

Évaluation préalable pour le Défi concernant

4-sec-Butyl-2,6-di-tert-butylphénol

**Numéro de registre du Chemical Abstracts Service
17540-75-9**

**Environnement Canada
Santé Canada**

Juillet 2010

Sommaire

Conformément à l'article 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) [LCPE (1999)], les ministres de l'Environnement et de la Santé ont effectué une évaluation préalable 4-sec-Butyl-2,6-di-tert-butylphénol (DTBSBP), dont le numéro de registre du Chemical Abstracts Service est 17540-75-9. Une priorité élevée a été accordée à l'évaluation préalable de cette substance inscrite au Défi, car elle répond aux critères environnementaux de la catégorisation relatifs à la persistance, au potentiel de bioaccumulation et à la toxicité intrinsèque pour les organismes non humains et elle semble être commercialisée au Canada.

L'évaluation des risques que présente le DTBSBP pour la santé humaine n'a pas été jugée hautement prioritaire à la lumière des résultats fournis par les outils simples de détermination du risque d'exposition et du risque pour la santé élaborés par Santé Canada aux fins de la catégorisation des substances de la *Liste intérieure*. Par conséquent, la présente évaluation est axée sur les renseignements utiles à l'évaluation des risques pour l'environnement.

Le DTBSBP est une substance organique utilisée au Canada et ailleurs dans le monde comme antioxydant et agent stabilisant liquide dans les plastiques, notamment le PVC et le polyuréthane en mousse, ainsi que dans les liquides pour freins, les résines pour encres et les huiles minérales ou végétales utilisées dans le secteur industriel. Il est également utilisé comme antioxydant dans le secteur pétrochimique. Cette substance n'est pas produite naturellement dans l'environnement. Une quantité de 16 686 kg de DTBSBP a été déclarée comme étant importée au Canada en 2006, principalement pour la fabrication de plastiques. La quantité de DTBSBP importée au Canada ainsi que les utilisations potentiellement dispersives de cette substance indiquent qu'elle pourrait être rejetée dans l'environnement au pays.

Les profils d'utilisation déclarés et certaines hypothèses indiquent que 54 % du DTBSBP aboutirait dans les sites d'enfouissement. D'après les estimations, de petites fractions sont rejetées dans l'eau (3,7 %), sur les routes pavées ou non pavées (0,2 %) et dans l'air (0,4 %). Le DTBSBP a une faible solubilité dans l'eau et une volatilité modérée. De plus, comme il est hydrophobe, il tend à se distribuer dans la phase particulaire et à passer dans les tissus adipeux (matières grasses) des organismes. Une fois rejeté dans l'eau, le DTBSBP a tendance à se répartir également entre les sédiments (51 %) et l'eau (48 %). En outre, il ne devrait pas être transporté dans l'atmosphère sur de grandes distances.

D'après ses propriétés physiques et chimiques ainsi que les données empiriques de biodégradation, le DTBSBP ne devrait pas se dégrader rapidement dans l'environnement. Il est persistant dans l'eau, le sol et les sédiments. De plus, le DTBSBP pourrait s'accumuler dans les organismes et se bioamplifier dans les chaînes trophiques. Il a été déterminé que cette substance répond aux critères de la persistance et de la bioaccumulation définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*. En outre, les données de toxicité en milieu aquatique, tant modélisées que déduites à partir d'analogues, indiquent que cette substance pourrait représenter un risque élevé pour les

organismes aquatiques. Selon les renseignements disponibles, il est conclu que le DTBSBP pénètre dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif immédiat ou à long terme sur l'environnement ou sa diversité biologique.

Aucune donnée empirique n'a été recensée au sujet des concentrations de DTBSBP mesurées dans les milieux naturels au Canada ou ailleurs. Cette substance peut être utilisée dans le PVC plastifié pour les matériaux d'emballage de produits alimentaires. Une estimation prudente de l'exposition des humains a été retenue. Elle repose sur l'utilisation potentielle des pellicules de PVC plastifié dans les matériaux d'emballage de produits alimentaires. Dans l'ensemble, l'exposition au DTBSBP par voie alimentaire au Canada devrait être minime, voire nulle. L'exposition de l'ensemble de la population canadienne à cette substance a été examinée en tenant compte des produits comportant des polyols et de la mousse de polyuréthane qui sont présents dans les matelas, les meubles et les moulures de véhicules. En raison du manque de données expérimentales sur le DTBSBP, les estimations de l'exposition ont été obtenues à partir d'un antioxydant similaire sur le plan structurel, mais plus volatil, le butyl hydroxytoluène. Les résultats obtenus sont donc vraisemblablement surestimés, ce qui se traduit par une estimation prudente de la limite supérieure d'exposition.

Les données relatives aux effets du DTBSBP sur la santé sont limitées. Cependant, il ne s'est pas révélé génotoxique dans les essais *in vitro*, et une étude laisse entendre que la toxicité aiguë est faible. L'information sur les analogues indique que les effets hépatiques et hématologiques sont des paramètres communs à ce groupe de composés.

Selon les renseignements disponibles, les marges entre les estimations de la limite supérieure d'exposition par voie alimentaire (c.-à-d. la migration à partir des matériaux d'emballage des produits alimentaires), ainsi que par contact avec les produits de consommation, et les concentrations associées à des effets chez les animaux de laboratoire sont considérées comme étant adéquates en matière de protection de la vie et de la santé humaine. On peut donc conclure que le DTBSBP ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine.

D'après les renseignements disponibles, il est conclu que le DTBSBP répond à au moins un des critères énoncés à l'article 64 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999). Le DTBSBP est persistant et bioaccumulable d'après les critères définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* et sa présence dans l'environnement est due principalement à l'activité humaine.

L'inclusion de cette substance sera considérée dans la prochaine mise à jour de l'inventaire de la *Liste intérieure*. De plus, des activités de recherche et de surveillance viendront, le cas échéant, appuyer la vérification des hypothèses formulées au cours de l'évaluation préalable et, le cas échéant, l'efficacité des possibles mesures de contrôle définies à l'étape de la gestion des risques.

Introduction

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE (1999)] (Canada, 1999) exige que les ministres de l'Environnement et de la Santé procèdent à une évaluation préalable des substances qui répondent aux critères de la catégorisation énoncés dans la *Loi*, afin de déterminer si elles présentent ou sont susceptibles de présenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine.

En se fondant sur l'information obtenue dans le cadre de la catégorisation, les ministres ont jugé qu'une attention hautement prioritaire devait être accordée à un certain nombre de substances, à savoir :

- celles qui répondent à tous les critères environnementaux de la catégorisation, notamment la persistance (P), le potentiel de bioaccumulation (B) et la toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques (Ti), et que l'on croit être commercialisées au Canada;
- celles qui répondent aux critères de la catégorisation pour le plus fort risque d'exposition (PFRE) ou qui présentent un risque d'exposition intermédiaire (REI) et qui ont été jugées particulièrement dangereuses pour la santé humaine, compte tenu des classifications qui ont été établies par d'autres organismes nationaux ou internationaux concernant leur cancérogénicité, leur génotoxicité ou leur toxicité pour le développement ou la reproduction.

Le 9 décembre 2006, les ministres ont donc publié un avis d'intention dans la Partie I de la *Gazette du Canada* (Canada, 2006a), dans lequel ils priaient l'industrie et les autres parties intéressées de fournir, selon un calendrier déterminé, des renseignements précis qui pourraient servir à étayer l'évaluation des risques, ainsi qu'à élaborer et à évaluer les meilleures pratiques de gestion des risques et de bonne gestion des produits pour ces substances jugées hautement prioritaires.

On a décidé d'accorder une attention hautement prioritaire à l'évaluation des risques pour l'environnement du 4-sec-Butyl-2,6-di-tert-butylphénol, car on a jugé que cette substance répondait aux critères environnementaux de la catégorisation pour la persistance, le potentiel de bioaccumulation et la toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques et il semble qu'elle est commercialisée au Canada. Le volet du Défi portant sur cette substance a été publié le 31 janvier 2009 dans la *Gazette du Canada* (Canada, 2009a, 2009b). En même temps a été publié le profil de cette substance, qui présentait l'information technique (obtenue avant décembre 2005) sur laquelle a reposé sa catégorisation. Des renseignements sur les utilisations de la substance et l'exposition à cette dernière ont été reçus en réponse au Défi.

Même si l'évaluation des risques que présente le 4-sec-Butyl-2,6-di-tert-butylphénol pour l'environnement a été jugée hautement prioritaire, cette substance ne répond pas aux critères de la catégorisation pour le PFRE ou le REI ni aux critères définissant un grave risque pour la santé humaine, compte tenu du classement attribué par d'autres organismes nationaux ou internationaux quant à sa cancérogénicité, à sa génotoxicité ou à sa toxicité

sur le plan du développement ou de la reproduction. La présente évaluation est donc axée principalement sur les renseignements utiles à l'évaluation des risques touchant l'environnement.

Les évaluations préalables mettent l'accent sur les renseignements jugés essentiels pour déterminer si une substance répond aux critères de l'article 64 de la LCPE (1999). Les évaluations préalables examinent des renseignements scientifiques et tirent des conclusions fondées sur la méthode du poids de la preuve et le principe de prudence¹.

La présente évaluation préalable finale prend en considération les renseignements sur les propriétés chimiques, les dangers, les utilisations de la substance en question et l'exposition à celle-ci, y compris l'information supplémentaire fournie dans le cadre du Défi. Les données pertinentes pour l'évaluation préalable de cette substance sont tirées de publications originales, de rapports de synthèse et d'évaluation, des rapports de recherche de parties intéressées et d'autres documents consultés au cours de recherches documentaires menées récemment, jusqu'en août 2009 (sections du document concernant les aspects écologiques) et jusqu'en novembre 2009 (sections du document concernant les effets sur la santé humaine). Les études les plus importantes ont fait l'objet d'une évaluation critique. Des résultats provenant de modélisations *in silico* ont servi à formuler des conclusions.

Lorsqu'ils étaient disponibles et pertinents, les renseignements présentés dans l'évaluation des dangers provenant d'autres instances ont également été pris en compte. L'évaluation préalable finale 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 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 l'écologie ont fait l'objet d'une étude consignée par des pairs ou d'une consultation de ces derniers. De plus, la version provisoire de la présente évaluation préalable a fait l'objet d'une consultation publique de 60 jours. Bien que les commentaires externes aient été pris en considération, Santé Canada et

¹ La détermination de la conformité à l'un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 est basée sur une évaluation des risques potentiels pour l'environnement et/ou la santé humaine associés aux expositions dans l'environnement en général. Pour les humains, cela inclut, sans toutefois s'y limiter, les expositions par l'air ambiant et intérieur, l'eau potable, les produits alimentaires et l'utilisation de produits de consommation. Une conclusion établie en vertu de la LCPE 1999 portant sur les substances pétrolières énumérées dans le Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) n'est pas pertinente à une évaluation, qu'elle n'empêche pas non plus, par rapport aux critères de risque définis dans le Règlement sur les produits contrôlés, qui fait partie d'un cadre réglementaire pour le Système d'information sur les matières dangereuses au travail (SIMDUT) pour les produits destinés à être utilisés au travail.

Environnement Canada assument la responsabilité du contenu final et des résultats de l'évaluation préalable des risques. Les méthodes utilisées dans les évaluations préalables du Défi ont été examinées par un Groupe consultatif du Défi indépendant.

Les principales données et considérations sur lesquelles repose la présente évaluation sont résumées ci-après.

Identité de la substance

Aux fins du présent document, la substance est appelée « DTBSBP », appellation tirée du nom commun *2,6-Di-tert-butyl-4-sec-butylphenol*.

