean-up method for determination of established and emerging brominated flame retardants in dust. *Anal. Bioanal. Chem.* 404:459-466.
- Sakuratani, Y., Noguchi, Y., Kobayashi, K., Yamada, J., Nishihara, T. 2008. Molecular size as a limiting characteristic for bioconcentration in fish. *J. Environ. Biol.* 29(1):89-92.

Salamova, A., Hites, R.A. 2010. Evaluation of Tree Bark as a Passive Atmospheric Sampler for Flame Retardants, PCBs, and Organochlorine Pesticides. *Environ. Sci. Technol.* 44:6196-6201.

Salamova, A., Hites, R.A. 2011. Discontinued and alternative brominated flame retardants in the Atmosphere and precipitation from the Great lake basin. *Environ. Sci. Technol.* 45:8698-8706.

Sample, B.E., Opresko, D.M., Suter, G.W. II. 1996. Toxicological Benchmarks for Wildlife: 1996 Revision. Oak Ridge (TN) : Health Sciences Research Division. Présenté au United States Department of Energy. Contract No. DE-AC05-84OR21400.

San, R.H., Wagner, V.O. 1991. Salmonella/mammalian-microsome plate incorporation mutagenicity assay (Ames test) and *Escherichia coli* WP2 uvrA reverse mutation assay. Report no. Saytex®R 402. Rapport inédit.

Santé Canada. 1995. Enquête sur l'exposition des êtres humains aux contaminants dans le milieu : Un guide pour les calculs de l'exposition. Ottawa (Ont.) : Les Grands Lacs : Impact sur la santé, Direction générale de la protection de la santé, Santé Canada.

Santé Canada. 1998. Exposure Factors for Assessing Total Daily Intake of Priority Substances by the General Population of Canada. Rapport inédit. Décembre 1998. Section des substances d'intérêt prioritaire, Direction de l'hygiène du milieu, Santé Canada.

Santé Canada. 2014a. CMP survey 2014-2015: Determination of flame retardants in consumer products. Project no. 2014-2048. 19 juin 2014.

Santé Canada. 2014b. CMP survey 2014-2015: Determination of flame retardants in consumer products. Project no. 2014-2048. 12 août 2014.

Santé Canada. 2014c. Supporting document for the draft screening assessment: Benzene, 1,1'-(1,2-ethanediyl)bis[2,3,4,5,6-pentabromo-; (Decabromodiphenyl ethane). Human Health Supplementary Data. Ottawa (Ont.) : Santé Canada. Disponible sur demande à l'adresse substances@ec.gc.ca.

Santé Canada [en ligne]. 2013. Listes des additifs alimentaires autorisés dans ou sur les aliments vendus au Canada. [modifiées le 27 juin 2013]. Accès : <http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/securit/addit/list/index-fra.php>

Schaefer, E.C., Carpernter, K. 2010. Saytex 8010 : An evaluation of Inherent Biodegradability using the CONCAWE Test. Wildlife International Ltd. Project No. 471E-104. Draft OECD Guideline 302D. Wildlife International Ltd (MD). 45 p.

Schaefer, E.C., Matthews, M.E. 2011. Saytex 8010 : Biodegradation in anaerobic digester sludge. Wildlife International Ltd. Project No. 471E-105. OECD Guideline 314C. Wildlife International Ltd (MD). 56 p.

Schenker, U., Macleod, M., Scheringer, M., Hungerbühler, K. 2005. Improving data quality for environmental fate models: a least-squares adjustment procedure for harmonizing physicochemical properties of organic compounds. *Environ. Sci. Technol.* 39:8434-8441.

Scheringer, M., MacLeod, M., Wegmann, F. 2006. The OECD P_{OV} and LRTP Screening Tool [en ligne]. Version 2.0. Organisation de coopération et de développement économiques; Zurich (Suisse) : École polytechnique fédérale. Distribué lors de l'atelier OCDE-PNUE sur l'utilisation de modèles multimédias pour déterminer les polluants organiques persistants, tenu à Ottawa (Canada) du 31 mai au 2 juin 2006. [consulté le jj mm aaaa]. Accès : www.sust-chem.ethz.ch/downloads/Tool2_0_Manual.pdf

Schreder, ED, La Guardia, MJ. 2014. Flame Retardant Transfers from U.S. Households (Dust and Laundry Wastewater) to the Aquatic Environment. *Environ Sci Technol.*
She, Y.Z., Wu, J.P., Zhang, Y., Peng, Y., Mo, L., Luo, X.J., Mai, B.X. 2013. Bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers and several alternative flame retardants in a small herbivorous foodchain. *Environmental Pollution* 174:164-170.

Shi, T., Chen, S.J., Luo, X.J., Zhang, X.L., Tang, C.M., Luo, Y., Ma, Y.J., Wu, J.P., Peng, X.Z., Mai, B.X. 2009. Occurrence of Brominated Flame Retardants other than Polybrominated Diphenyl Ethers in Environmental and Biota Samples from Southern China. *Chemosphere* 74:910-916.

[SPIN] Substances in Preparations in Nordic Countries [base de données sur Internet]. 2006. Copenhagen (Danemark) : Conseil des ministres des pays nordiques. [consulté en mars 2011]. Accès : <http://90.184.2.100/DotNetNuke/>

Stankowski, L.F. 1998. Ames/Salmonella plate incorporation assay. Report no. PH301-ET- 001-88. Decabromodiphenylethane (DBDPE). Lot #SH-6427-49. Rapport inédit.

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

Stapleton, H.M., Allen, J.G., Kelly, S.M., Konstantinov, A., Klosterhaus, S., Watkins, D., McClean, M.D., Webster, T.F. 2008. Alternate and new brominated flame retardants detected in U.S. house dust. *Environ. Sci. Technol.* 42:6910-6916.

Stieger, G., Scheringer, M., Ng, C.A., Hungerbühler, K. 2014. Assessing the persistence, bioaccumulation potential and toxicity of brominated flame retardants: Data availability and quality for 36 alternative brominated flame retardants. *Chemosphere* 116:118-123.

Strid, A., Smedje, G., Athanassiadis, I., Lindgren, T., Lundgren, H., Jakobsson, K., Bergman, A. 2014. Brominated flame retardant exposure of aircraft personnel. *Chemosphere* 116:83-90.

Sun, R.B., Xi, Z.G., Yan, J., Yang, H.L. 2012. Cytotoxicity and apoptosis induction in human HepG2 hepatoma cells by decabromodiphenyl ethane. *Biomed. Environ. Sci.* 25(5):495-501.

Takigami, H., Suzuki, G., Hirai, Y., Ishikawa, Y., Sunami, M., Sakai, S. 2009. Flame retardants in indoor dust and air of a hotel in Japan. *Environ. Int.* 35:688-693.

Tian, M., Chen, S.-J., Wang, J., Tian, S., Luo, X.-J., Mai, B.-X. 2011a. Atmospheric deposition of halogenated flame retardants at urban, e-waste, and rural locations in southern China. *Environ. Sci. Technol.* 45:4696-4701.

Tlustos, C., Fernandes, A., Rose, M. 2010. The emerging BFRs - hexabromobenzene (HBB), bis(2,4,6-tribromophenoxy)ethane (BTBPE) and decabromodiphenylethane (DBDPE) – in Irish foods. *Organohalogen Compd.* 72:1577-1579.

Tolls, J., Muller, M., Willing, A., Steber, J. 2009. A new concept for the environmental risk assessment of poorly soluble compounds and its application to consumer products. *Integrated Environmental Assessment and Management* 5(3):374-378.

Toms, L.-M.L., Hearn, L., Sjödin, A., Mueller, J.F. 2011. Introduction to Brominated Flame Retardants: Commercially Products, Applications, and Physicochemical Properties. In Eljarrat, E., Barceló, D., eds. 2011. Brominated Flame Retardants. Série : *The Handbook of Environmental Chemistry*, volume 16. Heidelberg (Berlin) : Springer. 290 p. Tue, N.M., Takahashi, S., Suzuki, G., Isobe, T., Viet, P.H., Kobara, Y., Nobuyasu, S., Zhang, G., Sudaryanto, A., Tanabe, S. 2013. Contamination of indoor dust and air by polychlorinated biphenyls and brominated flame retardants and relevance of non-dietary exposure in Vietnamese informal e-waste recycling sites. *Environ. Int.* 51:160-167.

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 1993. Wildlife Exposure Factors Handbook. Vol. I. EPA/600/R-93/187a. Office of Research and Development.

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2011. Exposure factors handbook: 2011 edition. National Center for Environmental Assessment, Washington (DC); EPA/600/R-09/052F. Disponible auprès du National Technical Information Service, Springfield (VA). Accès : <http://www.epa.gov/ncea/efh>

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2012. Chemical Data Reporting [en ligne]. Washington (DC) : USEPA, Office of Pollution Prevention and Toxics. Search results for CAS RN [84852-53-9]. [consulté en février 2014]. Accès : http://java.epa.gov/oppt_chemical_search/

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2014. An alternative assessment for the flame retardant decabromodiphenyl ether (DecaBDE) (Rapport définitif). 901 p. [en ligne]. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/dfe/pubs/projects/decaBDE/deca-report-complete.pdf>

Valls-Cantenys, C., Villaverde-de-Sáa, E., Rodil, R., Quintana, J.B., Iglesias, M., Salvadóa, V., Celab, R. 2013. Application of polydimethylsiloxane rod extraction to the determination of sixteen halogenated flame retardants in water samples. *Analytica Chimica Acta* 770:85-93.

Van Hoven, R.L., Glassbrook, N., Nixon, W.B. 2002. Determination of the vapor pressure of Saytex 8010 using the spinning rotor gauge method. Wildlife International Ltd. Project number: 471C-102. Présenté à Albemarle Corporation.

Van Hoven, R.L., McGregor, J.A., Nixon, W.B. 1999a. Saytex 8010: Determination of water solubility by the generator column method. Wildlife International Ltd. Project number: 471C-101. Présenté à Albemarle Corporation.

Van Hoven, R.L., McGregor, J.A., Nixon, W.B. 1999b. Saytex 8010: Determination of the noctanol/water partition coefficient by the generator column method. Wildlife International Ltd. Project number: 471C-103. Présenté à Albemarle Corporation.

[VCCLAB] Virtual Computational Chemistry Laboratory. 2005. ALOGPS 2. [consulté en octobre 2013]. Accès : <http://www.vcclab.org>

Venier, M., Dove, A., Romanak, K., Backus, S., Hites, R. 2014. Flame Retardants and Legacy Chemicals in Great Lakes' Water. *Environ. Sci. Technol.* 48(16):9563-72.

Venier, M., Wierda, M., Bowerman, M., Hites, R.A. 2010. Flame retardants and organochlorine pollutants in bald eagle plasma from the Great Lakes region. *Chemosphere* 80:1234-1240.

Vernier, M., Hites, R. 2008. Flame Retardants in the Atmosphere near the Great Lakes. *Environ. Sci. Technol.* 42:4745-4751.

Wang, F., Wang, J., Dai, J., Hu, G., Wang, J., Luo, X., Mai, B. 2010. Comparative tissue distribution, biotransformation, and associated biological effects by decabromodiphenyl ethane and decabrominated diphenyl ether in male rats after a 90-Day oral exposure study. *Environ. Sci. Technol.* 44(14):5655-5660.

Wang, F., Wang, J., Wang, J., Mai, B., Dai, J. 2011. Response to comment on "comparative tissue distribution, biotransformation and associated biological effects by decabromodiphenyl ethane and decabrominated diphenyl ether in male rats after a 90-day oral exposure study". *Environ. Sci. Technol.* 45(11):5062-3.

Wang, J., Chen, S., Nie, X., Tian, Luo, X., An, T., Mai, B. 2012. Photolytic degradation of decabromodiphenyl ethane (DBDPE). *Chemosphere* 89(7):844-9.

Wang, J., Ma, Y.-J., Chen, S.-J., Tian, M., Luo, X.-J., Mai, B.-X. 2010. Brominated flame retardants in house dust from e-waste recycling and urban areas in South China: Implications on human exposure. *Environ. Int.* 36:535-541.

Wania, F. 2006. Potential of degradable organic chemicals for absolute and relative enrichment in the Arctic. *Environ. Sci. Technol.* 40:569-577.

Wan, Y., Zhang, K., Dong, Z., Hu, J. 2013. Distribution is a major factor affecting bioaccumulation of decabrominated diphenyl ether: Chinese sturgeon (*Acipenser sinensis*) as an example. *Environ. Sci. Technol.* 47(5):2279-86.

Watanabe, I., Sakai, S. 2003. Environmental release and behavior of brominated flame retardants. *Environment International* 29:665-682.

[WATERNT] Water Solubility Program [modèle d'évaluation]. 2010. Version 1.01. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté en janvier 2014]. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Webster, E., Mackay, D., Di Guardo, A., Kane, D., Woodfine, D. 2004. Regional differences in chemical fate model outcome. *Chemosphere* 55:1361-1376.

Wei, H., Aziz-Schwanbeck, A.C., Zou, Y., Corcoran, M.B., Poghosyan, A., Li, A., Rockne, K.J., Christensen, E.R., Sturchio, N.C. 2012. Polybromodiphenyl ethers and decabromodiphenyl ethane in aquatic sediments from Southern and Eastern Arkansas, United States. *Environ. Sci. Technol.* 46:8017-8024.

Weil, E.D., Levchik, S.V. 2009. Flame Retardants for Plastics and Textiles: Practical Applications. Cincinnati (OH) : Hanser Publishers. 297 p.

Weisbrod, A.V., Woodburn, K.B., Koelmans, A.A., Parkerton, T.F., McElroy, A.E., Borgå, K. 2009. Evaluation of bioaccumulation using *in vivo* laboratory and field studies. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 5(4):598-623.

Wilson, R., Jones-Otazo, H., Petrovic, S., Mitchell, I., Bonvalot, Y., Williams, D., Richardson, G.M. 2013. Revisiting dust and soil ingestion rates based on hand-to-mouth transfer. *Human and Ecological Risk Assessment* 19(1):158-188. Accès : <http://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/10807039.2012.685807>

[WSKOWWIN] Water Solubility for Organic Compounds Program for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2010. Version 1.42. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté en janvier 2014]. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Wu, J.P., Guan, Y.T., Zhang, Y., Luo, X.J., Zhi, H., Chen, S.J., Mai, B.X. 2010. Trophodynamics of Hexabromocyclododecanes and Several Other Non-PBDE Brominated Flame Retardants in a Freshwater Food Web. *Environ. Sci. Technol.* (44):5490-5495.

Xanthos, M., Todd, D.B. 2004. Plastics Processing. Encyclopedia of Polymer Science and Technology.

Xiao, J. 2006. A perspective on the development of brominated flame retardants in China. <<http://www.polymer.cn/Html/IndustryNews/2006-12/15/2007529102655763.htm>> (en chinois). [cité dans Shi *et al.*, 2009].

Yang, R., Wei, H., Guo, J., Li, A. 2012. Emerging Brominated Flame retardants in the sediment of the Great Lakes. *Environ. Sci. Technol.* 46:3119-3126.

Zhang, X.L., Luo, X.J., Chen, S.J., Wu, J.P., Mai, B.X. 2009. Spatial distribution and vertical profile of polybrominated diphenyl ethers, tetrabromobisphenol A, and decabromodiphenylethane in river sediment from an industrialized region of South China. *Environmental Pollution* 157:1917-1923.

Zheng, J., Luo, X.J., Yuan, J.G., Wang, J., Wang, Y.T., Chen, S.J., Mai, B.X., Yang, Z.Y. 2011. Levels and sources of brominated flame retardants in human hair from urban, e-waste, and rural areas in South China. *Environ. Pollut.* 159:3706-3713.

Zheng, J., Luo, X.-J., Yuan, J.-G., Wang, J., Wang, Y.-T., Chen, S.-J., Mai, B.-X., Yang, Z.-Y. 2011. Levels and sources of brominated flame retardants in human hair from urban, e-waste, and rural areas in South China. *Environ. Pollut.* 159:3706-3713.

Zhou, S.N., Buchar, A., Siddique, S., Takser, L., Abdelouabab, N., Zhu, J. 2014. Measurements of selected brominated flame retardants in nursing women: implications for human exposure. Manuscrit inédit, 24 p.

Zhou, S.N., Reiner, E.J., Marvin, C., Helm, P., Riddell, N., Dorman, F., Misselwitz, M., Shen, L., Crozier, P., MacPherson, K. *et al.* 2010a. Development of liquid chromatography atmospheric pressure chemical ionization tandem mass spectrometry for analysis of halogenated flame retardants in wastewater. *Anal. Bioanal. Chem.* 396:1311-1320.

Zhou, S.N., Reiner, E.J., Marvin, C., Kolic, T., Riddell, N., Helm, P., Dorman, F., Misselwitz, M., Brindle, I.D. 2010b. Liquid chromatography atmospheric pressure photoionization tandem mass spectrometry for analysis of 36 halogenated flame retardants in fish. *Journal of Chromatography A*. 1217:633-641.

Zhu, L., Hites, R. 2006. Brominated Flame Retardants in Tree Bark from North America. *Environ. Sci. Technol.* 40:3711-3716.

Zhu, L., Ma, B., Hites, R. 2009. Brominated flame retardants in serum from the general population in northern China. *Environ. Sci. Technol.* 43(18):6963-6968.

Annexes

Annexe A : Identité structurelle

Tableau A-1. Autres noms choisis pour le DBDPE

N° CAS	Autres noms choisis ^a
84852-53-9	1,1'-(Éthane-1,2-diyl)bis[pentabromobenzène] (TSCA, ASIA-PAC, NZIoC) 1,1'-(Éthane-1,2-diyl)bis[pentabromobenzène] (EINECS) 1,2-Bis(2,3,4,5,6-pentabromophényl)éthane; 1,2-Bis(pentabromophényl)éthane; décabromodiphényléthane; décabromodiphényléthylène Décadiphényl 8010; éthylènebis(pentabromobiphényl); éthylènebispentabromobenzène; 1,2,3,4,5-pentabromo-6-[2-(2,3,4,5,6-pentabromophényl)éthyl]benzène; 2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-décabromobibenzyl; éthane 1,2-bis(pentabromophényl); BDPE-209; DBDiPhEtb; DBDE; EBPE; DeBrPylE FCP 801; Firemaster 2100; Firemaster 2100C; Planelon BDE; RDT 3; S 8010; SAYTEX 8010; CG 801; PBB-209; SLFR-2; produit ignifuge SAYTEX 4010; SAYTEX 4010 ZD; produit ignifuge SAYTEX 402 (n'est plus commercialisé); produit ignifuge SAYTEX 8010; SAYTEX 8010 ZD; Netguard 8010; NNN® Br-971; Ecoflame B-971; YCFR-03; DBDPE/RDT-3; FR-1410

^a Noms tirés du National Chemical Inventories (NCI, 2009), de l'étude de l'ECHA (c. 2007-2013) (consultée le 6 mars 2014), de l'étude de Bergman *et al.*, 2012, etc.

Sélection des analogues

Le décabromodiphényléther (décaBDE) constitue un analogue proche du DBDPE et est jugé adéquat pour certaines propriétés physiques et chimiques. Le décaBDE est traité tout au long de cette évaluation, notamment en comparant son comportement avec celui du DBDPE (p. ex., dégradation, transport à grande distance, potentiel de bioaccumulation, et écotoxicité). Toutefois, on note entre les deux substances des différences en termes de composition moléculaire, de dimensions et de configurations, qui peuvent influencer sur le mode d'interaction des molécules avec leur environnement (communication de fabricant à l'intention d'Environnement Canada datée de 2014, source non citée). Par exemple, d'après un fabricant de produits chimiques, le décaBDE existe en tant que conforme tridimensionnel, disposé dans l'espace de sorte que les noyaux aromatiques soient orthogonaux (presque perpendiculaires) les uns aux autres avec une courbe de 120° au pont oxygène, tandis que le pont éthane du DBDPE crée une séparation suffisante entre les deux noyaux aromatiques complètement remplacés de sorte que la molécule puisse assumer plusieurs configurations tridimensionnelles, chaque configuration ayant ses propres dimensions

moléculaires. Le conformère le plus stable du DBDPE est plié à un angle aigu au pont éthane, donnant une longueur moléculaire plus courte que le décaBDE. Néanmoins, le volume moléculaire, la surface exposée et le diamètre transversal du DBDPE sont plus grands que ceux du décaBDE (communication de fabricant à l'intention d'Environnement Canada datée de 2014, source non citée).

Annexe B : Propriétés physiques et chimiques

Certaines valeurs modélisées du K_{oe} et de l'hydrosolubilité du DBDPE ont été déterminées par l'ajustement de valeurs expérimentales dans le modèle KOWWIN (2010). Cette méthode estime le K_{oe} ou l'hydrosolubilité pour un produit chimique donné (c.-à-d. DBDPE) en comparant sa structure à celle d'un produit chimique analogue qui a une valeur empirique (c.-à-d. décaBDE). La valeur empirique pour l'analogue est ajustée sur le plan quantitatif en fonction de l'effet que devraient avoir les différences structurales sur le K_{oe} ou l'hydrosolubilité lorsqu'on compare les deux substances chimiques. La lecture croisée directe des valeurs empiriques de l'analogue décaBDE ont également été prises en compte pour l'hydrosolubilité, le $\log K_{oe}$ et la pression de vapeur. En comparant les deux substances, le pont éthane du DBDPE entre les noyaux aromatiques (plutôt que le pont éther dans le décaBDE) devrait rendre les noyaux légèrement plus hydrophobes que ceux du décaBDE, et il devrait introduire une plus grande souplesse de conformation dans la molécule (Covaci *et al.*, 2011).

Les propriétés physiques et chimiques du DBDPE ont été vérifiées aux fins d'uniformité interne, conformément au procédé d'ajustement par la méthode des moindres carrés (Schenker *et al.*, 2005). Pour ce faire, la moyenne géométrique ou arithmétique de chaque paramètre physique et chimique applicable (pression de vapeur, hydrosolubilité, solubilité dans l'octanol, $\log K_{oe}$, $\log K_{oa}$ et $\log K_{ae}$) a été saisie dans le modèle. Des valeurs de sous-refroidissement ont été utilisées pour la pression de vapeur, l'hydrosolubilité et la solubilité dans l'octanol. Les valeurs utilisées pour déterminer les moyennes arithmétique et géométrique [pour les coefficients de partage (log)] représentent les valeurs indépendantes les plus fiables disponibles découlant de données empiriques, de la modélisation et d'analogues (tableau B-1; pour toutes les valeurs physiques et chimiques, consulter le tableau B-2). En déterminant l'uniformité interne des propriétés, le modèle d'ajustement selon la méthode des moindres carrés produit également des valeurs prévues. Généralement, le DBDPE se caractérise par une hydrosolubilité très faible, une pression de vapeur faible à très faible ainsi qu'un coefficient de partage carbone organique-eau (K_{co}) et un coefficient de partage octanol-eau (K_{oe}) très élevés. Tandis que des données expérimentales liées au $\log K_{oe}$, à l'hydrosolubilité et à la pression de vapeur existent pour le DBDPE, une incertitude subsiste quant à ces valeurs (p. ex., Stieger, 2014). Aux fins de la présente évaluation, la valeur de $\log K_{oe}$ de 9,89, représentant la moyenne géométrique vérifiée par ajustement selon la méthode des moindres carrés, a été utilisée. Cette valeur est légèrement supérieure à celle de l'analogue proche décaBDE (8.7) (Environnement Canada, 2010), mais légèrement inférieure à la

valeur déterminée par la méthode EVA avec le décaBDE (10.23). Afin de maintenir l'uniformité interne des valeurs de propriétés physiques et chimiques, les valeurs obtenues par ajustement selon la méthode des moindres carrés pour l'hydrosolubilité et la pression de vapeur ont également été prises en compte. D'après l'important ajustement de pourcentage (%) de la valeur de solubilité dans l'octanol après vérification au moyen d'un ajustement par la méthode des moindres carrés, il est probable que cette valeur d'entrée initiale soit largement sous-estimée. Si aucune valeur n'était incluse pour cette variable dans l'ajustement par la méthode des moindres carrés, le logK_{oe} serait inférieur à 10. Les valeurs finales sélectionnées sont résumées au tableau B-1.