Tableau 1. Identité de la substance DTBSBP

Numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS)	17540-75-9
Nom dans la LIS	4-sec-Butyl-2,6-di-tert-butylphénol
Noms relevés dans les National Chemical Inventories (NCI)¹	<i>Phenol, 2,6-bis(1,1-dimethylethyl)-4-(1-methylpropyl)-</i> (TSCA, ENCS, AICS, PICCS, ASIA-PAC) <i>4-sec-Butyl-2,6-di-tert-butylphenol</i> (DSL, EINECS, ECL) <i>PHENOL, 2,6-DI-TERT-BUTYL-4-SEC-BUTYL-</i> (PICCS)
Autres noms	<i>2,6-Di-tert-butyl-4-sec-butylphenol;</i> <i>Isonox 132;</i> <i>NSC 14460;</i> <i>Phenol, 4-sec-butyl-2,6-di-tert-butyl-;</i> <i>Vanox 1320</i>
Groupe chimique (groupe de la LIS)	Produits chimiques organiques définis
Principale classe chimique ou utilisation	Phénols
Principale sous-classe chimique	Alkylphénols, phénols encombrés
Formule chimique	C ₁₈ H ₃₀ O
Structure chimique	
SMILES²	<chem>Oc1c(cc(cc1C(C)(C)C)C(C)C)C(C)C(C)C</chem>
Masse moléculaire	262.44 g/mol

¹National Chemical Inventories (NCI). 2007 : AICS (inventaire des substances chimiques de l'Australie); ASIA-PAC (listes des substances de l'Asie-Pacifique); LIS (Liste intérieure des substances du Canada); ECL (liste des substances chimiques existantes de la Corée); EINECS (inventaire européen des substances chimiques commerciales existantes); ENCS (inventaire des substances chimiques existantes et nouvelles du Japon); PICCS (inventaire des produits et substances chimiques des Philippines) et TSCA (inventaire des substances chimiques visées par la *Toxic Substances Control Act* des États-Unis).

² Simplified Molecular Input Line Entry System

Propriétés physiques et chimiques

Le tableau 2a présente les propriétés physiques et chimiques (valeurs expérimentales et modélisées) du DTBSBP qui se rapportent à son devenir dans l'environnement.

À condition ambiante, le DTBSBP se présente sous la forme d'un liquide (SI Group, 2009a). Étant donné que le DTBSBP ne s'ioniserait pas à un pH environnemental pertinent, l'ionisation de ce dernier n'a pas été prise en compte pour la prévision de ses propriétés physiques et chimiques.

Tableau 2a. Propriétés physiques et chimiques du DTBSBP

Propriété	Type	Valeur	Température (°C)	Référence
Point de fusion (°C)	Modélisé	102		MPBPWIN, 2000
	Expérimental	18,9		SI Group, 2009a
Point de congélation (°C)	Expérimental	24,6		SI Group, 2010a
Point d'ébullition (°C)	Modélisé	330		MPBPWIN, 2000
	Expérimental	275		SI Group, 2009a
Masse volumique (kg/m ³)	Expérimental	0,902	25	Sigma-Aldrich, 2009
Pression de vapeur (Pa)	Modélisé	0,35 (0,00262 mm Hg)	25	MPBPWIN, 2000
Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol)	Modélisé	3,71 (3,66 x 10 ⁻⁴ atm·m ³ /mol)	25	HENRYWIN, 2000

Propriété	Type	Valeur	Température (°C)	Référence
Log K _{oe} (coefficient de partage octanol-eau) (sans dimension)	Modélisé	6,1 ¹		KOWWIN, 2000
Log K _{co} (coefficient de partage carbone organique/eau) (sans dimension)	Modélisé	4,47 ²		PCKOCWIN, 2000
Solubilité dans l'eau (mg/L)	Non précisé	Peu soluble (< 1 %)		SI Group, 2009a
	Modélisé	2,47	25	WSKOWWIN, 2000
pK _a (constante de dissociation) (sans dimension)	Modélisé	11,85		ACD/pK _a DB, 2005

¹ La valeur du log K_{oe} est déterminée à l'aide de la méthode d'ajustement de la valeur expérimentale du modèle KOWWIN (2000), permettant de rajuster la valeur modélisée de 6,43 en utilisant le log K_{oe} mesuré de 6,06 d'une substance analogue, le 2,4,6-tri-*tert*-butylphénol (n° CAS 732-26-3) (NITE, 2002a).

² La valeur a été calculée à l'aide de la valeur rajustée selon un log K_{oe} de 6,1 (voir la note 1).

Comme on l'indique au tableau 2a, la valeur modélisée du log K_{oe} pour le DTBSBP a été déterminée à l'aide de la méthode d'ajustement de la valeur expérimentale du modèle KOWWIN (2000), en utilisant le log K_{oe} mesuré de 6,06 d'une substance analogue, le 2,4,6-tri-*tert*-butylphénol (n° CAS 732-26-3) (NITE 2002a). Cela est dû à la très grande similitude de structure de ces deux substances, qui présentent également le même poids moléculaire, et aussi parce que les log K_{oe} de ces deux substances déterminés à l'aide de KOWWIN (2000) étaient très près, (6,43 pour le DTBSBP; 6,39 pour le 2,4,6-tri-*tert*-butylphénol). Par conséquent, on estimait que le rajustement du K_{oe} prévu pour le DTBSBP à l'aide de la valeur expérimentale du 2,4,6-tri-*tert*-butylphénol donnerait un résultat plus précis qu'à l'aide de la valeur prévue de KOWWIN (2000).

Pour combler les manques de données pour les valeurs de seuil de la biodégradation, de la bioaccumulation et de l'écotoxicité, une recherche documentaire a été réalisée et on a utilisé la base de données ChemIDplus® (NLM, 2009) pour identifier des substances analogues appropriées du DTBSBP. Les substances 2,4,6-tri-*tert*-butylphénol (n° CAS 732-26-3) et 2,6-Di-*tert*-butyl-4-éthylphénol (n° CAS 4130-42-1) ont été jugées de bons analogues pour le DTBSBP étant donné que leur masse

moléculaire est semblable et qu'ils présentent une structure et des groupes fonctionnels semblables au DTBSBP. Les structures et les masses moléculaires de ces substances analogues sont présentées à l'annexe IV, de même que celles des substances analogues utilisées dans le volet santé de la présente évaluation (voir la section Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine). Les données relatives aux propriétés physico-chimiques estimées de ces substances, de même que pour le DTBSBP, à des fins de comparaison, sont présentées au tableau 2b ci-dessous. Dans le but de permettre une comparaison de niveau entre les substances, les données estimées ont été obtenues en exécutant EPI Suite (2008) sans l'apport des propriétés physico-chimiques mesurées disponibles. Les données empiriques obtenues pour les substances analogues sont également fournies au tableau 2b, de même que la source des données.

Tableau 2b. Propriétés physico-chimiques prévues et expérimentales du DTBSBP et des substances analogues

N° CAS	Log K _{oc}	Solubilité dans l'eau (mg/L)	Point de fusion (°C)	Point d'ébullition (°C)	Pression de vapeur (Pa)
17540-75-9 (DTBSBP)	6,43	0,25	102	330	0,0028
732-26-3	6,39 6,06 (1)	0,51	104 131 (2)	324 278 (2)	0,027
4130-42-1	5,52	2,1	92 44 (2)	310 272 (2)	0,29

Remarques :

La première ligne de données pour chaque substance consiste en les estimations obtenues à l'aide d'EPI Suite (2008).

(1) – NITE (2002a)

(2) – Lide (2003)

Sources

Le DTBSBP n'est pas produit naturellement dans l'environnement.

Des enquêtes menées en 2005 et 2006 par le truchement d'avis publiés dans la *Gazette du Canada* conformément à l'article 71 de la LCPE (1999) ont permis de recueillir des renseignements (Canada, 2006b et 2009b). Ces avis visaient à recueillir des données sur la fabrication et l'importation du DTBSBP au Canada.

Au Canada, aucune activité de fabrication du DTBSBP n'a été déclarée en 2005 ou en 2006. À l'heure actuelle, on ne connaît qu'un seul fabricant de cette substance à l'échelle internationale, la société SI Group, aux États-Unis (SI Group, 2009b). Trois entreprises ont déclaré avoir importé au Canada entre 1 000 et 100 000 kg de la substance en 2005 (Environnement Canada, 2006). La même année, 16 686 kg de DTBSBP ont été importés au Canada par 5 entreprises, une de celles-ci ayant importé une quantité inférieure au seuil de déclaration de 100 kg par année (Environnement Canada, 2009a). Six entreprises se sont elles-mêmes déclarées « parties intéressées » pour cette substance en 2006.

Aux États-Unis, le DTBSBP est une substance chimique produite en grande quantité (HPV). En 2006, des quantités situées entre 10 et 50 millions de livres (soit entre 4,5 et 23 millions de kg) de cette substance ont été produites ou importées par une seule entreprise, SI Group, Inc. (USEPA, 2006). Étant donné leur nature confidentielle, les données concernant l'utilisation commerciale ou par le consommateur n'étaient pas disponibles aux États-Unis. Cette substance figure également à la liste des substances chimiques produites en grandes quantités de l'Organisation de coopération et de développement économique (OCDE, 2004a). Elle apparaît sur la liste des substances potentiellement préoccupantes des Commissions d'Oslo et de Paris (OSPAR). Au sein de l'Union européenne, on estime cependant que ce n'est pas une substance chimique produite en grande quantité (ESIS, 2009).

Utilisations

En réponse aux avis donnés en application de l'article 71 de la LCPE pour les années civiles 2005 et 2006 (Canada, 2006b et 2009b), les activités commerciales suivantes ont été considérées comme non confidentielles : la fabrication de matières plastiques et la fabrication d'antioxydants ou d'inhibiteurs de corrosion utilisés dans le liquide pour freins.

Ces renseignements sont compatibles avec les données de sélection de la Liste intérieure des substances (LIS) (1984-1986) qui ont défini le DTBSBP comme un antioxydant, un inhibiteur de corrosion, un dégraisseur et un agent permettant de prévenir l'écaillage dans la fabrication de produits en plastique. Il est également utilisé comme antioxydant dans d'autres produits manufacturés. Les renseignements concernant les autres utilisations du DTBSBP signalées à Environnement Canada ne sont pas proposés ici étant donné qu'ils sont considérés comme de l'information commerciale confidentielle. Ces renseignements seront toutefois pris en compte dans la présente évaluation des risques relatifs au DTBSBP.

Des recherches dans les publications scientifiques et techniques ont permis d'obtenir l'information additionnelle présentée ci-dessous sur les utilisations possibles du DTBSBP, quoique les utilisations possibles au Canada n'aient pas été précisément déterminées.

La Food and Drug Administration des États-Unis classe le DTBSBP comme une substance pour contact alimentaire efficace, laquelle est toute substance qui est destinée à être utilisée comme composante des matières entrant dans la fabrication des aliments ou utilisée dans le conditionnement, l'emballage, le transport ou le contenant des aliments (US FDA, 2008). Le DTBSBP est tout spécialement utilisé comme antioxydant dans les applications entrant en contact avec des produits alimentaires dans les polychlorures de vinyle (PVC) recouverts de plastique (SII, 2001). Par exemple, il peut être utilisé dans les pellicules de PVC pour l'emballage des viandes et des fruits et légumes frais (communication personnelle du 23 mars 2009 avec la Direction générale des produits de santé et des aliments, Direction des aliments, Santé Canada; source non citée).

Le DTBSBP est utilisé comme antioxydant et agent stabilisant dans les polyols contenus dans le polyuréthane, le PVC, les adhésifs et les fluides fonctionnels (SII, 2001). Même si l'OSPAR classe le DTBSBP dans la catégorie d'utilisation fonctionnelle des pesticides, la fiche d'information de cet organisme indique que l'utilisation de cette substance dans la composition de produits de protection des plantes est interdite au sein de l'Union européenne (OSPAR, 2006). Elle n'est pas inscrite pour son utilisation en tant que principe actif (ARLA, 2009) ou en tant qu'agent de formulation de pesticide (ARLA, 2007).

Selon le fabricant nord-américain de DTBSBP, cette substance est utilisée par les industries suivantes (SI Group, 2009b, 2010b) :

- PVC, souple et de catégorie rigide – terminateur de chaîne de polymérisation et stabilisateur de PVC
- thermoplastiques comme le polyéthylène basse densité (PEBD);
- polyols/mousses souples – stabilisateur/antioxydant
- liquide pour freins – stabilisateur/antioxydant/inhibiteur de corrosion
- résines d'encre – stabilisateur/antioxydant
- inhibiteur du peroxyde d'hydrogène pour les eaux d'écoulement des industries pétrochimiques et des raffineries;
- huiles minérales ou végétales, comme l'huile à turbine, l'huile hydraulique et l'huile pour les scies à chaîne.