Tableau B-1. Valeurs d'entrée des propriétés physiques et chimiques pour le modèle d'ajustement selon la méthode des moindres carrés

Source des données	Pression de vapeur (Pa)	Hydrosolubilité (mol/m ³)	Solubilité dans l'octanol (mol/m ³)	Log K _{oe}	Log K _{ae}	Log K _{oa}
Valeurs expérimentales DBDPE	1,00 x 10 ⁻⁴	7,41 x 10 ⁻⁷	1,96 x 10 ⁻³ⁱ	-	-	-
Valeurs expérimentales DBDPE	-	-	8,75 x 10 ⁻⁴ⁱ	-	-	-
Données déduites à partir d'analogues décaBDE	4,63 x 10 ⁻⁶	1,04 x 10 ⁻⁷	-	8,7	-	-
Méthode d'ajustement de la valeur expérimentale pour le décaBDE	-	4,23 x 10 ⁻⁹	-	10,23	-	-
Modèle EPI Suite (pas d'intrants)	2,11 x 10 ⁻¹²	1,19 x 10 ^{-15a}	-	13,64	-5,58	19,22 ^c
Modèle EPI Suite	-	1,0 x 10 ^{-9b}	-	-	-	14,28 ^d
Modèle EPI Suite	-	-	-	-	-	15,81 ^e
Modèle EPI Suite	-	-	-	-	-	13,44 ^f
VCC/AGLOGs	-	2,21 x 10 ⁻⁵	-	7,86	-	-
ACD/Percepta	-	5,0 x 10 ⁻⁹	-	10,63	-	-
Moyenne géométrique/moyenne ^g Valeurs d'entrée obtenues par ajustement selon	9,92 x 10⁻⁸ (1,46 x 10 ⁻⁴)	1,72 x 10^{-9h} (2,52E-6)	0,00131 (1,92) ⁱ	10,21	-5,58	15,69^h

la méthode des moindres carrés (valeurs de solubilité des liquides sous-refroidis)						
Valeurs de sortie obtenues par ajustement selon la méthode des moindres carrés (valeur de solubilité des liquides sous-refroidis)	5,59 x 10⁻¹⁰ (8,21 x 10 ⁻⁷)	8,34 x 10⁻⁹ (1,22 x 10 ⁻⁵)	64,1 (9,41 x 10 ⁴)	9,89	-4,57	14,45
% d'ajustement des valeurs	-99 %	385 %	4,88 x 10 ⁶ %	53 %	929 %	-94 %

^a WSKOWWIN, 2010.

^b WATERNT, 2010 (méthode des fragments).

^c KoaWin, 2010 utilisant le log K_{oe} de 13,64 de KOWWIN (pas d'intrants).

^d KoaWin, 2010 utilisant le log K_{oe} de 8,7.

^e KoaWin, 2010 utilisant le log K_{oe} de 10,23 de la méthode d'ajustement de la valeur expérimentale pour le décaBDE.

^f KoaWin, 2010 utilisant le log K_{oe} de 7,86.

^g La moyenne arithmétique calculée pour des valeurs archivées est équivalente à la moyenne géométrique des valeurs exponentielles (de coefficients de partage). Dans l'ajustement selon la méthode des moindres carrés, toutes les valeurs d'entrées sont de 1 par défaut pour la variance estimée, sauf pour la solubilité dans l'octanol (= 3), en raison du niveau d'incertitude élevé à l'égard des données de solubilité dans l'octanol.

^h Afin d'optimiser l'indépendance des estimations de paramètres, les valeurs modélisées fondées sur la valeur de log K_{oe} de l'utilisateur (p. ex., hydrosolubilité du modèle WSKOWWIN, autre que celle par défaut) n'ont pas été incluses dans le calcul de moyenne géométrique de l'hydrosolubilité. Toutefois, toutes les valeurs de log K_{oe} ont été entrées dans le modèle KOAWIN, car ce dernier constituait la seule source de données de K_{oa} (pour éviter de fausser l'interprétation du K_{oa} et pencher vers une valeur de log K_{oe} unique).

ⁱ Toutes les sources de données dans le tableau B-2 (avec conversions d'unités) autres que la solubilité dans l'octanol [communication personnelle, rapport de fabricant non publié, présenté à la Division des évaluations écologiques (Environnement Canada, 2013); source non citée]. Les valeurs individuelles énumérées sont des valeurs à l'état solide, toutefois, les valeurs d'entrée de l'hydrosolubilité, de la pression de vapeur et de la solubilité dans l'eau étaient des « valeurs de liquides sous-refroidis » (Shenker *et al.*, 2005) obtenues au moyen d'une division par le rapport de fugacité pour le DBDPE. Les valeurs d'entrée et de sortie incluses dans l'ajustement par la méthode des moindres carrés pour les liquides sous-refroidis figurent entre crochets en dessous des valeurs à l'état solide.

Tableau B-2. Propriétés physiques et chimiques détaillées du DBDPE

Propriété	Type	Valeur ^a	Température (°C)	Référence
État physique	Valeurs expérimentales	Poudre blanche/blanc cassé	s.o.	Albermarle, 2008

Propriété	Type	Valeur ^a	Température (°C)	Référence
Point de fusion (°C)	Valeurs expérimentales	(>) 345 ^s	s.o.	Chemtura, 2005 Albermarle, 2008
Point de fusion (°C)	Valeurs expérimentales	351 à 355	s.o.	Grands Lacs, 2003
Point de fusion (°C)	Valeurs expérimentales	350	s.o.	Albermarle, 2001
Point de fusion (°C)	Valeurs modélisées	259,71	s.o.	MPBPWIN, 2010
Point d'ébullition (°C)	Valeurs expérimentales	Non pertinente; devrait se dégrader avant ébullition	s.o.	Environment Agency, 2007
Point d'ébullition (°C)	Valeurs modélisées	600,86	s.o.	MPBPWIN, 2010
Densité (kg/m ³)	Valeurs expérimentales	868 (0,868 g/mL)	25	Albermarle, 2001
Densité (kg/m ³)	Densité tassée	3 250 (3,25 g/cm ³)	25	Albermarle, 2001
Densité (kg/m ³)	Densité aérée	1 760 (1,760 g/mL)	25	Albermarle, 2001
Pression de vapeur (Pa)	Valeurs expérimentales	< 1 x 10 ⁻⁴ Pa	20	Commission européenne, 2002, Van Hoven <i>et al.</i> , 2002 (jauge à rotor)
Pression de vapeur (Pa)	Valeurs modélisées	2,11 x 10 ⁻¹² (1,58 x 10 ⁻¹⁴ mmHg) ^c	25	MPBPWIN, 2010 (méthode de Grain modifiée)
Pression de vapeur (Pa)	Valeurs modélisées	1,35 x 10 ⁻¹¹ (1,01 x 10 ⁻¹³ mmHg)	25	MPBPWIN, 2010 (méthode MacKay)

Propriété	Type	Valeur ^a	Température (°C)	Référence
Pression de vapeur (Pa)	Valeurs modélisées	$2,85 \times 10^{-16}$ ($2,14 \times 10^{-18}$ mmHg) ^c	25	MPBPWIN, 2010 (méthode Antoine)
Pression de vapeur (Pa)	Valeurs modélisées	$\sim 1 \times 10^{-6}$	25	Environment Agency, 2007
Pression de vapeur (Pa)	Valeurs modélisées	$5,59 \times 10^{-10}$ (liquide sous-refroidi : $8,21 \times 10^{-7}$) ^s	25	Méthode d'ajustement des moindres carrés; Schenker <i>et al.</i> , 2005
Constante de la loi de Henry (Pa m ³ /mol)	Valeurs modélisées	$6,51 \times 10^{-38}$ ($6,42 \times 10^{-8}$ atm m ³ /mol) (log K _{ae} = -5,58)	25	HENRYWIN, 2011 (méthode d'estimation fondée sur les liaisons)
Constante de la loi de Henry (Pa m ³ /mol)	Valeurs modélisées	$2,98 \times 10^{-3}$ ($2,94 \times 10^{-8}$ atm m ³ /mol)	25	HENRYWIN, 2011 (méthode d'estimation fondée sur les groupes)
Constante de la loi de Henry (Pa m ³ /mol)	Valeurs modélisées	$6,7 \times 10^{-2}$ ($6,16 \times 10^{-9}$ atm m ³ /mol) (log K _{ae} = -4,57)	25	(PV/HS) ^g , ajustement selon la méthode des moindres carrés (Schenker <i>et al.</i> , 2005)
Log K _{oe} (sans dimension)	Valeurs expérimentales/ valeurs estimées	$\sim 3,55$ (estimation jugée incertaine; non fiable)	25	Van Hoven <i>et al.</i> , 1999b
Log K _{oe} (sans dimension)	Valeurs modélisées	13,64	25	KOWWIN, 2010

Propriété	Type	Valeur ^a	Température (°C)	Référence
Log K _{oe} (sans dimension)	Valeurs modélisées	10,23 ^c	25	KOWWIN, 2010 Méthode d'ajustement de la valeur expérimentale (EVA)
Log K _{oe} (sans dimension)	Valeurs modélisées	7,86	25	ALOGPS 2.1 VCCLAB 2005
Log K _{oe} (sans dimension)	Valeurs modélisées	10,63	25	ACD/Percepta de 1997 à 2012
Log K _{oe} (sans dimension)	Valeurs modélisées	9,89 ^{gs}	25	Ajustement selon la méthode des moindres carrés (Schenker <i>et al.</i> , 2005)
Log K _{co} (sans dimension)	Valeurs modélisées	6,38 (méthode de l'ICM)	25	KOCWIN 2010
Log K _{co} (sans dimension)	Valeurs modélisées	8,58 ^{ds} (méthode du K _{oe})	25	KOCWIN 2010
Log K _{oa} (sans dimension)	Valeurs modélisées	19,22	25	K _{OA} WIN, 2010
Log K _{oa} (sans dimension)	Valeurs modélisées	15,44 ^{ds}	25	K _{OA} WIN, 2010
Log K _{oa} (sans dimension)	Valeurs modélisées	14,45 ^g	25	Ajustement selon la méthode des moindres carrés (Schenker <i>et al.</i> , 2005)
Hydrosolubilité (mg/L)	Valeurs expérimentales	~7,2 x 10 ⁻⁴ (~0,72 µg/L)	25	Van Hoven <i>et al.</i> , 1999a (colonne de générateur)
Hydrosolubilité (mg/L)	Valeurs modélisées	9,71 x 10 ⁻⁷ (méthode des fragments)	25	WATERNT 2010

Propriété	Type	Valeur ^a	Température (°C)	Référence
Hydrosolubilité (mg/L)	Valeurs modélisées	$2,16 \times 10^{-8c}$	25	WSKOWWIN, 2010
Hydrosolubilité (mg/L)	Valeurs modélisées	$3,85 \times 10^{-9d}$	25	WSKOWWIN, 2010
Hydrosolubilité (mg/L)	Valeurs modélisées	$7,34 \times 10^{-10f}$	25	WSKOWWIN, 2010
Hydrosolubilité (mg/L)	Valeurs modélisées	$2,15 \times 10^{-2}$	25	ALOGPS 2.1 VCCLAB 2005
Hydrosolubilité (mg/L)	Valeurs modélisées	$4,11 \times 10^{-6e}$	25	WATERNT (méthode d'ajustement de la valeur expérimentale), 2010
Hydrosolubilité (mg/L)	Valeurs modélisées	$5,0 \times 10^{-9}$	25	ACD/Percepta de 1997 à 2012
Hydrosolubilité (mg/L)	Valeurs modélisées	$8,10 \times 10^{-6g}$ (liquide sous-refroidi : $1,19 \times 10^{-2}$)	25	Ajustement selon la méthode des moindres carrés (Schenker <i>et al.</i> , 2005)

Abréviations : log K_{oe} , coefficient de partage octanol-eau; log K_{co} , coefficient de partage carbone organique-eau; log K_{oa} , coefficient de partage octanol-air; pK_a , constante de dissociation acide; s.o., sans objet.