Lorsque le DTBSBP est utilisé comme antioxydant, sa concentration varie entre 300 et 1 000 ppm (de 0,03 à 0,10 % selon le poids) (SI Group, 2009b). Le DTBSBP présente généralement un niveau de pureté de 98,6 %. Le DTBSBP est utilisé à une concentration de 0,1 % selon le poids dans le liquide pour freins (SI Group, 2009b).

Parce que le DTBSBP offre certains avantages comparativement au butyl hydroxytoluène antioxydant (BHT), comme le fait d'être un liquide à des températures ambiantes, et, par conséquent, plus facile à manier, le DTBSBP est utilisé comme remplacement du BHT dans un grand nombre des applications énumérées ci-dessus (SI Group, 2009b).

Rejets dans l'environnement

Les renseignements suivants relatifs aux rejets de cette substance pour l'année 2006 ont été obtenus par le truchement d'un avis qui a été publié dans la *Gazette du Canada* conformément à l'article 71 de la LCPE (1999) (Canada, 2009b). Certaines entreprises ont signalé la migration de petites quantités de la substance (moins de 100 kg au total) en tant que déchets non dangereux dans des installations de gestion des déchets hors site (Environnement Canada, 2009a). Aucune entreprise n'a fait état de rejets de cette substance dans l'air, l'eau ou le sol.

De plus, les pertes de DTBSBP par différentes voies pendant son cycle de vie sont estimées en fonction des données issues d'enquêtes réglementaires, des industries, ainsi qu'en fonction des données publiées par différents organismes. Les pertes sont regroupées en sept types : (1) déversements dans les eaux usées; (2) émissions atmosphériques; (3) pertes dans les terres; (4) transformation chimique; (5) élimination sur les sites d'enfouissement; (6) élimination par recyclage; et (7) élimination par incinération. Des pertes peuvent se produire à une ou plusieurs étapes du cycle de vie de la substance; celles-ci comprennent la fabrication, l'utilisation industrielle, l'utilisation commerciale et par les consommateurs, ainsi que l'élimination. Pour aider à estimer ces pertes, une feuille de calcul (outil de débit massique) a été utilisée; elle intègre toutes les données et hypothèses requises pour l'estimation (Environnement Canada, 2009b). À moins de disposer de données précises sur le taux ou le potentiel de rejet de cette substance provenant des sites d'enfouissement et des incinérateurs, l'outil de débit massique ne permet pas de quantifier les rejets dans l'environnement à partir des sites d'élimination des déchets.

Les pertes estimées pour le DTBSBP au cours de son cycle de vie pour le pire scénario (c'est-à-dire les rejets potentiels maximaux) sont présentées au tableau 3. Ces pertes se fondent sur la quantité totale de 16 686 kg de DTBSBP déclarée dans le commerce au Canada en 2006 (Environnement Canada, 2009c). Dans ce scénario, les pertes dans les eaux usées concernent les déversements avant tout traitement, que ce soit un traitement des eaux usées industrielles sur place ou un traitement des eaux usées municipales hors site. Les pertes par transformation chimique se rapportent aux modifications de l'identité de la substance qui ont lieu au cours des étapes de fabrication, d'utilisation industrielle ou d'utilisation commerciale et par les consommateurs, mais elles excluent celles qui ont lieu pendant les opérations de gestion des déchets telles que l'incinération et le traitement des eaux usées. Les pertes liées à l'élimination par recyclage se rapportent à la quantité envoyée aux installations de recyclage. La substance peut ensuite être rejetée par les installations de recyclage dans l'environnement. La quantité exportée figure également au tableau 3 afin de présenter un bilan massique exhaustif pour cette substance.

De la quantité totale de DTBSBP utilisée sur le marché canadien, on estime à 3,9 % (644 kg) la quantité rejetée dans les eaux usées (voir le tableau 3). En général, les eaux usées constituent une source courante de rejets dans l'eau et le sol par les installations de traitement des eaux usées (par l'intermédiaire de l'épandage de boues activées). La

préparation industrielle et la manipulation de contenants représentent la plus grande proportion (81 %) des rejets dans les eaux usées, tandis que l'utilisation par les consommateurs représente 19 % des rejets dans les eaux usées, principalement par l'utilisation de liquide pour freins (Environnement Canada, 2009c). On estime que l'industrie des matières plastiques est responsable des pertes totales les plus importantes, car ce secteur est celui qui utilise les plus grandes quantités de DTBSBP au Canada (Environnement Canada, 2009a). Les rejets provenant de l'utilisation de liquides pour freins par les consommateurs seraient très dispersifs (un grand nombre de très petites sources) alors que les rejets industriels seraient ponctuels.

Le DTBSBP serait également rejeté dans l'environnement par des voies autres que les eaux usées. Les émissions dans l'air peuvent entraîner une exposition en milieu atmosphérique si la substance demeure dans l'air, ou une exposition en milieu aquatique ou terrestre si la substance présente des caractéristiques de dépôt atmosphérique. Les pertes sur des surfaces pavées ou non pavées représentent 0,2 % de la masse totale de DTBSBP. Les mécanismes pour les pertes sur des surfaces pavées ou non pavées comprennent l'utilisation des consommateurs de liquide pour freins et les fuites et les déversements pendant une utilisation industrielle. La substance perdue sur des surfaces pavées ou non pavées peut être rincée pour ensuite pénétrer dans le sol ou dans des égouts proches, entraînant ainsi une exposition en milieu aquatique ou terrestre. Le DTBSBP ne devrait pas passer des déchets au lixiviat de décharge. En raison de sa grande sorptivité ($K_{co} = 4,47$), on s'attend à une forte sorption dans le sol et les sédiments. Néanmoins, selon les tests effectués en laboratoire, le DTBSBP n'est pas extractible à partir du PVC rigide (SI Group, 2009).

Cette substance serait utilisée dans certains articles manufacturés et produits de consommation. Bien que l'on ne possède aucun renseignement sur les quantités d'articles manufacturés et de produits de consommation contenant du DTBSBP qui sont importées au Canada, on prévoit que les proportions perdues à partir de ces produits seront semblables aux quantités estimées ici (voir le tableau 3). Cependant, les quantités confiées à la gestion des déchets et les pertes dans les eaux usées découlant de l'utilisation de liquides de freins et d'autres produits commerciaux et de consommation pourraient s'avérer beaucoup plus élevées si l'importation de ces articles entrait en ligne de compte.

Tableau 3. Estimation des pertes de DTBSBP pendant son cycle de vie

Type de perte	Proportion (%)	Masse (kg)	Étapes pertinentes du cycle de vie
Eaux usées	3,9	644	Utilisation industrielle et utilisation commerciale ou par les consommateurs
Émissions atmosphériques	0,5	88	Utilisation à des fins industrielles
Sol	0,2	32	Utilisation commerciale et par les consommateurs, élimination
Transformation chimique	0,0	0,0	
Sites d'enfouissement	54,0	9010	Utilisation industrielle, utilisation commerciale ou par les consommateurs et élimination
Recyclage	38,0	6338	Utilisation commerciale et par les consommateurs, élimination
Incinération	1,6	276	Utilisation commerciale et par les consommateurs, élimination
Exportation à partir du Canada	1	290	Selon l'industrie

Devenir dans l'environnement

D'après les propriétés physiques et chimiques du DTBSBP (tableau 2a), les résultats de la modélisation de fugacité de niveau III (tableau 4) semblent indiquer que cette substance devrait demeurer principalement dans les sédiments et l'air si elle est rejetée dans l'air, dans les sédiments si elle est rejetée dans l'eau, et dans le sol si elle est rejetée dans le sol.

La constante de dissociation acide relativement élevée (pK_a) de 11,85 pour le groupe hydroxy du DTBSBP indique que, dans les plans d'eau présentant un pH pertinent du point de vue de l'environnement (soit de 6 à 9), près de 100 % de la substance sera non dissociée. Cela indique que l'exposition biotique dans l'eau se fera à partir de la forme neutre du produit. La proportion relativement faible de la substance chimique dissociée indique également que le comportement de répartition prévu à l'aide des logarithmes K_{oe} et K_{co} est approprié.

D'après les résultats de l'outil de débit massique discutés dans la section intitulée « Rejets dans l'environnement » ci-dessus, des rejets importants résultant d'utilisations industrielles et des consommateurs sont attendus dans l'eau, l'air et le sol recevant en proportion de faibles rejets.

Tableau 4. Résultats de la modélisation de la fugacité de niveau III (EQC, 2003)

Substance rejetée dans :	Pourcentage de la substance répartie dans chaque milieu (en %)			
	Air	Eau	Sol	Sédiments
l'air (100 %)	36,4	2,04	7,70	53,9
l'eau (100 %)	0,046	3,65	0,010	96,3
le sol (100 %)	0,00	0,00	99,9	0,09
Rejets égaux dans les trois milieux	0,134	2,01	44,8	53,1

Si elle n'est rejetée que dans l'air, 36,4 % de la substance demeurera dans ce milieu, et la plus grande partie de la substance se répartirait dans les sédiments à partir du dépôt atmosphérique dans les plans d'eau (~54 %; tableau 4), de petites quantités se répartissant dans le sol et l'eau. La pression de vapeur modérée, estimée à 0,35 Pa, et la constante de la loi de Henry de (3,70 Pa m³/mol) indiquent que le DTBSBP est légèrement volatil.

Étant donné la valeur élevée estimée du log K_{co} (4,47), si le DTBSBP est rejeté dans l'eau, il devrait s'adsorber fortement sur les matières en suspension et les sédiments. La volatilisation à partir de la surface de l'eau devrait être un processus relativement peu important de son devenir d'après la constante estimée de la loi de Henry. Ainsi, si l'eau est un milieu récepteur, le DTBSBP se répartirait principalement dans les sédiments (~96 %).

D'après la valeur estimée élevée de son log K_{co}, si le DTBSBP était rejeté dans le sol, son adsorption sur place serait élevée (la substance serait immobile). La volatilisation à partir des surfaces de sol humides sera un processus relativement peu important dans le devenir de cette substance, d'après la constante estimée de la loi de Henry. En raison de leur pression de vapeur, les substances se volatiliseront légèrement à partir des surfaces de sol sèches. Dès lors, s'il est rejeté dans le sol, le DTBSBP demeurera dans le sol (~ 99,9 %; tableau 4).

Si le DTBSBP est rejeté de façon égale dans l'air, l'eau et le sol, il demeurera principalement dans les sédiments et le sol (tableau 4).

Persistance et potentiel de bioaccumulation

Persistance dans l'environnement

Le tableau 5a présente les données empiriques de biodégradation pour le DTBSBP. Étant donné qu'une seule étude expérimentale sur la biodégradation du DTBSBP était disponible, une relation quantitative structure-activité (RQSA) et une méthode du poids de la preuve reposant sur des analogues (Environnement Canada, 2007) ont été appliquées à l'aide des données présentées dans les tableaux 5b, 5c et 5d ci-dessous.

Tableau 5a. Données empiriques sur la dégradation du DTBSBP

Méthode d'essai	Processus du devenir	Valeur pour la dégradation	Durée (j)	Conclusion	Référence
MITI-I (LD 301 C de l'OCDE)	Aérobique	0 % DBO ¹	28	ne se biodégrade pas immédiatement	NITE, 2002b

¹DBO = demande biochimique en oxygène

Les données modélisées concernant la dégradation du DTBSBP sont présentées au tableau 5b. Dans l'air, la demi-vie prévue par oxydation atmosphérique de 0,26 jour démontre que le DTBSBP devrait s'oxyder rapidement. Cette substance ne devrait pas réagir dans l'atmosphère avec d'autres espèces photooxydantes, comme le O₃. Des réactions avec des radicaux hydroxyles devraient donc constituer le plus important processus régissant son devenir dans l'atmosphère. Sa demi-vie de 0,26 jour, résultant des réactions avec ces radicaux, permet d'affirmer que le DTBSBP n'est pas persistant dans l'air.

Des données empiriques en matière de biodégradation ont été trouvées pour les substances analogues 2,4,6-tri-*tert*-butylphénol (n° CAS 732-26-3) et 2,6-Di-*tert*-butyl-4-éthylphénol (n° CAS 4130-42-1) et sont proposées respectivement aux tableaux 5c et 5d ci-dessous.

Tous les modèles de prévision de la biodégradation ultime s'accordent à dire que le DTBSBP ne se biodégradera pas rapidement et on estime qu'il aura une demi-vie supérieure à 182 jours (tableau 5b) dans l'eau. Ces résultats de dégradation ultime sont conformes aux propriétés associées aux groupes fonctionnels dans la structure chimique du DTBSBP. Ces résultats, prévoyant une demi-vie de dégradation ultime égale ou supérieure à 182 jours sont appuyés par les données empiriques (tableau 5a) et les données concernant les analogues (tableaux 5c et d) qui indiquent que les substances analogues 2,4,6-tri-*tert*-butylphénol et 2,6-di-*tert*-butyl-4-éthylphénol ne se biodégradent pas rapidement. De plus, le DTBSBP ne contient pas de groupes fonctionnels susceptibles de subir une hydrolyse dans l'eau et cette substance a des caractéristiques structurelles associées à des substances chimiques qui sont persistantes (branche de *tert*-butyl, noyau benzénique avec plus de deux substituants et $K_{oe} > 3$). Par conséquent, on estime que la demi-vie de dégradation de la substance dans l'eau est supérieure ou égale 182 jours. On considère donc que le DTBSBP est persistant dans l'eau.

L'utilisation d'un rapport d'extrapolation de 1:1:4 pour obtenir une demi-vie de biodégradation dans l'eau:les sols:les sédiments (Boethling *et al.*, 1995), la demi-vie de biodégradation dans le sol est également supérieure à 182 jours, et la demi-vie dans les sédiments est supérieure à 365 jours. Le DTBSBP devrait donc être persistant dans le sol et les sédiments.

Tableau 5b. Données estimées pour la dégradation du DTBSBP

Processus du devenir	Modèle et base du modèle	Estimation à partir du modèle et prévision	Demi-vie extrapolée (jours)
AIR			
Oxydation atmosphérique	AOPWIN, 2000 ¹	$t_{1/2} = 0,52$ jour (d'après une journée de 12 h; $1,56 \times 10^{-6}$ OH/cm ³)	< 2
Réaction avec l'ozone	AOPWIN, 2000 ¹	pas de réaction	s.o.
EAU			
Hydrolyse	HYDROWIN, 2000 ¹	s.o. ²	s.o.
Biodégradation (aérobie)	BIOWIN, 2000 ¹ Sous-modèle 3 : enquête d'expert (biodégradation ultime)	2,2 ³ (se biodégrade lentement)	≥ 182
Biodégradation (aérobie)	BIOWIN, 2000 ¹ Sous-modèle 4 : enquête d'expert (biodégradation primaire)	3,1 ³ (se biodégrade rapidement)	< 182
Biodégradation (aérobie)	BIOWIN, 2000 ¹ Sous-modèle 5 : MITI probabilité linéaire	0,19 ⁴ (se biodégrade lentement)	≥ 182
Biodégradation (aérobie)	BIOWIN, 2000 ¹ Sous-modèle 6 : MITI, probabilité non linéaire	0,064 ⁴ (se biodégrade très lentement)	≥ 182
Biodégradation (aérobie)	TOPKAT, 2004 probabilité	0 ⁴ (se biodégrade très lentement)	≥ 182
Biodégradation (aérobie)	Modèle canadien de POP (CPOP, 2008) % DBO (demande biochimique en oxygène)	% DBO = 1,8 (se biodégrade très lentement)	≥ 182

¹ EPI Suite (2008).² Le modèle ne précise pas d'estimation pour ce type de structure.³ Le résultat s'exprime par une valeur numérique de 0 à 5.⁴ Le résultat s'exprime par un taux de probabilité.**Tableau 5c. Données empiriques pour la biodégradation du 2,4,6-tri-*tert*-butylphénol**

Méthode d'essai	Processus du devenir	Valeur de la biodégradation	Durée (j)	Conclusion	Référence
MITI-I (LD 301 C de l'OCDE)	Aérobique	0 % DBO ¹	28	Ne se biodégrade pas immédiatement	NITE, 2002a

¹ DBO = demande biochimique en oxygène**Tableau 5d. Données empiriques pour la biodégradation du 2,6-di-*tert*-butyl-4-éthylphénol**

Moyen/Méthode	Processus du devenir	Valeur de la biodégradation	Durée (j)	Conclusion	Référence
MITI-I (LD 301 C de l'OCDE)	Aérobique	0 % DBO ¹	28	Ne se biodégrade pas immédiatement	NITE, 2002c

¹ DBO = demande biochimique en oxygène

Potentiel de transport à grande distance

On a utilisé le modèle de transport et de persistance de niveau III (TaPL3) (TaPL3, 2000) pour estimer la distance de transport caractéristique (DTC), définie comme la distance maximale parcourue dans l'air par 63 % de la substance. Beyer *et al.*, (2000) ont proposé que des DTC de plus de 2 000 km représentent le potentiel élevé de transport atmosphérique à grande distance (PETGD), celles de 700 km à 2 000 km le modéré, et de celles de moins de 700 km le faible. D'après une estimation de la DTC de 259 km, le potentiel de transport atmosphérique à grande distance du DTBSBP est considéré comme faible. Cela signifie que le DTBSBP ne devrait pas être transporté dans l'atmosphère à une grande distance à partir de ses sources d'émission.

Le modèle de dépistage de l'OCDE (LTRP POP) peut être utilisé pour identifier les produits chimiques à fort potentiel de persistance et de transport à grande distance (Scheringer *et al.*, 2006). Le modèle de l'OCDE est un modèle global qui compartimente la terre en air, eau et sol. Ce modèle est « orienté vers le transport » plutôt que vers une « cible », car il identifie simplement la DTC sans préciser l'endroit où une substance peut être transportée en particulier (Fenner *et al.*, 2005), Klasmeier *et al.* (2006) ont suggéré qu'un seuil de 5 098 km, basé sur l'estimation de la DTC du modèle pour le PCB-180, permettrait d'identifier des substances ayant un fort potentiel de transport à grande distance. Le PCB-180 a été détecté dans des régions éloignées. La DTC calculée pour le DTBSBP à l'aide du modèle de l'OCDE correspond à 280 km, ce qui indique que le DTBSBP présente un faible potentiel de transport à grande distance. Le modèle de dépistage de l'OCDE permet également de calculer l'efficacité du transfert (ET), qui correspond au pourcentage du flux des émissions vers l'atmosphère déposé à la surface (eau et sol) dans une région éloignée ($ET = D/E \times 100$, où E est le flux des émissions vers l'atmosphère et D, le flux du dépôt sur les milieux en surface dans une région cible). L'ET calculée du DTBSBP est de $3,9^E-06$ %, ce qui est largement inférieur à la limite de $4,65E-04$ % (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 faible indique qu'il est improbable que le DTBSBP se dépose à la surface de la Terre dans une région éloignée.

On conclut par conséquent que le potentiel de transport à grande distance dans l'air du DTBSBP est nul. On estime que le DTBSBP dans l'air qui n'est pas transféré dans l'eau ou sol sera dégradé par les radicaux hydroxyles dans l'air.

Donc, les données empiriques, modélisées et analogues (tableaux 5a, 5b, 5c et 5d) montrent que le DTBSBP satisfait aux critères de persistance dans l'eau, le sol et les sédiments (demi-vies dans le sol et l'eau supérieures ou égales à 182 jours et demi-vie dans les sédiments supérieure ou égale à 365 jours), mais qu'il ne satisfait pas aux critères de persistance dans l'air (demi-vie ≥ 2 jours) énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Potentiel de bioaccumulation

Lorsque l'on tient uniquement compte de la valeur du $\log K_{oe}$, sa valeur de 6,1 (tableau 2a) porte à croire que le DTBSBP pourrait avoir le potentiel de se bioaccumuler fortement dans l'environnement. Toutefois, le $\log K_{oe}$ en soi ne tient pas compte de facteurs qui atténuent la bioaccumulation (p. ex., métabolisme). Ces facteurs sont examinés plus en profondeur dans l'évaluation du potentiel de bioaccumulation ci-dessous.

Faute de données expérimentales sur la bioaccumulation du DTBSBP, une relation quantitative structure-activité (RQSA) et une méthode du poids de la preuve reposant sur des analogues (Environnement Canada, 2007) ont été utilisées à l'aide des données disponibles sur les analogues et des modèles sur le facteur de bioaccumulation (FBA) et le facteur de bioconcentration (FBC) indiqués dans les tableaux 6a, 6b, 6c et 6d ci-dessous. Le tableau 6a présente les valeurs empiriques du facteur de bioconcentration (FBC) pour les substances analogues. Aucune autre donnée empirique sur le FBC n'a été trouvée pour ces substances.

Tableau 6a. Données empiriques sur la bioconcentration des substances analogues

Substance	Organisme d'essai	Durée de l'essai	Valeurs du FBC – poids humide (L/kg)	Référence
2,4,6-tri- <i>tert</i> -butylphénol	Carpe commune (<i>Cyprinus carpio</i>)	8 semaines	de 4 830 à 16 000 (exposée à 10 µg/L) ¹ de 4 320 à 23 200 (exposée à 1 µg/L) ¹	CERI, 2009a
2,6-di- <i>tert</i> -butyl-4-éthylphénol	Poisson de rizière (<i>Oryzias latipes</i>)	8 semaines	de 1 420 à 5 060 (exposé à 1 µg/L) de 930 à 4 870 (exposé à 0,001 µg/L)	CERI, 2009b

¹ Le surfactant HCO-40 a été utilisé dans l'eau de l'essai pour accroître la solubilité de la substance à l'essai. Ainsi, les valeurs du FBC peuvent indiquer une biodisponibilité plus importante que dans des conditions environnementales normales. Les FBC les plus élevés indiqués sont donc considérés comme une estimation du pire scénario de bioconcentration.

Les données empiriques figurant au tableau 6a indiquent que les substances analogues 2,4,6-tri-*tert*-butylphénol et 2,6-di-*tert*-butyl-4-éthylphénol ont un potentiel élevé de bioconcentration dans les tissus du poisson, la première substance semblant présenter un potentiel de bioaccumulation plus important que la seconde. On s'y attend, étant donné que le 2,4,6-tri-*tert*-butylphénol présente une valeur mesurée plus élevée du $\log K_{oe}$ de 6,06 (NITE 2002a) que la valeur prévue du $\log K_{oe}$ de 5,52 pour le 2,6-di-*tert*-butyl-4-éthylphénol (aucune valeur mesurée de K_{oe} n'a été trouvée pour cette substance) et les deux devraient présenter des vitesses de biotransformation et d'élimination semblables.

Les estimations de FBC et de FBA de bilan massique pour les substances analogues, corrigées pour tenir compte d'une biotransformation potentielle, ont été produites à l'aide du modèle BCFBAF (EPI Suite 2008), et elles figurent au tableau 6b. Les valeurs

moyennes de FBC du tableau 6a ont servi à calculer les constantes du taux métabolique (k_M) *in vivo* selon la méthode d'Arnot *et al.* (2008a). Étant donné qu'une relation peut être établie entre le potentiel métabolique et le poids corporel et la température (Hu et Layton, 2001, Nichols *et al.*, 2007), le modèle BCFBAF (2008) normalise davantage la k_M pour un poisson de 10 g à une température de 15 °C pour le poids corporel des poissons du niveau trophique intermédiaire dans le modèle d'Arnot-Gobas (184 g) [Arnot *et al.*, 2008b]. Des poissons de niveau trophique intermédiaire ont été utilisés pour représenter les sorties globales du modèle, comme l'a laissé entendre le concepteur du modèle, et ce modèle est plus représentatif des poissons susceptibles d'être consommés par des piscivores aviaires ou terrestres.

Tableau 6b. Prévisions du FBC et du FBA de bilan massique pour les substances analogues à l'aide du modèle BCFBAF (2008)

Substance	Paramètre	Valeur en poids humide (L/kg)
2,4,6-tri- <i>tert</i> -butylphénol	FBC	14 050
	FBA	324 700
2,6-di- <i>tert</i> -butyl-4-éthylphénol	FBC	3119
	FBA	7534

Les valeurs du FBC modélisé obtenues à l'aide du modèle Arnot-Gobas (2003) pour les substances analogues figurant au tableau 6b, corrigées en fonction du taux métabolique, correspondent assez bien aux données empiriques (tableau 6a). Ainsi, il semblerait que ce modèle permet d'obtenir de bons résultats pour ce type de substance (phénols encombrés).