^s Indique la valeur choisie pour la modélisation.

^a Les valeurs entre parenthèses représentent les valeurs originales rapportées par les auteurs ou estimées par les modèles.

^b Densité apparente du sol

^c Log K_{oe} utilisé = 8,7 (d'après des données déduites à partir d'analogues du décaBDE).

^d Log K_{oe} utilisé = 9,89 (Ajustement selon la méthode des moindres carrés).

^e Hydrosolubilité utilisée = $1,0 \times 10^{-4}$ mg/L [valeur maximale découlant de l'analogue décaBDE ($< 1,0 \times 10^{-4}$ mg/L)].

^f Log K_{oe} utilisé = 10,23 (d'après la méthode d'ajustement de la valeur expérimentale du log K_{oe} du décaBDE).

^g Pour l'ajustement selon la méthode des moindres carrés (LSA); voir le tableau B-1 pour une liste des valeurs d'entrée utilisées.

Tableau B-3. Résumé des propriétés physiques et chimiques de l'analogue du DBDPE, à savoir le décaBDE

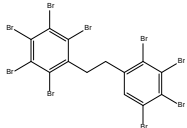
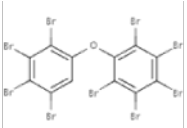
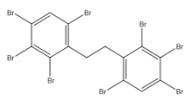
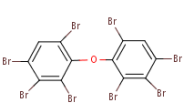
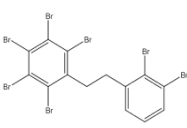
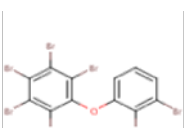
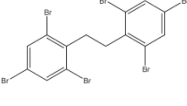
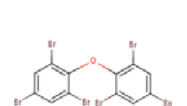
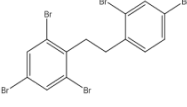
Propriété	Type	Valeur	Référence
-----------	------	--------	-----------

Pression de vapeur (Pa)	Valeurs expérimentales	$4,63 \times 10^{-6}$ (21 °C)	EC, 2002
Pression de vapeur (Pa)	Valeurs expérimentales	< 133,32 (250 °C)	OCDE, 1994
Log K _{oe} sans dimension)	Valeurs expérimentales	8,7 (6,27 à 9,7	Environnement Canada, 2010 EC, 2002 CMABFRIP, 1997a
Log K _{oe} (sans dimension)	Valeurs expérimentales	6,265 (25 °C)	MacGregor et Nixon, 1997
Hydrosolubilité (mg/L)	Valeurs expérimentales	0,02 à 0,03 (20 à 30 µg/L) < 0,1 µg/L	OCDE, 1994

Annexe C : Dérivés potentiels du DBDPE

Modélisation : propriétés physiques et chimiques, dégradation, bioaccumulation, et toxicité pour les organismes aquatiques

Tableau C-1. Comparaison entre les diphenyléthanés moins bromés et les diphenyléthers moins bromés

Dérivés du BDPE ^a	Masse moléculaire (g) ^b	Log K _{oe} ^b	PBDE ^c	Masse moléculaire (g) ^d	Log K _{oe} ^e
nonaBDPE 	892,33	9,0	nonaBDE 	880,4	7,8
octaBDPE 	813,4	8,11	octaBDE 	801,4	6,9
heptaBDPE 	734,5	7,22	heptaBDE 	722,3	6,0
hexaBPDE 	655,6	6,33	hexaBDE 	643,6	5,1
pentaBPDE 	576,8	5,44	pentaBDE 	564,7	4,3

^a Modèle SMILES pour les nonaBDE à partir du modèle CATALOGIC (2012); le reste des BDPE a été généré en modifiant les congénères de biphenyles polychlorés (BPC), notamment à l'aide du lien : www.epa.gov/osw/hazard/tsd/pccbs/pubs/congenertable.pdf, en tant que source de structure. Les codes SMILES pour les congénères de BDPE générés ont été vérifiés dans le programme de dessin EPI.

^b Estimation découlant des modèles EPI Suite (2002-2012). K_{oe} estimé par le modèle KOWWIN, v 1.68 (2010) à l'aide de la méthode EVA et d'une référence de log K_{oe} de 9,89 pour DBDPE.

^c Valeur sélectionnée à partir de Chem ID Plus (consulté en 2014), pour établir une correspondance avec les congénères de BDPE.

^d Valeurs tirées de l'évaluation préalable des PBDE (Environnement Canada, 2006).

^e Valeurs tirées de l'état des connaissances scientifiques écologiques sur décabromodiphényléther (Environnement Canada, 2010).

Tableau C-2. Propriétés physiques et chimiques prévues par le modèle RQSA (EPI Suite, 2000-2012) pour les dérivés représentatifs du DBDPE examinés dans le cadre de l'évaluation.

Produit de dégradation	Poids moléculaire (g/mol)	Log K _{oe} ^a	Hydrosolubilité (mg/L) ^b	SMILES (représentatif) ^{c,d}
DBDPE	971,23	9,89	8,10 x 10 ⁻⁶	<chem>c1(c(c(c(c(c1Br)CCc2c(c(c(c(c2Br)Br)Br)Br)Br)Br)Br)Br</chem>
nonaBDPE	892,33	9,0	8,92 x 10 ⁻⁷	<chem>BrC1cc(CCC2c(Br)c(Br)c(Br)c(Br)c2Br)c(Br)c(Br)c1Br</chem>
octaBDPE	813,44	8,11	3,06 x 10 ⁻⁶	<chem>BrC1=C(C(Br)=C(Br)C(Br)=C1)CC C2=C(Br)C=C(Br)C(Br)=C2Br</chem>
heptaBDPE	734,54	7,22	1,63 x 10 ⁻⁵	<chem>BrC1=C(C(Br)=C(Br)C(Br)=C1Br)C CC2=CC=CC(Br)=C2Br</chem>
hexaBPDE	655,64	6,33	8,55 x 10 ⁻⁵	<chem>BrC1=C(C(Br)=CC(Br)=C1)CCC2= C(Br)C=C(Br)C=C2Br</chem>
pentaBPDE	576,75	5,44	4,4 x 10 ⁻⁴	<chem>BrC1=C(C(Br)=CC(Br)=C1)CCC2= CC=C(Br)C=C2Br</chem>
DBDPE hydroxylé	987,27	8,35	1,05 x 10 ⁻⁵	<chem>OC(Cc1c(Br)c(Br)c(Br)c(Br)c1Br)c 1c(Br)c(Br)c(Br)c(Br)c1Br</chem>
nonaBPDE hydroxylés	908,33	8,52	1,65 x 10 ⁻⁵	<chem>Oc1c(Br)c(Br)c(CCC2c(Br)c(Br)c(B r)c(Br)c2Br)c(Br)c1Br</chem>
Acides phényles bromés	940,33	4,83	2,33 x 10 ⁻⁴	<chem>OC(=O)C(Br)=C(Br)C(Br)=C(CCC1 c(Br)c(Br)c(Br)c(Br)c1Br)C(=O)Br</chem>

^a Valeur de log K_{oe} du DBDPE basée sur la méthode EVA (KOWWIN, 2010).

^b Valeur d'hydrosolubilité tirée du modèle WATNT (2010), sauf pour le DBDPE (voir le tableau B-2)

^a Modèle SMILES pour les nonaBDE et les acides phényles bromés et hydroxylés à partir du modèle CATALOGIC (2012); le reste des BDPE a été généré en modifiant les congénères de biphényles polychlorés (BPC), notamment à l'aide du lien : www.epa.gov/osw/hazard/tsd/pcbs/pubs/congenertable.pdf, en tant que source de structure. Les codes SMILES pour les congénères de BDPE générés ont été vérifiés dans le programme de dessin EPI.

^d Code unique SMILES choisi aux fins de présentation à partir d'une liste de différents modèles SMILES par espèce bromée; toutefois, la modélisation RQSA a été effectuée à l'aide d'un modèle SMILES représentatif de configurations « extrêmes » (répartition déséquilibrée des atomes de brome) et de configurations « équilibrées » (répartition équilibrée des atomes de brome) pour chaque congénère. Les seules différences de modélisation signalées parmi les différentes configurations de brome pour le même congénère concernaient la dégradation photolytique (AOPWIN), mais ces différences étaient mineures.

Tableau C-3. Dégradation modélisée de dérivés potentiels

Produit de dégradation	Log K _{oe} ^a	Demi-vie prévue par oxydation atmosphérique (AOPWIN, version 1.92)	Biodégradation (Biowin, version 4.10 – sous-modèles 3, 4, 5, 6) et demi-vie extrapolée	Demi-vie prévue par réaction à l'ozone (AOPWIN, version 1.92)	Demi-vie prévue par hydrolyse (HYDROWIN, version 2)
nonaBDPE	9,0	4,27 jours	« Ne se biodégrade pas rapidement » à « récalcitrant »	s.o. ^b	s.o. ^b
octaBDPE	8,11	4,093 jours	« Ne se biodégrade pas rapidement » à « récalcitrant »	s.o. ^b	s.o. ^b
heptaBDPE	7,22	3,925 jours	« Ne se biodégrade pas rapidement » à « récalcitrant »	s.o. ^b	s.o. ^b
hexaBPDE	6,33	3,071 jours	Sous-modèles 3, 5 et 6 : « Ne se biodégrade pas rapidement » à « récalcitrant », sous-modèle 4 (dégradation primaire) : « mois »	s.o. ^b	s.o. ^b
pentaBPDE	5,44	2,224 jours ^a	Sous-modèles 3, 5 et 6 : « Ne se biodégrade pas rapidement » à « récalcitrant », sous-modèle 4 (dégradation primaire) : « mois »	s.o. ^b	s.o. ^b
DBDPE hydroxylé	8,35	1,098 jours	« Ne se biodégrade pas rapidement » à « récalcitrant »	s.o. ^b	s.o. ^b
nonaBPDE hydroxylés	8,51	2,809 jours	« Ne se biodégrade pas rapidement » à « récalcitrant »	s.o. ^b	s.o. ^b

Produit de dégradation	Log K _{oe} ^a	Demi-vie prévue par oxydation atmosphérique (AOPWIN, version 1.92)	Biodégradation (Biowin, version 4.10 – sous-modèles 3, 4, 5, 6) et demi-vie extrapolée	Demi-vie prévue par réaction à l'ozone (AOPWIN, version 1.92)	Demi-vie prévue par hydrolyse (HYDROWIN, version 2)
Acides phényles bromés	4,83	2,955 jours	Sous-modèles 3, 5 et 6 : « Ne se biodégrade pas rapidement » à « récalcitrant », sous-modèle 4 (dégradation primaire) : « mois »	79,323 jours	Fonction hydrolysable détectée : halogénures d'acyle; les halogénures d'acyle réagissent rapidement (certains violemment) avec l'eau pour donner l'halogénure d'acide et d'hydrogène d'origine. Les demi-vies d'hydrolyse sont inférieures à 10 minutes (ou plus rapides).

^a Selon la disposition des atomes de brome (Br), la demi-vie du pentaDBPE dans l'air varie de moins 2 jours (p. ex., 1,5 jour) à plus de 2 jours.

^b Le modèle ne donne pas d'estimation pour ce type de structure.