Il convient de remarquer que la structure et la masse moléculaire du 2,4,6-tri-*tert*-butylphénol ressemblent davantage à celles du DTBSBP que celles du 2,6-di-*tert*-butyl-4-éthylphénol. De même, la valeur mesurée du $\log K_{oc}$ du 2,4,6-tri-*tert*-butylphénol ressemble davantage à celle prévue par le modèle KOWWIN pour le DTBSBP de 6,43 (valeur non ajustée [voir le tableau 2]) que celle du 2,6-di-*tert*-butyl-4-éthylphénol. Par conséquent, le 2,4,6-tri-*tert*-butylphénol semble être la meilleure des deux substances analogues abordées ici; aussi, on estime que le DTBSBP aurait un potentiel de bioconcentration dans les tissus des poissons d'une ampleur identique à celui du 2,4,6-tri-*tert*-butylphénol.

Selon le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000), une substance est bioaccumulable si ses facteurs de bioaccumulation et de bioconcentration sont supérieurs ou égaux à 5 000. Toutefois, le calcul des facteurs de bioaccumulation est la mesure préconisée pour évaluer le potentiel de bioaccumulation des substances. En effet, le facteur de bioconcentration ne prend pas en compte de manière adéquate le potentiel de bioaccumulation des substances par l'alimentation, lequel est un facteur majeur pour les substances dont le $\log K_{oc}$ supérieur à $\sim 4,0$ (Arnot et Gobas, 2003). La

modélisation cinétique du bilan massique devrait constituer la méthode de prévision la plus fiable pour déterminer le potentiel de bioaccumulation de l'acide benzopropanoïque, car elle permet une correction des transformations métaboliques dans la mesure où le log K_{oe} de la substance se trouve dans le domaine du log K_{oe} du modèle comme est le cas du DTBSBP et des substances analogues.

La moyenne géométrique de la plage des valeurs les plus élevées (4 320-23 200 L/kg) du FBC pour la substance analogue 2,4,6-tri-*tert*-butylphénol figurant au tableau 6a, se chiffrant à 10 011 L/kg, a été utilisée pour calculer la valeur moyenne de la constante du taux métabolique dans des conditions *in vivo* (k_M) conformément à la méthode d'Arnot *et al.* (2008a). Cette constante du taux métabolique ainsi que la valeur prévue et ajustée du log K_{oe} pour le DTBSBP de 6,1 (tableau 2) ont été utilisées pour estimer les valeurs du FBC et du FBA corrigées en fonction du métabolisme pour le DTBSBP, comme le montre le tableau 6c.

Étant donné qu'une relation peut être établie entre le potentiel métabolique et le poids corporel et la température (p. ex., Hu et Layton, 2001; Nichols *et al.*, 2007), la constante k_M a été normalisée à 15 °C, puis corrigée, dans le modèle Arnot-Gobas, en fonction du poids corporel de poissons de niveau trophique intermédiaire (184 g) comme on l'a expliqué plus tôt (Arnot *et al.*, 2008b). Des poissons de niveau trophique intermédiaire ont été utilisés pour représenter les sorties globales du modèle, car, en raison de leur poids, ils représentent davantage les poissons susceptibles d'être consommés par des piscivores aviaires ou terrestres. Après avoir procédé à la normalisation, la valeur moyenne de la constante k_M se chiffrait à 0,001 (tableau 6c).

Tableau 6c. Prévisions des FBA et des FBC de bilan massique chez les poissons de niveau trophique intermédiaire pour le DTBSBP au moyen du modèle cinétique Arnot-Gobas (2003) corrigé en fonction du taux métabolique

Constante du taux métabolique k_M (1/jour)	Log K_{oe} utilisé	FBC (L/kg)	FBA (L/kg)	Référence
0,0044 (moyenne)	6,1	15 135	407 380	Arnot et Gobas, 2003
$k_M = 0$ (par défaut)	6,1	26 303	1 202 264	

La valeur moyenne du FBC corrigée en fonction du métabolisme est de 15 135 L/kg (tableau 6c). La moyenne géométrique du FBC en état d'équilibre figurant dans la base de données du National Institute of Technology and Evaluation (NITE) du Japon pour le 2,4,6-tri-*tert*-butylphénol est de 10 011 L/kg, ce qui correspond à la valeur ci-dessus pour le DTBSBP. Le FBA pour le DTBSBP calculé à l'aide cette valeur fondée sur le métabolisme est de 407 380 L/kg (tableau 6c). Cette valeur est aussi cohérente avec le FBA prévu du 2,4,6-tri-*tert*-butylphénol de 324 700 L/kg (tableau 6b).

Des données modélisées supplémentaires concernant le FBC pour le DTBSBP sont présentées au tableau 6d. Les modèles employés au tableau 6d font appel à des méthodes de régression linéaire fondées sur le log K_{oe} pour calculer les FBC. Toutes les données modélisées relatives au FBC et au FBA sont jugées valides étant donné que les résultats

du modèle indiquent que le DTBSBP entre dans le champ d'application des modèles. Dans le modèle de Dimitrov, le DTBSBP est modélisé comme faisant partie de la classe des phénols et des anilines. Dans le modèle BCFWIN, il est modélisé comme une substance du type « tert-butyl ortho-phénol ». La prévision OCDE (2008) a été obtenue à l'aide de QSAR Application Toolbox (v. 1.1.02) de l'OCDE. Les produits chimiques provenant de la catégorie des phénols semblables à 90 % ou plus au DTBSBP, et pour lesquels il y a eu des études des FBC de 28 jours ou plus ont été utilisés pour générer les QSAR. Onze substances de la catégorie des phénols répondaient aux critères susmentionnés. L'équation prévisionnelle du FBC qui en résulte est : $FBC [\log(L/kg \text{ de poids humide})] = -0,979 + 0,768 * \log K_{oe} \text{ (EPI Suite)}$. Aucune donnée relative aux FBA pour des substances semblables n'a été trouvée dans Toolbox d'OCDE (2008), de sorte qu'il n'a pas été possible de faire une prévision pour le FBA.

Tableau 6d. Autres données sur le FBC prévu pour le DTBSBP

Organisme d'essai	BCF (poids humide) (L/kg)	Référence
Poisson	2766	Dimitrov <i>et al.</i> 2005
Poisson	2950	BCFBAF 2008, sous-programme de régression linéaire
Poisson	9050 ¹	OCDE (2008) RQSA

1 – 95% des limites fiduciaires : 722-1,13 x10⁵ L/kg

Une méthode fondée sur le poids de la preuve a été utilisée pour déterminer si le DTBSBP répondait aux critères de bioaccumulation (FBC ou FBA $\geq 5\ 000$) du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000). La valeur élevée du log K_{oe} du DTBSBP (log K_{oe} = 6,1) indique que la bioaccumulation de cette substance dans le poisson serait principalement causée par le régime alimentaire plutôt que par une absorption par les branchies. Ainsi, un poids plus important a été donné aux données relatives à la bioaccumulation (FBA) qu'aux données relatives à la bioconcentration (FBC). Les données modélisées du FBA indiquent que le DTBSBP devrait être fortement bioaccumulable (voir le tableau 6b). Les valeurs du FBC obtenues à l'aide du modèle Arnot-Gobas (tableaux 6b et 6c) ainsi que les données empiriques sur le FBC concernant les substances analogues (tableau 6a) indiquent également que le DTBSBP est fortement bioaccumulable. Le modèle Arnot-Gobas (2003) s'est avéré un bon outil de prédiction pour les valeurs empiriques du FBC pour les substances analogues. Par conséquent, un poids plus important est octroyé aux résultats découlant du modèle Arnot-Gobas qu'aux deux autres modèles de calcul du FBC utilisés (tableau 6d) et qui ont produit des valeurs inférieures à 5 000 pour le facteur de bioconcentration. Le QSAR Application Toolbox de l'OCDE (2008) a également produit un résultat de FBC pour le DTBSBP supérieur à 5 000. Cette prévision tient compte du potentiel intrinsèque de biotransformation de cette catégorie de substances dans des conditions d'essai expérimentales.

Si l'on tient compte des données ci-dessus, on peut conclure que DTBSBP répond aux critères de bioaccumulation (FBC ou FBA $\geq 5\ 000$) du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

Évaluation des effets sur l'environnement

A – Dans le milieu aquatique

En l'absence de données expérimentales concernant la toxicité du DTBSBP pour les organismes aquatiques, des données modélisées et analogues ont donc été utilisées pour estimer la toxicité potentielle à l'aide d'une méthode fondée sur le poids de la preuve (Environnement Canada, 2007). Le tableau 7a présente les prévisions de l'écotoxicité et le tableau 7b des données empiriques concernant l'analogue 2,4,6-tri-*tert*-butylphénol considérées fiables. Aucune donnée empirique concernant la toxicité aquatique de l'analogue 2,6-di-*tert*-butyl-4-éthylphénol n'a été trouvée. La fiabilité des données empiriques concernant la toxicité est fondée sur la qualité des études, définie par des sommaires de rigueur d'études qui sont présentés à l'annexe 1.

Le tableau 7a contient des prévisions de la toxicité pour le DTBSBP modélisé en tant que phénol plutôt qu'en tant que substance organique neutre. Toutefois, les prévisions pour le DTBSBP modélisé en tant que substance organique neutre dans ECOSAR sont très similaires aux valeurs du DTBSBP modélisé par ECOSAR en tant que phénol figurant au tableau 7a. Toutes les prévisions modélisées de la toxicité sont dans les limites des domaines d'applicabilité des modèles, étant donné qu'aucune des valeurs limites maximales du log K_{oe} et du poids moléculaire précisées dans ECOSAR (2004) n'ont été dépassées. De plus, les prévisions se trouvent toutes sous le niveau d'hydrosolubilité estimée de la substance, à l'exception de la prévision pour le ver de terre. Par conséquent, aucun effet à la concentration de saturation n'est prévu pour le ver de terre (ECOSAR, 2004).

La prévision de toxicité chez les poissons de l'OCDE (2008) au tableau 7a a été obtenue à l'aide de QSAR Application Toolbox (v. 1.1.02) de l'OCDE. Pour générer cette prévision, on a tenu compte des données sur la toxicité en 96 heures chez le tête-de-boule pour les substances de la catégorie des phénols et aniliniums, qui a été peaufinée davantage pour n'inclure que les phénols. Cette catégorie a été peaufinée une fois de plus pour ne tenir compte que des substances qui ne devaient pas être des liants de récepteur de protéines ou de l'estrogène étant donné que le DTBSBP n'était pas non plus censé être un liant de protéines ou de RE selon sa structure (OCDE, 2008). Vingt-huit substances satisfaisaient aux critères susmentionnés. L'équation prévisionnelle de CL_{50} qui en découle est : $CL_{50} [\log(1/\text{mol/L})] = 2,44 + 0,666 * \text{Log } K_{oe}$ (EPI Suite).

Tableau 7a. Données modélisées sur la toxicité aquatique du DTBSBP

Organisme d'essai	Type d'essai	Paramètre	Valeur (mg/L)	Référence
Poisson	Aigu (96 h)	CL ₅₀ ¹	0.039	ECOSAR, 2004
			0.15	CPOP, 2008
			0.10	AIEPS, 2003-2007
	0.05 ⁴	OCDE (2008)		
	Chronique (60 jours)	CE ₅₀ ²	0.007	ECOSAR, 2004
Poisson	Aigu (96 heures)	CL ₅₀ ¹	0,039	ECOSAR, 2004
			0,15	CPOP, 2008
			0,10	AIEPS, 2003-2007
		Chronique (60 jours)	CE ₅₀ ²	0,007
Cladocère (<i>Daphnia</i>)	Aigu (96 heures)	CE ₅₀ ²	0,065	ECOSAR, 2004
			0,015	TOPKAT, 2008
			0,93	CPOP, 2008
		Chronique (21 jours)	CE ₅₀ ²	0,012
Algues	Aigu (96 heures)	CE ₅₀ ²	0,20	ECOSAR, 2004
	Chronique ³	CE ₅₀ ²	0,09	ECOSAR, 2004
Ver de terre	Chronique (14 jours)	CL ₅₀ ¹	5,1 ⁵	ECOSAR, 2004

¹ CL₅₀ – Concentration d'une substance qu'on estime létale pour 50 % des organismes d'essai.

² CE₅₀ – Concentration d'une substance qu'on estime susceptible de causer un effet chez 50 % des organismes d'essai.

³ Aucune durée exacte précisée pour cette valeur.

⁴ 95% des limites fiduciaires : 1,65 x 10⁻³ à 1,50 mg/L

⁵ Cette prévision dépasse la solubilité dans l'eau de la substance. On ne prévoit donc aucun effet à la concentration de saturation.

Tableau 7b. Données empiriques pour la toxicité aquatique du 2,4,6-tri-*tert*-butylphénol

Organisme d'essai	Type d'essai	Paramètre	Valeur (mg/L)	Référence
Algues (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	Chronique (72 heures)	CI ₅₀ ¹	> 0,32	NITE, 2002a
		(taux de croissance) CSEO ⁴	0,32	
Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)	Aigu (48 heures)	CL ₅₀ ²	0,11	NITE, 2002a
	Chronique (21 jours)	CE ₅₀ ³ CSEO ⁴ (reproduction)	2,2 0,36	NITE, 2002a

Poisson (<i>Oryzias latipes</i>)	Aigu (48 heures)	CL ₅₀ ²	> 10	NITE 2002a; CITI 1992
Poisson (<i>Pimephales promelas</i>)	Aigu (96 heures)	CL ₅₀ ²	0,06	Geiger <i>et al.</i> , 1990

¹ CL₅₀ – Concentration inhibitrice pour un pourcentage donné d'un effet. Estimation ponctuelle de la concentration d'une substance d'essai causant une réduction de 50 % d'une mesure biologique quantitative comme le taux de croissance.

² CL₅₀ – Concentration d'une substance qu'on estime létale pour 50 % des organismes d'essai.

³ CE₅₀ – Concentration d'une substance qu'on estime susceptible de causer un effet chez 50 % des organismes d'essai.

⁴ CSEO – La concentration sans effet observé est la concentration la plus élevée ne causant pas d'effet statistiquement significatif par rapport aux témoins dans un essai de toxicité.

Les valeurs de toxicité mesurée des analogues (tableau 7b) semblent appuyer de façon générale les valeurs de toxicité modélisée pour le DTBSBP (tableau 7a).

D'après les données modélisées et analogues ci-dessus, il est clair que le DTBSBP a des effets nocifs chez les organismes aquatiques après des expositions à court terme (aigus) et à long terme (chroniques) ainsi qu'à des concentrations relativement faibles (c.-à-d., CL/CE50 aiguë ≤ 1 mg/L ou CL/CE50 ou CSEO chronique égales ou supérieures à 0,1 mg/L).

B – Dans d'autres milieux naturels

On n'a trouvé aucune étude concernant les effets du DTBSBP sur l'environnement dans d'autres milieux que l'eau. On a trouvé et pris en considération des données sur les mammifères dans la section « Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine » de la présente ébauche d'évaluation préalable. Une prévision de modèle pour le ver de terre était disponible et elle est présentée dans le tableau 7a, ce qui indique qu'il n'y a aucun effet à saturation. Les concentrations avec effet dans le sol et les sédiments de cette substance n'ont donc pas été estimées. Le DTBSBP pourrait cependant se retrouver dans le sol ou les sédiments après son rejet dans le milieu aquatique, la mise en décharge des boues d'épuration, l'élimination de produits contenant cette substance ou l'application de boues sur les sols. Il serait donc bon d'obtenir des données sur sa toxicité pour les organismes vivant dans le sol et les sédiments.

Évaluation de l'exposition de l'environnement

Aucune donnée de surveillance de l'environnement concernant le DTBSBP et recueillie par le Canada ou tout autre pays n'a pu être trouvée.

Caractérisation des risques pour l'environnement

La démarche suivie dans cette évaluation écologique préalable a consisté à examiner tous les renseignements disponibles et à tirer des conclusions suivant la méthode du poids de

la preuve tout en tenant compte des précautions, comme le prévoit la LCPE (1999). Les éléments de preuve pris en compte comprenaient la persistance, la bioaccumulation, la toxicité ainsi que les sources et le devenir de cette substance.

D'après les données empiriques, modélisées et analogues, le DTBSBP devrait être persistant dans l'eau, le sol et les sédiments. On s'attend également, d'après les données modélisées et analogues, à ce que cette substance présente des potentiels élevés de bioaccumulation et de toxicité pour les organismes aquatiques.

Les volumes d'importation de DTBSBP au Canada (16 686 kg en 2006) et les renseignements relatifs à ses utilisations industrielles et par les utilisateurs, indiquent un risque de rejets répandus et ponctuels dans l'environnement au Canada, y compris une quantité de 623 kg dans les eaux usées (voir la section Rejets dans l'environnement). Le DTBSBP serait principalement rejeté dans l'eau (tableau 3), même si l'on estime qu'il demeure également dans les sédiments (tableau 4).

L'existence d'éléments démontrant qu'une substance est fortement persistante et bioaccumulable au sens du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE (1999) (Canada, 2000), conjuguée avec la possibilité de rejet ou de formation dans l'environnement et avec le potentiel de toxicité pour des organismes, constitue une forte indication que la substance peut pénétrer dans l'environnement dans des conditions de nature à avoir des effets nocifs à long terme. Les substances persistantes demeurent longtemps dans l'environnement après y avoir été rejetées, ce qui accroît l'ampleur et la durée possibles de l'exposition. Celles dont la demi-vie dans les milieux mobiles (air et eau) est longue et qui sont sujettes à se répartir en proportions appréciables dans ces milieux peuvent causer une contamination étendue. Le rejet de faibles quantités de substances bioaccumulables peut donner lieu à des concentrations internes élevées chez les organismes exposés. Les substances fortement bioaccumulables et persistantes sont particulièrement préoccupantes en raison de la bioamplification possible dans les chaînes alimentaires trophiques, ce qui peut entraîner une exposition interne très élevée en particulier chez les prédateurs des niveaux trophiques supérieurs.

D'après les renseignements concernant les quantités de DTBSBP importées au Canada et la nature de ses utilisations industrielles et par les utilisateurs, il existe une possibilité de rejets de cette substance dans l'environnement au pays. Lorsqu'elle est rejetée dans l'environnement, en raison de sa résistance à la dégradation, elle demeurera dans l'eau, les sédiments et le sol pendant une longue période. Vu sa persistance dans l'environnement et son caractère lipophile, elle serait probablement bioaccumulée et pourrait être bioamplifiée dans les chaînes alimentaires trophiques. Elle présente également un potentiel de toxicité relativement élevé. Ces renseignements révèlent que le DTBSBP peut causer des effets écologiques nocifs au Canada.

Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement

En règle générale, le DTBSBP est une substance peu étudiée. Il n'existe que très peu de données relatives à ses propriétés physiques et chimiques, et aucune donnée mesurée n'a été trouvée quant à sa persistance, sa bioaccumulation ou sa toxicité. Néanmoins, une substance analogue proche disposant de données mesurées a été découverte (le 2,4,6-tri-*tert*-butylphénol); il s'est avéré que ces données correspondaient bien aux données prévues pour le DTBSBP. De plus, le DTBSBP est bien couvert par les ensembles d'étalonnage des modèles (composés organiques neutres); ainsi, les prévisions relatives à sa persistance, à sa bioaccumulation et à son écotoxicité sont jugées fiables. Il est toutefois nécessaire de reconnaître que certaines incertitudes subsistent quant aux prévisions des modèles.

Il existe une incertitude quant aux risques que peut représenter le DTBSBP à l'heure actuelle ou à l'avenir. Les estimations quantitatives des risques (quotients de risque et analyses probabilistes) constituent normalement d'importants éléments d'information pour évaluer la possibilité qu'une substance a de causer des effets écologiques nuisibles. Cependant, lorsque les risques que comportent des substances persistantes et bioaccumulables, comme le DTBSBP, sont estimés à l'aide de telles méthodes quantitatives, les résultats obtenus sont très incertains et les risques probablement sous-estimés. Étant donné qu'il est actuellement impossible de prévoir de façon fiable les risques à long terme associés aux substances persistantes et bioaccumulables, la pertinence des estimations quantitatives des risques s'en trouve restreinte. Comme l'accumulation de ces substances peut être répandue et difficilement réversible, il est justifié de réagir de façon prudente.

De plus, en ce qui concerne l'écotoxicité, le comportement de répartition prévu de ce produit chimique montre que les données disponibles sur les effets ne permettent pas d'évaluer comme il se doit l'importance du sol et des sédiments comme milieu d'exposition. En effet, les seules données sur les effets qui ont été trouvées s'appliquent principalement aux expositions aquatiques pélagiques, même si la colonne d'eau n'est pas le seul milieu préoccupant d'après les estimations sur la répartition.

Étant donné que le DTBSBP est utilisé dans d'autres pays, notamment aux États-Unis, il est possible qu'il entre sur le marché canadien comme composante de produits manufacturés ou de consommation. Par conséquent, les quantités de DTBSBP rejetées dans les divers milieux environnementaux seraient vraisemblablement supérieures à celles estimées dans le présent document. On reconnaît également que les rejets à partir de sites d'élimination ou de recyclage des déchets sont possibles et qu'ils peuvent contribuer à une concentration générale dans l'environnement. Néanmoins, les renseignements disponibles ne sont pas suffisants actuellement pour déterminer une estimation quantitative de ces rejets.

Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

Évaluation de l'exposition

Dans les publications scientifiques, aucune donnée empirique n'a été recensée au sujet des concentrations de DTBSBP mesurées dans les milieux naturels au Canada ou ailleurs (air, eau, sol et sédiments). Les déclarations communiquées en réponse à un avis publié en application de l'article 71 de la LCPE (1999) n'ont indiqué aucun rejet de DTBSBP dans l'air, l'eau ou le sol (Environnement Canada, 2009a).

On n'a pas trouvé d'études indiquant la présence de DTBSBP dans les aliments. L'utilisation du DTBSBP en tant qu'antioxydant dans le PVC plastifié pour les matériaux d'emballage de produits alimentaires a été autorisée par la Food and Drug Administration des États-Unis (US FDA, 2008). Le PVC plastifié peut être utilisé dans pellicules d'emballage des viandes et des fruits et légumes frais ou congelés. La dose journalière probable (DJP) prudente de 0,0581 µg/kg p.c. a été estimée pour le DTBSBP en tenant compte du fait que certaines pellicules de PVC plastifié peuvent être utilisées pour l'emballage de la viande (courriel de la Direction des aliments de Santé Canada adressé au Bureau de gestion du risque de Santé Canada en 2009; source non citée). Dans le cas de l'utilisation de pellicules de PVC dans l'emballage de fruits et légumes, aucune DJP n'a été prise en compte, car sa valeur serait bien plus faible en comparaison (environ 10 000 fois plus faible) que celle concernant les pellicules de PVC utilisées pour l'emballage de viande.

Le DTBSBP sert également d'antioxydant dans les tuyaux en plastique utilisés par l'industrie alimentaire canadienne (courriel adressé au Bureau de gestion du risque de Santé Canada par la Direction des aliments de Santé Canada en 2009; source non citée). Ces tuyaux en plastique sont utilisés pour transférer les aliments lors de leur transformation et de l'emballage; ils sont conçus pour être utilisés en contact avec tout type d'aliments. Une DJP prudente de $0,036 \times 10^{-6}$ ng/kg p.c. a été estimée pour le DTBSBP en tenant compte du fait que ces tuyaux représentaient des articles à usage répété (courriel de la Direction des aliments de Santé Canada adressé au Bureau de gestion du risque de Santé Canada en 2009; source non citée). La contribution de cette source aux apports totaux est considérée comme négligeable.