Similairement au DBDPE d'origine, on s'attend à ce que des dérivés du DBDPE soient modérément bien couverts par des modèles de biodégradation BIOWIN utilisés pour estimer la dégradation. Toutefois, il semble qu'il y ait une faible couverture des dérivés du DBDPE par les modèles CPOP (2012) (la plupart des dérivés s'inscrivent dans moins de 30 % du domaine structurel). Ainsi, les prévisions de la biodégradation par les modèles CPOP et CATALOGIC ne sont pas incluses dans l'évaluation pour les dérivés.

Le facteur de bioconcentration (FBC) et le facteur de bioaccumulation (FBA) des dérivés du DBDPE ont été estimés à l'aide de modèles fondés sur la structure et d'un modèle cinétique du bilan massique à trois niveaux trophiques. Toutes les estimations du FBC et du FBA, à l'exception du sous-modèle 1 du modèle BCFBAF, contenu dans la version 4.1 de l'application EPIWIN (v4.1), ont été

corrigées pour le métabolisme parce qu'il représente une voie d'élimination fondamentale de plusieurs produits chimiques comme le TCP. Cette correction a été effectuée en calculant les constantes du taux de métabolisme (k_M) à l'aide la méthode RQSA basée sur la structure.

La majorité des dérivés du DBDPE prévus répondent aux critères requis pour être considérés comme étant « dans le domaine » pour le modèle de bilan massique d'Arnot et Gobas; les substances répondent aux critères de paramètres mécanistes et globaux qui sont : d'être un organique neutre (sauf pour les nonaBDE hydroxylés et les acides phényles bromés), d'avoir une masse moléculaire inférieure à 1 200 environ, et d'avoir un $\log K_{oe}$ inférieur à 9 (sauf pour les nonBDPE). Il semble qu'il y ait une faible couverture des dérivés du DBDPE par les modèles CPOP (la plupart des dérivés s'inscrivent dans moins de 40 % du domaine structurel). Ainsi, les prévisions de la bioaccumulation par les modèles CPOP et CATALOGIC ne sont pas incluses dans la présente évaluation.

Tableau C-4. Facteurs de bioconcentration (FBC) et facteurs de bioaccumulation (FBA) modélisés pour les dérivés prévus du DBDPE

Produit de dégradation	Masse moléculaire (g)	Log K_{oe} ^a	FBC prévu (sans métabolisme) (L/kg poids humide)	FBC prévu ^b Poissons de niveau trophique intermédiaire (métabolisme) (L/kg poids humide)	FBA prévu ^b Poissons de niveau trophique intermédiaire (métabolisme) (L/kg poids humide)	Constante du taux métabolique prévu (k_M) ^b (1/jour) (100 g de poisson, 15 °C)
octaBDPE	813,4	8,11	3 803	466,8	165 600	0,016
heptaBDPE	734,5	7,22	108 380	1 790	17 600	0,025
hexaBPDE	655,6	6,33	6 975	3 510	44 210	0,039
pentaBPDE	576,8	5,44	1 804	2 756	5 636	0,062
DBDPE hydroxylé	987,27	8,35	1 610	98,31	16 380	0,047
nonaBPDE hydroxylés	908,3	8,52	2 394	38,9	4 042	0,083
Acides phényles bromés	940,3	4,83	3,16	693,9	738,5	0,271

^a Estimation par le modèle KOWWIN, v 1.68 (2010) à l'aide de la méthode EVA et d'une référence de $\log K_{oe}$ de 9,89 pour DBDPE. Il est à noter que le nonaBDE n'a pas été inclus étant donné qu'au $\log K_{oe}$ de 9, la substance dépasse à la limite pour les produits chimiques de la base de calibration dans le modèle.

^b Estimation du modèle BCFBAF, v 3.01 (2008).

Tableau C-5. Résumé des valeurs modélisées de la toxicité aquatique pour les dérivés de DBDPE dans l'eau

Nom commun	Organisme d'essai	Paramètre	Valeur (mg/L)	Référence
nonaBDPE	Poisson, <i>Daphnia magna</i> , algue verte, etc.	Toxicité aiguë et toxicité chronique	AECS ^b	ECOSAR, version 1.11
octaBDPE	Poisson, <i>Daphnia magna</i> , algue verte, etc.	Toxicité aiguë et toxicité chronique	AECS	ECOSAR, version 1.11
heptaBPDE	<i>Daphnia magna</i> , poisson, mysidacé (eau de mer)	Vc	$7,3 \times 10^{-11}$ à $6,75 \times 10^{-6}$ (AECS pour les autres essais)	ECOSAR, version 1.11
hexaBDPE	<i>Daphnia magna</i> , poisson, mysidacé (eau de mer), algue verte (toxicité aiguë et toxicité chronique)	Vc, CE ₅₀ après 96 h	$9,72 \times 10^{-10}$ à 0,00080 (AECS pour les autres essais)	ECOSAR, version 1.11
pentaBDPE	Algue verte, <i>Daphnia magna</i> , poisson, mysidacé (eau de mer)	Vc, CL ₅₀ après 96 h	$1,27 \times 10^{-8}$ à 0,002 (AECS pour les autres essais)	ECOSAR, version 1.11
DBDPE hydroxylé (organique neutre)	Poisson, <i>Daphnia magna</i> , algue verte	Vc	$2,02 \times 10^{-7}$ à $7,3 \times 10^{-5}$ (AECS pour les autres essais)	ECOSAR, version 1.11
DBDPE hydroxylé (alcools benzyliques)	Poisson, <i>Daphnia magna</i>	Vc	$2,92 \times 10^{-7}$ à $1,05 \times 10^{-4}$ (AECS pour les autres essais)	ECOSAR, version 1.11
nonaBPDE hydroxylés (substance organique neutre/phénols)	Poisson, <i>Daphnia magna</i> , algue verte, etc.	Toxicité aiguë et toxicité chronique	AECS	ECOSAR, version 1.11

Acides phényles bromés (acides halogénés)	Poissons	Vc	0,000186	ECOSAR, version 1.11
Acides phényles bromés (acides halogénés de vinyle ou d'allyle)	Poissons	Vc	$9,44 \times 10^{-6}$	ECOSAR, version 1.11
Acides phényles bromés (organique neutre)	Poisson, <i>Daphnia magna</i>	Vc, CL ₅₀ après 96 h, CL ₅₀ après 48 h	0,000191 à 0,000992	ECOSAR (v.1.11)

^a Toutes les valeurs estimées par le modèle ECOSAR, v 1.11 (2012) à l'aide des propriétés physiques et chimiques se trouvent au tableau D-2.

^b AECS, absence d'effets à la concentration de saturation; Vc, valeur chronique, CL, concentration létale.

Annexe D : Estimations de la limite supérieure de l'absorption quotidienne (ug/kg p.c. par jour) du DBDPE par divers groupes d'âge au sein de la population générale du Canada

Estimations de la limite supérieure de l'absorption quotidienne (ug/kg p.c. par jour) du DBDPE par divers groupes d'âge au sein de la population générale du Canada

Voie d'exposition	0 à 6 mois ^a (nourris au lait maternel) ^b	0 à 6 mois ^a (nourris à la préparation) ^c	0 à 6 mois ^a (non nourris à la préparation) ^d	0,5 à 4 ans ^e	5 à 11 ans ^f	12 à 19 ans ^g	20 à 59 ans ^h	60 et plus ⁱ
Air ambiant ^j	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
Air intérieur ^k	0,0002	0,0002	0,0002	0,0005	0,0004	0,0002	0,0002	0,0002
Eau potable ^l	s.o.	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
Aliments ^m	0,005	0,0004	0,0003	0,0007	0,0006	0,0003	0,0002	0,0002
Poussière ⁿ	0,056	0,056	0,056	0,029	0,011	0,0004	0,0004	0,0004
Sol ^o	s.o.	s.o.	0,023	0,017	0,0006	0,0006	0,0005	0,023
Absorption totale	0,061	0,056	0,053	0,029	0,0015	0,0014	0,0013	0,053

Abréviations : s.o., sans objet.

^a Hypothèses : poids de 7,5 kg, volume d'air respiré de 2,1 m³/jour, consommation d'eau de 0,8 L/jour (enfants nourris au lait maternisé) ou de 0,3 L/jour [enfants non nourris au lait maternisé, respectivement (Santé Canada, 1998)] et ingestion de 38 et 0 mg/jour de poussière et de sol (Wilson *et al.*, 2013).

^b On présume que les nourrissons allaités exclusivement consomment 0,742 L de lait maternel par jour (Santé Canada, 1998), et on présume que le lait maternel constitue la seule source alimentaire. La concentration pour le lait (maternel) entier de 0,049 µg/L était basée sur une concentration au 95^e centile de 0,0473 ng/g poids humide [ph] x 1,03 g/mL (densité du lait maternel) définie à partir de 105 échantillons de lait maternel humain prélevés en 2008-2009 chez des femmes adultes allaitantes à Sherbrooke (Québec) (Zhou *et al.*, 2014; Zhou *et al.*, 2014; communication personnelle du Bureau de la science et de la recherche en santé

environnementale (BSRSE) de Santé Canada adressé au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes (BERSE) de Santé Canada, en date du 15 mai 2014).

^c On présume que les nourrissons nourris à la préparation exclusivement consomment 0,8 L d'eau par jour (Santé Canada, 1998), qui est utilisée pour reconstituer la préparation. On n'a déterminé aucune donnée de surveillance du DBDPE dans la préparation; par conséquent, l'absorption par voie alimentaire ne reflète que celle provenant de l'eau. Pour plus de renseignements, veuillez consulter la note de bas de page sur l'eau.

^d On assume que les nourrissons non nourris à la préparation exclusivement consomment 0,7 L d'eau par jour (Santé Canada, 1998) et environ 50 % des nourrissons non nourris à la préparation ont commencé à manger des aliments solides à 4 mois et 90 % à 6 mois (NHW, 1990).

^e On présume que l'enfant pèse 15,5 kg, qu'il respire 9,3 m³ d'air par jour, qu'il boit 0,7 L d'eau par jour, qu'il consomme 54,7 g de poisson et 162,2 g de produits céréaliers par jour (Santé Canada, 1998), et qu'il ingère 41 et 14 mg de poussière et de sol par jour, respectivement (Wilson *et al.*, 2013).

^f On présume que l'enfant pèse 31,0 kg, qu'il respire 14,5 m³ d'air par jour, qu'il boit 1,1 L d'eau par jour, qu'il consomme 89,8 g de poisson et 290,1 g de produits céréaliers par jour (Santé Canada, 1998), et qu'il ingère 31 et 21 mg de poussière et de sol par jour, respectivement (Wilson *et al.*, 2013).

^g On présume que l'enfant pèse 59,4 kg, qu'il respire 15,8 m³ d'air par jour, qu'il boit 1,2 L d'eau par jour, qu'il consomme 97,3 g de poisson et 320 g de produits céréaliers par jour (Santé Canada, 1998), et qu'il ingère 2,2 et 1,4 mg de poussière et de sol par jour, respectivement (Wilson *et al.*, 2013).

^h On présume que la personne pèse 70,9 kg, qu'elle respire 16,2 m³ d'air par jour, qu'elle boit 1,5 L d'eau par jour, qu'elle consomme 111,7 g de poisson et 248,4 g de produits céréaliers par jour (Santé Canada, 1998), et qu'elle ingère 2,5 et 1,6 mg de poussière et de sol par jour, respectivement (Wilson *et al.*, 2013).

ⁱ On présume que la personne pèse 72,0 kg, qu'elle respire 14,3 m³ d'air par jour, qu'elle consomme 1,6 L d'eau par jour, qu'elle consomme 72,9 g de poisson et 229,0 g de produits céréaliers par jour (Santé Canada, 1998), et qu'elle ingère 2,5 et 1,5 mg de poussière et de sol par jour, respectivement (Wilson *et al.*, 2013).

^j On n'a déterminé aucune donnée de surveillance de l'air ambiant au Canada. La concentration au 95^e centile pour Cleveland (Ohio) ($22 + 1,96 \times 13 \text{ pg/m}^3 = 47,5 \text{ pg/m}^3$) a été utilisée pour calculer les estimations de la limite supérieure de l'absorption quotidienne pour l'exposition par l'air ambiant. La concentration de DBDPE découlant de cet emplacement urbain a été jugée représentative du Canada. L'hypothèse selon laquelle les Canadiens passent 3 heures par jour à l'extérieur est utilisée (Santé Canada 1998).

^k On n'a déterminé aucune donnée de surveillance de l'air intérieur au Canada. La concentration maximale de DBDPE (0,963 ng/m³) mesurée dans des échantillons d'air intérieur provenant de maisons en Norvège (Cequier *et al.*, 2014), a été sélectionnée pour calculer les estimations de la limite supérieure de l'absorption quotidienne pour l'exposition par l'air intérieur. Il a été présumé que les Canadiens passaient 21 heures par jour à l'intérieur (Santé Canada, 1998).

^l On n'a déterminé aucune donnée de surveillance de l'eau potable au Canada. La somme des concentrations moyennes les plus élevées de DBDPE (10,8 pg/L), mesurées à la surface de l'eau du lac Ontario (Venier *et al.*, 2014), a été choisie pour calculer de l'estimation de la limite supérieure d'absorption quotidienne pour l'exposition par l'eau potable.

^m On n'a déterminé aucune donnée de suivi des aliments du commerce au Canada; cependant, des données sur deux catégories d'aliments pour bébés ont été recensées pour les échantillons prélevés aux États-Unis (Liu *et al.*, 2014). Les concentrations de DBDPE dans des préparations pour nourrissons (28,6 pg/g ph) et des céréales (48,8 pg/g ph) des États-Unis ont été choisies pour calculer les estimations de la limite supérieure d'absorption quotidienne pour l'exposition de nourrissons par l'entremise de préparations et de produits céréaliers, respectivement. Des données environnementales sur les poissons étaient également disponibles. La plus forte concentration sur une base de poids frais de 0,44 ug/kg (poids « frais » ou « humide ») fondée sur une demi-limite de détection de la méthode ($\text{LDM} = 0,1 \text{ ng/g pl} \times 8,78 \% \text{ de lipides chez des ménominis du lac Winnipeg}$ (Law *et al.*, 2006) a été choisie pour calculer les estimations de la

limite supérieure d'absorption quotidienne pour l'exposition à tous les produits alimentaires liés au poisson du groupe des aliments aquacoles. Les quantités d'aliments de plus de 12 groupes alimentaires consommées quotidiennement par chaque groupe d'âge ont été tirées de l'Enquête Nutrition Canada de 1970-1972 (Santé Canada, 1998).

ⁿ La concentration maximale de DBDPE (11 070 ng/g poussière) de 20 maisons à Boston (Massachusetts) (Stapleton *et al.*, 2008) a été choisie pour calculer les estimations de la limite supérieure d'absorption quotidienne pour l'exposition par la poussière.

^o On n'a déterminé aucune donnée de surveillance des sols en Amérique du Nord. Par conséquent, la concentration environnementale estimée (CEE) maximale dans le sol de 25,3 µg/g ps (25,3 mg/kg ps) a été choisie pour calculer l'estimation de la limite supérieure d'absorption quotidienne par exposition au sol.

Annexe E : Concentrations de DBDPE dans les produits de consommation.

Tableau E-1. Concentrations de DBDPE dans les produits de consommation

Catégorie de produit	Type de produit	Taille d'échantillon	Limite de détection	Concentration	Référence
Jouets	Jouet en mousse	7	0,3 % de poids dans l'échantillon	ND	Santé Canada, 2014a, b
Jouets	Jouet en plastique	2	0,3 % de poids dans l'échantillon	ND	Santé Canada, 2014a, b
Jouets	Chaise en mousse (pour enfants)	1	0,3 % de poids dans l'échantillon	ND	Santé Canada, 2014a, b
Jouets	Tente de jeu en textile	2	0,3 % de poids dans l'échantillon	≥ 0,5 % de poids dans l'échantillon (≥ limite de dosage)	Santé Canada, 2014a, b
Meubles	Coussin d'allaitement	2	0,3 % de poids dans l'échantillon	ND	Santé Canada, 2014a, b
Meubles	Matelas de lit d'enfant	1	0,3 % de poids dans l'échantillon	ND	Santé Canada, 2014a, b
Meubles	Garnitures en mousse de polyuréthane – véhicules	18	Non déterminée (utilisation d'un rapport signal/bruit de 3 à la place)	ND	Mochungong <i>et al.</i> , 2014
Meubles	Garnitures en mousse de polyuréthane – habitation	9	Non déterminé (utilisation d'un rapport signal/bruit de 3 à la place)	ND	Mochungong <i>et al.</i> , 2014
Meubles	Garnitures en tissu – véhicules	12	Non déterminé (utilisation d'un rapport signal/bruit de 3 à la place)	ND	Mochungong <i>et al.</i> , 2014

Catégorie de produit	Type de produit	Taille d'échantillon	Limite de détection	Concentration	Référence
Meubles	Garnitures en tissu – habitation	2	Non déterminé (utilisation d'un rapport signal/bruit de 3 à la place)	ND	Mochungong <i>et al.</i> , 2014
Autres objets	Articles en caoutchouc/plastique	5	0,3 % de poids dans l'échantillon	ND	Santé Canada, 2014a, b
Autres objets	Textile violet	1	0,3 % de poids dans l'échantillon	ND	Santé Canada, 2014a, b
Autres objets	Mousse blanche	1	0,3 % de poids dans l'échantillon	ND	Santé Canada, 2014a, b
Autres objets	Composition inconnue (image)	1	0,3 % de poids dans l'échantillon	ND	Santé Canada, 2014a, b
Jouets	Jouet en plastique dur	30 (fréquence de détection de 80 %)	« ...variait de 0,00005 à 0,050 µg/g. »	ND à 117 µg/g; concentration moyenne = 9,17; concentration médiane = 5,54	Chen <i>et al.</i> , 2009
Jouets	Jouet en mousse	18 (fréquence de détection de 89 %)	« ...variait de 0,00005 à 0,050 µg/g. »	ND à 5,69 µg/g; concentration moyenne = 1,32; concentration médiane = 0,72	Chen <i>et al.</i> , 2009
Jouets	Jouet en caoutchouc/plastique souple	15 (fréquence de détection de 40 %)	« ...variait de 0,00005 à 0,050 µg/g. »	ND à 7,55 µg/g; concentration moyenne = 1,14; concentration médiane = ND	Chen <i>et al.</i> , 2009
Jouets	Jouet rembourré	6 (fréquence de 0 % ou 50 % - voir la REMARQUE)	« ...variait de 0,00005 à 0,050 µg/g. »	ND (ou ND à 0,26 µg/g); voir la REMARQUE.	Chen <i>et al.</i> , 2009 (REMARQUE : Les tableaux supplémentaires pour Chen <i>et al.</i> (2009) fournissaient des renseignements conflictuels. Le tableau S2 montre une plage de concentrations allant de concentrations non détectées à 0,26 µg/g, tandis que le tableau S5

Catégorie de produit	Type de produit	Taille d'échantillon	Limite de détection	Concentration	Référence
					montre des concentrations non détectées pour les six échantillons).
Télévisions	Caisson de téléviseur	20	« ...variait de 0,5 à 25 ng/g » (0,0005 à 0,0025 µg/g)	ND à 268,23 µg/g; concentration moyenne = 30,15 µg/g; (fréquence de détection de 33,3 %)	Chen <i>et al.</i> , 2010b
Ordinateurs	Boîtier d'écran d'ordinateur	4	« ...variait de 0,5 à 25 ng/g » (0,0005 à 0,0025 µg/g)	ND	Chen <i>et al.</i> , 2010b
Ordinateurs	Composant d'ordinateur [cartes à circuit imprimé d'ordinateur (n = 4) et accessoires d'ordinateur (clavier et souris, n = 4)]	8	« ...variait de 0,5 à 25 ng/g » (0,0005 à 0,0025 µg/g)	ND à 66,02 µg/g; concentration moyenne = 15,06 µg/g; (fréquence de détection de 50 %)	Chen <i>et al.</i> , 2010b
Ordinateurs	Boîtier de moniteur d'ordinateur	13	Non déterminée (utilisation d'un rapport signal/bruit de 3 à la place)	ND à 0,1 mg/g	Mochungong <i>et al.</i> , 2014
Ordinateurs	Boîtier d'accessoires d'ordinateur	11	Non déterminée (utilisation d'un rapport signal/bruit de 3 à la place)	ND	Mochungong <i>et al.</i> , 2014
Voitures	Intérieur de voiture (intérieurs en plastique et revêtement en mousse de polyuréthane et en textile)	5	« ...variait de 0,5 à 25 ng/g » (0,0005 à 0,0025 µg/g)	ND à 1,41 µg/g; concentration moyenne = 0,28 µg/g; (fréquence de détection de 20 %)	Chen <i>et al.</i> , 2010b
Meubles	Divan, matelas, coussin, et rembourrage de tapis	7	« ...variait de 0,5 à 25 ng/g » (0,0005 à 0,0025 µg/g)	ND	Chen <i>et al.</i> , 2010 b
Téléviseur à	Couverture en	2	NI	s.o., 130 µg/g	Kajiwara <i>et al.</i> ,

Catégorie de produit	Type de produit	Taille d'échantillon	Limite de détection	Concentration	Référence
écran ACL	plastique arrière				2011
Téléviseur à écran ACL	Couverture en plastique avant	2	NI	ADD, 92 µg/g	Kajiwara <i>et al.</i> , 2011
Téléviseur à écran ACL	Panneau d'alimentation	1	NI	1,1 µg/g	Kajiwara <i>et al.</i> , 2011
Téléviseur à écran ACL	Carte à circuit imprimé pour tube fluorescent (et bloc d'alimentation)	2	NI	0,77, 2,4 µg/g	Kajiwara <i>et al.</i> , 2011
Téléviseur à écran ACL	Autres cartes à circuit imprimé	2	NI	0,036, 0,38 µg/g	Kajiwara <i>et al.</i> , 2011
Téléviseur à écran ACL	Écran LCD	2	NI	s.o.	Kajiwara <i>et al.</i> , 2011
Ordinateur portable	Châssis	1	NI	0,67 µg/g	Kajiwara <i>et al.</i> , 2011
Ordinateur portable	Partie supérieure de clavier	1	NI	ADD	Kajiwara <i>et al.</i> , 2011
Ordinateur portable	Cartes à circuit imprimé	1	NI	0,037 µg/g	Kajiwara <i>et al.</i> , 2011
Ordinateur portable	Ventilateur de refroidissement et haut-parleur	1	NI	19 µg/g	Kajiwara <i>et al.</i> , 2011
Ordinateur portable	Adaptateur secteur	1	NI	ADD	Kajiwara <i>et al.</i> , 2011
Ordinateur portable	Écran LCD	1	NI	ADD	Kajiwara <i>et al.</i> , 2011
Textile	Rideau	2	NI	ADD	Kajiwara <i>et al.</i> , 2011
Prise électrique	Prise électrique	2	NI	0,32, 6,1 µg/g	Kajiwara <i>et al.</i> , 2011
Panneau isolant	Panneau isolant en polystyrène extrudé	2	NI	ADD	Kajiwara <i>et al.</i> , 2011
Papier peint	Papier peint en chlorure de polyvinyle	4	NI	ADD	Kajiwara <i>et al.</i> , 2011

Catégorie de produit	Type de produit	Taille d'échantillon	Limite de détection	Concentration	Référence
Caisson de téléviseur	Caisson de téléviseur (plastique en polystyrène choc)	3 (apparemment, chacun préparé à partir de 50 caissons de téléviseurs usagés)	50 ng/g	Moyenne = $140 \pm 5,7 \mu\text{g/g}$	Kajiwara <i>et al.</i> , 2008
Caisson de téléviseur	Boîtier de moniteur de téléviseur	15	Non déterminée (utilisation d'un rapport signal/bruit de 3 à la place)	ND à 0,5 mg/g; concentration moyenne = $0,0 \pm 0,1 \text{ mg/g}$	Mochungong <i>et al.</i> , 2014
Caissons audio et vidéo en polymères	« audio et vidéo »	8	Non déterminée (utilisation d'un rapport signal/bruit de 3 à la place)	ND à 0,5 mg/g; concentration moyenne = $0,0 \pm 0,1 \text{ mg/g}$	Mochungong <i>et al.</i> , 2014

Abréviations : ND = non détecté; ADD = aucune donnée disponible; NI = Non indiqué

Annexe F : Estimations de l'exposition liée aux produits de consommation

$$\text{Absorption} = (\text{SA} \times \text{M} \times \text{ED}) / \text{BW}$$

Tableau F-1. Mâchonnement de jouets en plastique dur par des enfants âgés de 0,5 à 4 ans

Symbole	Description	Valeur
SA ^a	Surface exposée au mâchonnement direct	10 cm ²
M ^b	Taux de migration	0,00769 $\mu\text{g/cm}^2$ par minute
ED ^c	Durée de l'exposition	39 min/j
BW ^d	Poids corporel	15,5 kg (tout-petit)
Absorption	Absorption	$1,5 \times 10^{-5} \text{ mg/kg p.c. par jour}$ $= 1,93 \times 10^{-4} \text{ mg/kg p.c. par jour}$

^a La surface exposée présumée pour le mâchonnement d'une poupée en plastique par un enfant de 7,5 mois (Bremmer et van Veen, 2002).