La confiance générale dans la caractérisation de l'exposition provenant de l'alimentation et des milieux environnementaux est jugée faible. Une incertitude existe quant à l'exposition au DTBSBP à partir des milieux environnementaux au Canada étant donné qu'aucun renseignement n'est disponible; toutefois, d'après les hypothèses prudentes modélisées pour l'exposition découlant de l'utilisation potentielle de pellicules de PVC plastifié dans l'emballage des aliments, on estime que l'exposition au DTBSBP au Canada par voie alimentaire, si elle existe, est très faible.

Au Canada, le DTBSBP est utilisé dans la fabrication des produits de la mousse de plastique (ceci n'inclus pas le polyuréthane) (Canada, 2006b; Canada, 2009b). C'est aussi

utilisé dans la fabrication du PVC (SI Group 2009b). Selon les tests effectués en laboratoire, le DTBSBP n'est pas extractible à partir du PVC rigide (SI Group, 2009b). Ainsi, l'exposition à cette substance dans les utilisations associées au PVC serait négligeable. Le PVC souple contenant du DTBSBP peut être utilisé dans les tuyaux en plastique servant à l'industrie alimentaire. L'exposition à cette substance par cette voie s'est également avérée négligeable (voir la section précédente). Ainsi, l'exposition au DTBSBP par l'utilisation de biens de consommation a été examinée en considérant sa présence dans des produits à base de mousse.

L'utilisation de mousses souples par les consommateurs canadiens dépend de trois marchés principaux : les articles de literie, les meubles et le transport (Chinn *et al.*, 2006). La mousse souple est ainsi utilisée pour le rembourrage et dans les matériaux des garnitures intérieures des véhicules de transport (Meyer-Ahrens, 2005). Le DTBSBP est un substitut du BHT, un antioxydant solide structurellement similaire (voir la figure 1) dans l'industrie de fabrication de mousses, car le DTBSBP est liquide et moins volatil, ce qui le rend plus facile à manier dans les applications industrielles (SI Group, 2009b). Aucune donnée n'a été trouvée concernant les pertes de DTBSBP à partir des matelas, de la mousse des meubles et des garnitures intérieures des automobiles. Étant donné que la volatilité du DTBSBP est plus faible que celle du BHT, des études qui ont analysé les pertes liées à la volatilisation du BHT à partir des matelas et des garnitures intérieures des automobiles ont été prises en compte dans cette évaluation en vue de déterminer le niveau maximal des expositions potentielles par inhalation au DTBSBP. Le contact cutané direct avec les matériaux en mousse qui se trouvent à l'intérieur des matelas, des meubles et des garnitures intérieures des automobiles est rare pour la population générale; par conséquent, l'exposition cutanée, si elle existe, a été jugée négligeable.

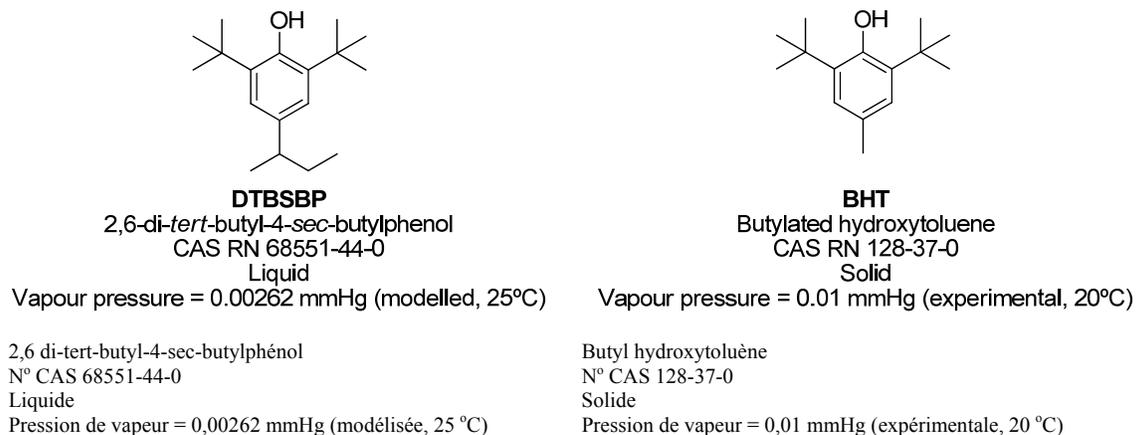


Figure 1. Comparaison de deux antioxydants similaires, le DTBSBP et le BHT

Aucune donnée n'a été enregistrée par rapport à la perte du DTBSBP provenant des matelas, des meubles et l'intérieur des autos. Du fait que le DTBSBP est moins volatil que le BHT, des études faites sur la volatilisation du BHT provenant des matelas et des autos ont été prises en compte dans le cadre de cette évaluation pour évaluer le niveau supérieur de l'exposition par inhalation potentielle à DTBSBP. Le contact dermal direct

de la population générale avec ladite mousse contenue dans les matelas, les meubles et de l'intérieur des autos est rare. Par conséquent, l'exposition par voie dermale même si elle existe serait négligeable.

Une étude concernant les émissions volatiles des matelas a décelé des émissions de BHT provenant de l'un des cinq échantillons de mousse fraîche de matelas (Hillier *et al.*, 2003). Les auteurs n'ont pas précisé si le DTBSBP avait fait l'objet d'une évaluation dans le cadre de cette étude. Comme le DTBSBP est un substitut moins volatil que le BHT, à titre d'approche prudente, la concentration extrapolée de BHT est utilisée comme la limite supérieure de concentration atmosphérique de DTBSBP provenant des émissions des mousses de matelas. Si l'on utilise un scénario de limite supérieure de concentration, où la concentration atmosphérique potentielle maximale de DTBSBP ($2,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$) persiste en continu, la dose chronique potentielle maximale par inhalation a été estimée à $0,178 \mu\text{g}/\text{kg p.c. par jour}$ (pour le groupe d'âge de 0,5 à 4 ans [voir l'annexe 3]).

Les émissions volatiles potentielles provenant des meubles remplis de mousse ont également été estimées et la concentration moyenne par événement obtenue était de $2,69 \mu\text{g}$ de DTBSBP/ m^3 et la dose chronique potentielle maximale par inhalation de $0,872 \mu\text{g}$ de DTBSBP/kg p.c. par jour (pour le groupe d'âge de 0,5 à 4 ans) (voir l'annexe 3). Alors que la représentativité d'un « matelas standard » quant à la quantité de mousse présente dans les meubles de maison est inconnue, on peut toujours s'attendre à ce que les valeurs extrapolées de l'exposition au BHT soient surestimées par rapport au potentiel maximal d'exposition au DTBSBP à partir des meubles de maison, car le DTBSBP est moins volatil que le BHT.

La mousse de polyuréthane souple est utilisée dans le rembourrage des sièges et de la garniture de toit dans les véhicules de transport (ISOPA, 2005). Une étude des émissions volatiles provenant des matériaux polymériques utilisés dans les garnitures intérieures des véhicules (Loock *et al.*, 1993) a décelé des émissions de BHT; le taux d'émission a été estimé, à une température de 90°C , à $12,8 \mu\text{g}$ par gramme de mousse de polyuréthane par heure. Les auteurs n'ont pas précisé si le DTBSBP avait fait l'objet d'une évaluation. Si l'on tient compte de ce taux d'émission, étant donné que les taux d'émission seraient plus faibles à des températures inférieures à celle utilisée lors de l'essai, que la quantité de polyuréthane dans une voiture de taille moyenne typique est de 15 kg (ISOPA, 2005) et que le DTBSBP présente une volatilité plus faible que le BHT, on juge que l'exposition potentielle par inhalation à des émissions de DTBSBP provenant des garnitures intérieures des véhicules est minimale (voir l'annexe 3).

Bien que le contact cutané direct avec les matériaux en mousse eux-mêmes (à l'intérieur des matelas) soit rare pour la population générale, une approche prudente a été adoptée pour tenir compte de l'exposition des nourrissons et des tout-petits. En fait, une exposition par voie orale pourrait survenir en raison de l'activité orale des enfants sur des objets en mousse tels que des jouets, des emballages et des meubles pour enfants (Norris et Smith, 2002). Si des incertitudes existent sur le fait que le DTBSBP est présent ou non dans des objets en mousse que les nourrissons et les tout-petits portent communément à leur bouche, il est nécessaire d'adopter une approche prudente quant à la possibilité d'une

exposition orale afin de tenir compte des plus jeunes enfants, car la mousse est un matériau commun dans les jouets et les emballages. Étant donné que les activités orales des nourrissons sur les textiles d'ameublement et d'autres objets en mousse sont bien documentées (Norris et Smith, 2002), un scénario d'exposition des nourrissons et des tout-petits découlant de leur activité orale sur des objets en mousse a été prise en compte. En suivant la méthode utilisée par les évaluations du Voluntary Children's Chemical Evaluation Program (VCCEP) afin d'estimer l'exposition par voie orale après des activités orales sur des objets en mousse (Environ, 2003a; 2003b), l'apport potentiel maximal a été estimé à $6,52 \times 10^{-4}$ mg/kg p.c. par jour pour les nourrissons et à $3,16 \times 10^{-4}$ mg/kg p.c. par jour pour les tout-petits (voir l'annexe III). Une autre méthode a été utilisée pour estimer l'exposition par voie orale après des activités orales sur des objets en mousse. Elle a permis d'obtenir des résultats semblables : $2,17 \times 10^{-4}$ mg/kg p.c. par jour pour les nourrissons et à $1,05 \times 10^{-4}$ mg/kg p.c. par jour pour les tout-petits (voir l'annexe III).

En raison de l'absence de données expérimentales sur le DTBSBP, la confiance à l'égard des résultats chiffrés des estimations de l'exposition est faible. Les estimations présentées sont vraisemblablement surestimées étant donné qu'elles sont basées sur des hypothèses prudentes et qu'elles sont calculées à partir d'un antioxydant structurellement similaire, mais plus volatile, le BHT, pour évaluer le niveau supérieur d'exposition. Par conséquent, le niveau de confiance est élevé quant au fait que les estimations de l'exposition sont des estimations prudentes de la limite supérieure d'exposition.

Évaluation des effets sur la santé

Le DTBSBP s'est avéré négatif au cours d'essais *in vitro* de mutagénicité dans la souche WP2 uvrA d'*E. coli* ou les souches TA98, TA100, TA1535, TA1537 et TA1538 de *S. typhimurium*, avec ou sans activation métabolique, et négatif pour les aberrations chromosomiques dans les cellules ovariennes de hamster chinois, avec ou sans activation métabolique (SII, 2002). Les données sur la toxicité disponibles indiquent une faible toxicité aiguë pour le DTBSBP, avec un DL₅₀ de 4 800 mg/kg p.c. (Springborn Laboratories, Inc. 1980). Les résultats des modèles de prévision, résumés à l'annexe 5, ont également été pris en considération dans quatre modèles RQSA différents (DEREK, TOPKAT, CASETOX et Leadscope Model Applier) dont les prévisions relatives à la cancérogénicité, à la génotoxicité et à la toxicité pour le développement ou la reproduction étaient majoritairement négatives (DEREK, 2008; TOPKAT, 2004; CASETOX, 2008; Leadscope, 2009).

Pour la présente évaluation, des données concernant plusieurs substances analogues (annexe IV) ont été analysées pour accroître la compréhension des effets potentiels sur la santé liés à l'exposition au DTBSBP.

Des données étaient disponibles à partir de plusieurs analogues pour les paramètres toxicologiques, notamment la cancérogénicité, la génotoxicité, la toxicité pour la reproduction et le développement ainsi que la toxicité chronique, sous-chronique et aiguë (annexe IV). Les données relatives à la génotoxicité pour la substance portant le n° CAS

4130-42-1, le 2,6-Di-tert-butyl-4-éthylphénol, étaient négatives dans des souches WP2 pkm101 d'*E. coli* et des souches TA97, TA98, TA100 et TA102 de *S. typhimurium*, avec ou sans activation métabolique (Hachiya et Takizawa, 1994). De même, les données concernant les substances n° CAS 2416-94-6 et n° CAS 128-39-2 étaient également négatives s'agissant des mutations géniques sur les souches TA98, TA100, TA1535, TA1537 et TA1538 du *S. typhimurium* avec ou sans activation métabolique. De plus, la substance n° CAS 128-39-2 était également négative chez le *E. coli* avec ou sans activation métabolique et n'induisait pas d'aberrations chromosomiques dans les cellules de hamster chinois V79 avec ou sans activation (USEPA, 2009a).