^b Le taux de migration a été mesuré *in vivo* à l'aide de cinq volontaires qui ont mâchonné de petits morceaux d'un jouet en caoutchouc et en plastique pendant 15 ou 30 minutes, puis on a prélevé des échantillons de

salive de chaque volontaire toutes les 5 minutes aux fins de traitement et d'analyse du produit ignifuge (Chen *et al.*, 2009).

^c Limite supérieure de la moyenne pour des enfants âgés de 6 mois à 4 ans ayant mâchonné des jouets (Norris et Smith, 2002, citée dans USEPA, 2011).

^d Santé Canada (1998).

Annexe G : Concentrations de DBDPE dans les tissus humains

Tableau G-1. Concentrations de DBDPE dans les tissus humains

Type de tribunal et lieu	Période d'échantillonnage	Nombre d'échantillons	Limite de détection (ng/g)	Concentration moyenne (ng/g)	Référence
Lait maternel Sherbrooke (Québec)	2008-2009	105 femmes adultes allaitantes	1,7 ng/g poids lipidique [pl]; FD de 8,6 % ^a	Médiane : ND ^b 95 ^e centile : 3,3 [ND à 25]	Zhou <i>et al.</i> , 2014.
Lait maternel Nouvelle-Zélande, 2 zones urbaines et 2 zones rurales	2007-2010	36 nouvelles mères (âge moyen : 26,9)	227 pg/g	113,5 pg/g : inférieure à la limite de détection [ND à 325,50]	Mannetje <i>et al.</i> , 2013
Sérum Sherbrooke (Québec)	2008-2009	102 femmes adultes allaitantes	3,5 ng/g pl; FD de 5,9 %	Médiane : ND 95 ^e centile : 3,40 [ND à 123]	Zhou <i>et al.</i> , 2014.
Sérum Tianjin (Chine)	2006	128 (30 agents de nettoyage de bureaux, 69 étudiants universitaires, 29 agents de police)	15	ND	Zhu <i>et al.</i> , 2009
Sérum Californie (États-Unis)	1996-1998; 2008-2009	1996-1998 : 50 échantillons de femmes d'origine laotienne ayant immigré à San	NP ^c	ND ou à des concentrations inférieures à la quantification	Petreas <i>et al.</i> , 2012

		Francisco. 2008-2009 : 30 échantillons de femmes adultes et 25 échantillons de femmes enceintes en Californie.			
Plasma Plusieurs villes (Suède)	NP	5	1,03 ng/g poids lipidique	ND	Karlsson <i>et al.</i> , 2007
Cheveux Guangzhou (Chine)	NP	29	LQ ^d : 2,01	Médiane : 17,8 [6,05 à 88,7]	Zheng <i>et al.</i> , 2011
Cheveux Yuantan (Chine)	NP	32	LQ : 2,01	Médiane : 9,57 [2,32 à 128]	Zheng <i>et al.</i> , 2011

^a FD = fréquence de détection

^b ND = non détecté

^c NP = non précisé

^d LQ = limite de quantification

Annexe H : Résumé des renseignements sur les effets sur la santé du décabromodiphényléthane (DBDPE) (n° CAS 84852-53-9)

Études sur des animaux

Paramètre	Doses ou concentrations minimales avec effet ^a /résultats
Toxicité aiguë	DL₅₀ minimale par voie orale (rats) > 5 000 mg/kg (Mallory, 1988a, citée dans le rapport de l'Environment Agency de 2007). DL₅₀ minimale par voie cutanée (lapins, 24 heures) > 2 000 mg/kg (Mallory, 1988b, citée dans le rapport de l'Environment Agency de 2007). CMENO (par inhalation chez des rats) = 50 mg/L (il n'y avait pas de renseignements plus détaillés disponibles) [Li <i>et al.</i>, 2004, citée dans le rapport de la Norwegian Pollution Control Authority (SFT) 2008]

Paramètre	Doses ou concentrations minimales avec effet ^a /résultats
Dose toxique à court terme pour l'exposition répétée	DSENO (par voie orale chez des rats) = 1 250 mg/kg p.c. par jour, d'après l'absence d'effets sur la mortalité, les signes cliniques, le poids corporel, la consommation de nourriture, le gain de poids corporel, les valeurs chimiques sériques et hématologiques, l'analyse urinaire, les examens oculaires, les résultats de l'autopsie macroscopique, et la légère microscopie des tissus choisis (glandes surrénales, cœur, foie, ganglion mésentérique, parathyroïde, rate, et thyroïde).). Le DBDPE a été administré à des rats Sprague-Dawley (6 animaux/sexe/groupe) à des doses de 0, 125, 400 et 1 250 mg/kg par jour par gavage dans de l'huile de maïs pendant 28 jours consécutifs. On a observé une hausse légère et réversible dans le poids relatif du foie chez des rats femelles ayant reçu une forte dose, sans histopathologie. En outre, une période de récupération de 14 jours après l'administration de 1 250 mg/kg par jour pendant 28 jours n'a montré aucune preuve d'effets retardés ou progressifs (Margitich, 1991, citée dans le rapport de l'Environment Agency de 2007). Aucune étude d'exposition par inhalation ou par voie cutanée n'a été recensée.
Toxicité subchronique	DSENO (par voie orale chez des rats) = 1 000 mg/kg p.c. par jour. Le DBDPE a été administré à des rats Sprague-Dawley mâles et femelles (10 animaux/sexe/groupe) à des doses de 0, 100, 320 et 1 000 mg/kg par jour par gavage dans de l'huile de maïs pendant 90 jours consécutifs. On a poursuivi l'étude sur des animaux sélectionnés aléatoirement (10 animaux/sexe/groupe) dans les groupes de récupération témoin et à forte dose pendant 28 jours supplémentaires afin de déterminer la réversibilité, la persistance et l'apparition retardée d'effets toxiques. L'exposition au DBDPE n'a pas produit de signes cliniques de toxicité systémique liée au composé, de lésions oculaires, d'altérations dans l'analyse urinaire, de chimie clinique, ou de valeurs hématologiques dans les groupes traité et de récupération (au bout de 30 jours et de 90 jours). Par ailleurs, aucune différence importante sur les plans biologique ou toxicologique n'a été observée dans les poids corporels, les gains de poids corporel et la consommation de nourriture. Il y avait des différences statistiquement significatives dans les poids moyens relatif et absolu du foie à 1 000 mg/kg p.c. par jour. On a également observé des changements hépatiques inférieurs, comprenant une vacuolisation hépatocellulaire minime à légère (mâles ayant reçu une dose élevée) et une hypertrophie des hépatocytes centrolobulaires minime à légère (mâles ayant reçu une dose élevée et éventuellement une dose moyenne). Mais ces effets n'ont pas été notés après une période de récupération de 28 jours, ce qui indiquait une réponse adaptative ou réversible. Ainsi, les auteurs ont proposé une DSENO de 1 000 mg/kg p.c. par jour. Aucun changement lié au traitement n'a été constaté dans le foie de rats femelles. Aucun changement histomorphologique lié au traitement n'a été relevé dans l'ensemble des autres tissus (40 organes au total) examinés pour les deux sexes, sauf pour les preuves d'articles d'essai aspirés chez des rats individuels (Margitich, 1992, citée dans le rapport d'Environment Agency, 2007; Hardy <i>et al.</i>, 2002). <u>Autres études :</u> DMEQ (par voie orale chez des rats) = 100 mg/kg p.c. par jour d'après des

Paramètre	Doses ou concentrations minimales avec effet ^a /résultats
	altérations importantes dans les niveaux de créatinine sérique (Cr) et de la concentration totale d'acides biliaires (TBA) ainsi que dans le sérum glutamo-oxalacétique transaminase (AST) et la phosphatase alcaline (ALP) à cette dose. Des rats Sprague-Dawley mâles (12 par groupe) ont reçu du DBDPE par voie orale dans de l'huile de maïs pendant 90 jours. Les concentrations d'hormones thyroïdales (T3) ont considérablement augmenté chez les rats exposés, mais les niveaux de T4 n'ont pas montré d'altérations importantes. Des paramètres biochimiques, y compris les concentrations d'hormones thyroïdales, 13 paramètres de chimie clinique, et les niveaux d'expression d'ARNm de certaines enzymes ont également été surveillés pour six animaux par groupe. En plus des effets biochimiques susmentionnés, l'ARNm du CYP3A2 hépatique a été considérablement régulé à la hausse à cette dose, contrairement à l'ARNm des CYP1A1, CYP2B1, CYP2B2, qui n'ont pas été touchés. Toutefois, on n'a relevé aucun changement important dans les poids (relatif et absolu) du corps, du foie ou des reins (Wang <i>et al.</i>, 2010). Les résultats de cette étude ont été remis en question par d'autres scientifiques dans la documentation publique (Banasik <i>et al.</i>, 2011). Aucune étude d'exposition par inhalation ou par voie cutanée n'a été recensée.
Toxicité chronique et cancérogénicité	Aucune étude empirique n'était disponible. Modèles prévisionnels de relations quantitatives structure-activité (RQSA) : En l'absence de données chroniques sur le DBDPE, les renseignements sur son pouvoir cancérogène ont été obtenus au moyen de modèles RQSA. Pour la majorité des modèles comme CASE Ultra Tox, CAESAR et ACD Percepta, les prévisions obtenues sur le DBDPE n'étaient pas concluantes. L'un des modèles sur la cancérogénicité chez les rongeurs, Leadscope Model Applier, qui est fondé sur un algorithme statistique, notamment l'absence d'activité prévue. Aucune alerte structurale n'a été signalée par le modèle RQSA Toxtree pour la cancérogénicité génotoxique et non génotoxique potentielles. En revanche, le modèle DEREK Nexus, un système expert, a prévu une cancérogénicité positive sur la base d'une voie non génotoxique. Afin de confirmer que tous les métabolites peuvent exercer une activité cancérogène, ils ont été soumis à un simulateur de métabolisme hépatique de rats <i>in vitro</i> à l'aide de la boîte à outils. Aucun des métabolites n'a été signalé en termes de présence d'alertes structurales pour la cancérogénicité non génotoxique potentielle. La majorité des modèles RQSA sur la cancérogénicité chez les rongeurs, sauf le modèle DEREK Nexus, ont prévu l'absence d'un pouvoir cancérogène pour les métabolites. La prévision par le modèle DEREK Nexus était encore une fois basée sur la voie non génotoxique généralement notée chez les composés aromatiques halogénés. Des métabolites qui ont été signalés relativement à la présence d'une alerte structurale pour la génotoxicité positive ont été exclus par des modèles RQSA pour les tests de mutagénicité d'Ames (Leadscope Model Applier, ACD Percepta, Toxtree, modèle hybride TIMES) ainsi

Paramètre	Doses ou concentrations minimales avec effet ^a /résultats
	que pour la génotoxicité <i>in vivo</i> (DEREK Nexus), y compris les micronoyaux <i>in vivo</i> de rongeurs (Leadscope Model Applier et TIMES). L'algorithme du modèle TIMES lié aux micronoyaux <i>in vivo</i> intègre le simulateur de métabolisme <i>in vivo</i> du rat. On n'a pas constaté de métabolisme par le DBDPE de préparations microsomaux hépatiques <i>in vitro</i> de rats, et d'autres mammifères plus gros comme le béluga et l'ours blanc (McKinney <i>et al.</i>, 2011). Compte tenu du fait que le DBDPE a une masse et une taille moléculaires importantes en plus de son hydrosolubilité limitée dans l'eau et les solvants organiques, il est susceptible d'entraîner une absorption et une exposition systémique limitées.
Toxicité pour la reproduction et pour le développement	DSENO (par voie orale chez des rats) = 1 250 mg/kg par jour d'après l'absence d'effets chez des mères et des fœtus à cette dose. Des rats femelles CrI:CD[®]BR VAF/Plus[®] ont été accouplées avec des rats mâles Sprague-Dawley CrI:CD[®]BR VAF/Plus[®]. Le DBDPE a été administré par gavage dans de l'huile de maïs à des doses de 0, 125, 400, ou 1 250 mg/kg p.c. par jour à des femelles (25 par groupe) du 6^e au 15^e jour de gestation. Des animaux ont été observés chaque jour afin de détecter chez eux des signes de toxicité. Le poids corporel et la consommation alimentaire ont également été mesurés. Tous les rats femelles ont été sacrifiées au 20^e jour de gestation et ont subi une césarienne. On a pesé les fœtus, déterminé leur sexe et les a examinés minutieusement afin de détecter toute anomalie externe, viscérale et squelettique. On n'a observé aucune mortalité liée au traitement, absorption ou signe clinique de toxicité au cours de l'étude. Les poids corporels, le gain de poids corporel ou la consommation d'aliments n'ont pas été touchés par le traitement. On n'a observé aucune anomalie interne (utérus) au cours de l'autopsie. Les paramètres de césarienne étaient comparables entre le groupe traité et le groupe témoin. Aucune malformation ou variation dans le développement ne s'est produite (toutefois, une hausse statistiquement significative dans le nombre de litières avec des os hyoïdes non ossifiés et une ossification réduite du crâne ont été observées dans le groupe traité avec 400 mg/kg, mais pas à la dose plus élevée) (Mercieca, 1992a, citée dans le rapport de l'Environment Agency de 2007; Hardy <i>et al.</i>, 2010). DSENO (par voie orale chez des lapins) = 1 250 mg/kg par jour d'après l'absence d'effets chez des mères et des fœtus à cette dose. Des lapins blancs femelles néo-zélandais ont subi une insémination artificielle à l'âge de cinq mois et demi. Le DBDPE a été administré par gavage dans de l'huile de maïs à des doses de 0, 125, 400, ou 1 250 mg/kg p.c. par jour à des femelles (25 par groupe) du 6^e au 18^e jour de gestation. Des animaux ont été observés chaque jour afin de détecter chez eux des signes de toxicité. Le poids corporel et la consommation alimentaire ont également été mesurés. Tous les rats femelles ont été sacrifiées au 29^e jour de gestation et ont subi une césarienne. On a pesé les fœtus, déterminé leur sexe et les a examinés minutieusement afin de détecter toute anomalie externe, viscérale et squelettique. On n'a observé aucune mortalité liée au traitement, absorption ou signe clinique de toxicité au cours de l'étude. Les poids corporels, le gain de poids corporel ou la consommation d'aliments n'ont pas été touchés par le traitement. On n'a observé aucune anomalie interne (utérus) importante au cours de l'autopsie. Les paramètres de césarienne étaient

Paramètre	Doses ou concentrations minimales avec effet ^a /résultats
	comparables entre le groupe traité et le groupe témoin. Aucune malformation ou variation dans le développement ne s'est produite (toutefois, il y a eu une hausse statistiquement significative dans le nombre de litières avec la 27^e vertèbre présacrée dans le groupe à forte dose, mais cette hausse s'inscrivait bien dans la plage historique) (Mercieca, 1992b, citée dans le rapport de l'Environment Agency de 2007; Hardy <i>et al.</i>, 2010). Aucune étude d'exposition par inhalation ou par voie cutanée n'a été recensée.
Paramètre de génotoxicité <i>in vivo</i>	Aucune étude recensée.

Paramètre	Doses ou concentrations minimales avec effet ^a /résultats
Génotoxicité et paramètres connexes <i>in vitro</i>	Essai de mutagénicité Résultats négatifs : Dans des souches de <i>Salmonella typhimurium</i> (souches TA 98, TA 100, TA 1535, TA 1537, et TA 1538) et d'<i>Escherichia coli</i> (souche WP2 uvrA), lorsque testées avec ou sans activation métabolique à des concentrations allant de 0 à 5 000 µg/plate dans le DMSO (Stankowski, 1988; San et Wagner, 1991 – toutes citées dans le rapport de l'Environment Agency de 2007). Aberrations chromosomiques Résultats négatifs : Dans des cellules pulmonaires de hamster de Chine à des concentrations allant de 0 à 625 µg/mL pendant 6 heures avec ou sans activation métabolique (Putman et Morris 1992, citée dans le rapport de l'Environment Agency de 2007). Résultats négatifs : Dans un essai indépendant à doses répétées mené avec du DBDPE suspendu dans de la carboxyméthylcellulose à des concentrations de 625, 1 250, 2 500 et 5 000 µg/mL avec ou sans activation métabolique. Les durées d'exposition étaient les mêmes que celles utilisées dans le premier essai (Putman et Morris, 1992, citée dans le rapport de l'Environment Agency de 2007).
Perturbation endocrinienne	DMEO = 100 mg/kg p.c. par jour, d'après une hausse importante des taux sériques de l'hormone thyroïdienne triiodothyronine (T3) à cette dose. Des rats Sprague-Dawley mâles (6 par traitement) ont reçu par voie orale 100 mg/kg par jour de DBDPE dans de l'huile de maïs pendant 90 jours. Les concentrations d'hormones thyroïdales ont été surveillées par dosage radio-immunologique d'échantillons de sang prélevés au même moment de la journée. On n'a pas relevé d'altérations importantes des niveaux de thyroxine (T4). Aucune mesure pondérale ou étude histopathologique de la thyroïde n'a été indiquée dans l'étude (Wang et al., 2010). En outre, les résultats de cette étude ont été remis en question par d'autres scientifiques dans la documentation publique (Banasik et al., 2011). Modèle RQSA : Un modèle RQSA mis au point par Papa et al. (2010) a prévu que le DBDPE ait une affinité de liaison élevée avec le récepteur d'hydrocarbure d'aryle (AhR). L'application de la prévision du modèle a montré que l'activité de liaison avec le récepteur AhR des PBDE est au moins 50 à 100 fois inférieure à celle de la substance toxique de référence, à savoir le 2,3,7,8-tétrachlorooxanthrène (TCDD). Le modèle a également prévu que le DBDPE ait une activité modérée en tant que composé antagoniste du récepteur de la progestérone. Parmi les paramètres pour lesquels le modèle a prévu que le DBDPE entraîne une faible activité, on comptait l'enzyme 7-éthoxyrésorufine-O-déséthylase (EROD), l'agoniste du récepteur de mort, l'agoniste du récepteur des œstrogènes, la thyroxine (T4), et les transférases de soufre E2 (Papa et al., 2010). Il est à noter que, dans certains cas, les prévisions liées au DBDPE s'inscrivaient hors du domaine de prévision du modèle et pouvaient être moins fiables.

Paramètre	Doses ou concentrations minimales avec effet ^a /résultats
Irritation	Aucune irritation cutanée : Des lapins blancs néo-zélandais (3 mâles, 3 femelles) ont reçu une dose de 500 mg de DBDPE avec une solution saline sous occlusion pendant 4 heures. Après l'exposition, le site d'application a été rincé avec de l'eau et observé afin d'y détecter des signes d'irritation (érythèmes et œdèmes) avec des cotes relevées à 1, 24, 48, et 72 heures après le traitement. Aucun signe d'irritation cutanée n'a été observé; la cote moyenne entre 24 et 72 heures pour les érythèmes et les œdèmes était de 0 (Mallory, 1988, citée dans le rapport de l'Environment Agency de 2007). Légère irritation des yeux : Le DBDPE (100 mg) a été instillé dans le sac conjonctival de l'œil de chacun des six lapins néozélandais albinos (3 mâles, 3 femelles) et les yeux ont été examinés 1, 24, 48 et 72 heures après l'application. Aucune irritation de l'iris ou de la cornée n'a été notée à aucun moment. Une rougeur conjonctivale (cote de 1) a été observée chez tous les animaux au bout d'une heure. Cette rougeur a persisté jusqu'à 48 heures chez un seul mâle. Aucun effet n'a été observé chez les animaux au bout de 72 heures. La cote moyenne maximale au bout d'une heure était de 3,0 (Mallory, 1988, citée dans le rapport de l'Environment Agency de 2007).
Sensibilisation	Non concluant : Dans un test de maximalisation sur le cochon d'Inde, 40 cochons d'Inde (10 par sexe/groupe) ont reçu par injection intradermique 5 % de DBDPE dans l'excipient uniquement (0,5 % de méthylcellulose) en tant que témoin négatif, ou 5 % d'hexylcinnamaldehyde en tant que témoin positif. Après une semaine, des animaux ont reçu des timbres de l'excipient en tant que témoin positif (100 % de HCA) ou du DBDPE (100 %) par application topique sur des sites d'essai rasés dans des enveloppements occlusifs pendant 48 heures. Après 14 jours, les animaux ont reçu 1 % de DBDPE ou d'excipient ou 50 % de HCA pendant 24 heures et ils ont été observés à 24 et 48 heures. Une réponse positive (léger érythème) a été observée à 24 heures chez 90 % des animaux dans tous les groupes. Après 48 heures, seuls 2 sur 10 animaux témoins et 4 sur 20 animaux traités ont montré une réponse positive. Il est prévu que le DBDPE présente un faible risque de causer une sensibilisation de la peau, car il n'est généralement pas réactif (Newton, 2003; citée dans le rapport de l'Environment Agency de 2007).
Etudes sur les humains	
In vitro	Des cellules HepG2 (hépatocytes humains) ont été cultivées en présence de DBDPE (3,125 à 100,0 mg/L) pendant 24, 48 et 72 heures, respectivement, et l'effet toxique du DBDPE a été étudié. Le DBDPE a inhibé la viabilité des cellules HepG2 en fonction du temps et de la dose, dans une plage allant de 12,5 mg/L à 100 mg/L et pendant 48 et 72 heures. Une induction de l'apoptose a été détectée à une concentration de 12,5 à 100 mg/L au bout de 48 et 72 heures, au moyen du marquage par l'iodure de propidium, accompagnée d'une surproduction d'espèces réactives de l'oxygène (Sun <i>et al.</i>, 2012). Les auteurs ont indiqué que le mécanisme de cytotoxicité du DBDPE n'est pas clair et qu'il exige donc une étude approfondie.
Sensibilisation cutanée	Aucune preuve de propriétés de sensibilisation de la peau n'a été observée chez 200 professionnels de l'entreprise Wei-Dong Chemical, après une application répétée de DBDPE dans du pétrolatum pendant trois semaines (Li <i>et al.</i>, 2004;

Paramètre	Doses ou concentrations minimales avec effet ^a /résultats
	citée dans le rapport de la Norwegian Pollution Control Authority (SFT) de 2008).

¹ DL⁵⁰ = dose létale médiane; DMENO = dose minimale avec effet nocif observé; DSENO = dose sans effet nocif observé.

Dernière mise à jour : 2016-11-09