Les données concernant la toxicité chronique pour l'analogue portant le n° CAS 732-26-3, le TTBP, n'ont montré aucune augmentation statistiquement significative de l'incidence de tumeurs par rapport au groupe témoin dans le cadre d'une étude de 24 mois sur des rats mâles et femelles exposés à des doses de 0, 30, 100, 300 ou 1 000 ppm de TTBP dans leur nourriture. Dans la même étude, des effets non néoplasiques ont été observés à des doses de 30 ppm (converties à 1,5 mg/kg p.c. par jour – Santé Canada, 1994) (Matsumoto *et al.*, 1991). Ces effets comprenaient un poids accru du foie et une hausse de la numération plaquettaire, des phospholipides et du cholestérol à des doses de 100 ppm et plus.

Lors d'une étude de 28 jours chez des rats Wistar traités par gavage à des doses de 0, 15, 100 ou 600 mg/kg p.c. par jour de la substance portant le n° CAS 128-39-2, le 2,6-di-tert-butylphénol, aucun effet n'a pu être observé à 100 mg/kg p.c. par jour; toutefois, à 600 mg/kg p.c. par jour, on a pu constater une augmentation du poids du foie chez les mâles comme chez les femelles, avec une légère hausse de la fréquence d'hypertrophie hépatocellulaire dans la région centrolobulaire chez les deux sexes et des inclusions à éosinophiles dans le cortex rénal chez les mâles (USEPA, 2009a).

Dans le cadre d'un essai combiné concernant la toxicité pour la reproduction et le développement mené avec la substance analogue n° CAS 128-39-2, le 2,6-di-tert-butylphénol, des rats Wistar se sont vus administrer par gavage des doses de 0, 30, 150 ou 750 mg/kg p.c. par jour de cette substance. À 150 mg/kg p.c. par jour, aucune toxicité systémique et sur le développement n'a pu être observée chez l'adulte. À 750 mg/kg p.c. par jour, on a pu constater des effets marginaux sur le poids des adultes et une baisse de la viabilité et du gain de poids chez les ratons. Aucun effet sur la reproduction n'a été observé aux niveaux d'exposition étudiés (USEPA, 2009a).

Dans une étude à court terme, des chiens beagle mâles ont reçu des doses de 0, 49, 2, 173 ou 454 mg/kg p.c. par jour de TTBP (n° CAS 732-26-3) dans leur nourriture pendant 11 jours. À la dose la plus élevée (454 mg/kg p.c. par jour), les chiens ont montré des signes d'anormalité du comportement et une augmentation de la transaminase glutamique-oxalo-acétique (TGO), de la glutamate pyruvate transaminase (GPT) et de la phosphatase alcaline (PA). La dose minimale avec effet observé (DMEO) de 173 mg/kg p.c. par jour a été définie d'après l'observation de diarrhées et de sang dans les selles aux doses moyennes et faibles de 173 et 454 mg/kg p.c. par jour (Auteur inconnu,

1987). En outre, une DL₅₀ par voie cutanée supérieure à 1 000 mg/kg p.c. par jour a été signalée chez les rats pour l'analogue 2,6-di-*tert*-butylphénol n° CAS 128-39-2.

Un autre analogue identifié, le BHT (n° CAS 128-37-0), a été pris en considération dans le programme des substances chimiques produites en grandes quantités de l'Organisation de coopération et de développement économiques (2002) et n'a pas été classé comme cancérigène génotoxique. Un seuil de 100 mg/kg p.c. par jour a été établi pour les effets possibles cancérigènes et d'agents promoteur pour les tumeurs du BHT (OCDE, 2004).

Caractérisation du risque pour la santé humaine

L'inhalation de DTBSBP à partir de produits de consommation est la principale voie d'exposition estimée pour la population générale. Toutefois, les données disponibles concernant les effets sur la santé du DTBSBP et de ses analogues ont été obtenues grâce à des études d'exposition par voie orale. Par conséquent, la dose journalière a été estimée à partir des concentrations dans l'air prévues pour la caractérisation du risque. Une comparaison entre la dose sans effet observé (DSEO) chronique de 30 ppm (1,5 mg/kg p.c. par jour) par voie orale pour l'analogue TTBP (n° CAS 732-26-3) et la limite supérieure estimative de l'absorption journalière par inhalation de DTBSBP par les tout-petits découlant des émissions volatiles de meubles remplis de mousse ($8,72 \times 10^{-4}$ mg/kg p.c. par jour) a permis d'obtenir une marge d'exposition d'environ 1 720. Des études sur les concentrations sans effet sur la santé à partir d'une comparaison similaire entre la dose sans effet observé (DSEO) chronique de 30 ppm pour l'analogue TTBP (n° CAS 732-26-3) et la dose journalière probable estimée (DJP = 0,0581 µg/kg p.c.) découlant de la migration potentielle du DTBSBP à partir de l'emballage en plastique des viandes et des fruits et légumes ont permis d'obtenir une marge d'exposition d'environ 25 800. D'après les renseignements disponibles, les marges d'exposition estimées sont considérées comme adéquates pour protéger la santé humaine.

Incertitudes de l'évaluation des risques pour la santé humaine

En raison de données limitées disponibles pour le DTBSBP, la confiance à l'égard de la base de données toxicologiques est faible; cependant, des données concernant des analogues étaient disponibles pour combler ces manques. L'incertitude subsiste quant à l'extrapolation de données sur des substances analogues pour estimer les effets sur la santé du DTBSBP, car il est possible que d'autres caractéristiques spécifiques à chaque substance puissent influencer leur potentiel toxique. En outre, aucune étude concernant l'exposition par inhalation n'était disponible.

Il existe une incertitude à l'égard de l'estimation de l'exposition au DTBSBP découlant de l'environnement, de l'alimentation (migration à partir des emballages alimentaires) et des produits de consommation, car les renseignements disponibles restent limités. Néanmoins, les estimations sont fondées sur des hypothèses prudentes et sont par

conséquent considérées comme des estimations prudentes de la limite supérieure d'exposition.

Conclusion

Selon les renseignements contenus dans le présent rapport d'évaluation préalable, il est conclu que le DTBSBP pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif immédiat ou à long terme sur l'environnement ou sa diversité biologique.

À la lumière des renseignements présentés dans le présent document, il est conclu que le DTBSBP ne pénètre pas dans l'environnement en quantité, à des concentrations ou dans des conditions qui constituent ou peuvent constituer un risque pour la vie ou la santé humaine au Canada.

Il est par conséquent conclu que le DTBSBP répond à au moins un des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE (1999). De plus, le DTBSBP répond aux critères de persistance et de bioaccumulation énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Cette substance fera partie de l'initiative de mise à jour de l'inventaire de la *Liste intérieure des substances*. De plus, des activités de recherche et de surveillance viendront, s'il y a lieu, appuyer la vérification des hypothèses formulées au cours de l'évaluation préalable et, le cas échéant, l'efficacité des possibles mesures de contrôle définies à l'étape de la gestion des risques.

Références

- ACD/pK_aDB [module de prévision]. 2005. Version 9.04. Toronto (Ont.) : Advanced Chemistry Development. [consulté le 27 février 2009]. Accès : http://www.acdlabs.com/products/phys_chem_lab/pka/ [réserve de consultation]
- [AIES] Système expert d'intelligence artificielle. 2003-2007. Version 2.05. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada. Modèle élaboré par Stephen Niculescu. Disponible auprès de Environnement Canada, Division des évaluations écologiques, Section de l'évaluation des substances chimiques nouvelles.
- Anonymous. 1987. Toxicity of 2,4,6-tri-tert-butylphenol in beagle dogs. Tokyo Metrop. Res. Lab. Public Health, Tokyo. 32-2:67-68. [cité dans USEPA, 2009b]
- [AOPWIN] Atmospheric Oxidation Program for Windows [modèle d'estimation]. 2000. Version 1.92. Washington (DC) : US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm
- [ARLA] Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire. 2007. Note aux titulaires de pesticides – L'après-catégorisation des substances inscrites sur la Liste intérieure des substances : conséquences du Défi pour les titulaires de pesticides. Pièce jointe 1 : Matières actives, produits de formulation et impuretés contenues dans les produits de formulation inscrits sur la liste du Défi [en ligne]. Ottawa (Ont.) : Santé Canada, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire. [consultée le 26 octobre 2009].
- [ARLA] Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire. 2009. Registre public de l'ARLA : Recherche d'étiquette d'information sur le produit [en ligne]. Ottawa (Ont.) : Santé Canada, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire. [consulté le 26 octobre 2009]. Accès : http://pr-rp.pmra-arla.gc.ca/portal/page?_pageid=34,17551&_dad=portal&_schema=PORTAL
- Arnot, J.A., Gobas, F.A.P.C. 2003. 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., Mackay, D., Bonnell, M. 2008a. Estimating metabolic biotransformation rates in fish from laboratory data. *Environ. Toxicol. Chem.* 27(2):341-351.
- Arnot, J.A., MacKay, D., Parkerton, T., Bonnell, M. 2008b. A database of fish biotransformation rate constants. *Environ. Sci. Technol.* (sous presse).
- [BCFBAF] Bioaccumulation Program for Windows [modèle d'évaluation]. 2008. Version 3.00. Washington (DC) : US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm
- Beyer, A., Mackay, D., Matthies, M., Wania, F., Webster, E. 2000. Assessing long-range transport potential of persistent organic pollutants. *Environ. Sci. Technol.* 34(4):699-703.
- [BIOWIN] Biodegradation Probability Program for Windows [modèle d'estimation]. 2000. Version 4.02. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm
- 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.
- Canada. 1999. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. L.C., 1999, c. 33, *Canada Gazette*. Partie III, vol. 22, n° 3. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/archives/p3/1999/g3-02203.pdf>

Canada. 2000. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*. C.P. 2000-348, 23 mars 2000, DORS/2000-107, *Canada Gazette*. Partie II, vol. 134, n° 7, p. 607-612. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/archives/p2/2000/2000-03-29/pdf/g2-13407.pdf>

Canada. Ministère de l'Environnement, ministère de la Santé. 2006a. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis d'intention d'élaborer et de mettre en œuvre des mesures d'évaluation et de gestion des risques que certaines substances présentent pour la santé des Canadiens et leur environnement*, *Canada Gazette*. Partie I, vol. 140, n° 49, p. 4109-4117. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/archives/p1/2006/2006-12-09/pdf/g1-14049.pdf>

Canada. Ministère de l'Environnement. 2006b. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances considérées comme priorité pour suivi*, *Gazette du Canada*. Partie I, vol. 140, n° 9, p. 435-459. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/archives/p1/2006/2006-03-04/pdf/g1-14009.pdf>

Canada. Ministère de l'Environnement, ministère de la santé. 2009a. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis de huitième divulgation d'information technique concernant les substances identifiées dans le Défi*, *Gazette du Canada*. Partie I, vol. 143, n° 5, p. 192-196. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/rp-pr/p1/2009/2009-01-31/pdf/g1-14305.pdf>

Canada. Ministère de l'Environnement. 2009b. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant les substances du groupe 8 du Défi*, *Gazette du Canada*. Partie I, vol. 143, n° 5, p. 196-213. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/rp-pr/p1/2009/2009-01-31/pdf/g1-14305.pdf>

CASETOX [module de prévision]. 2008. Version 2.0. Beachwood (OH) : MultiCASE. [consulté le 30 septembre 2009]. Accès : <http://www.multicase.com/products/prod03.htm> [réserve de consultation].

[CERI] Chemicals Evaluation and Research Institute [base de données sur Internet]. 2009a. Biodegradation and bioaccumulation data of existing chemicals based on the Chemical Substances Control Law, Japan. Tokyo (Japon) : Japan Chemical Industry Ecology-Toxicology and Information Centre (JETOC). Dossier du CAS RN 732-26-3. [consulté en juillet 2009]. Accès : http://qsar.cerij.or.jp/cgi-bin/QSAR/e_r_text_query.cgi

[CERI] Chemicals Evaluation and Research Institute [base de données sur Internet]. 2009b. Biodegradation and bioaccumulation data of existing chemicals based on the Chemical Substances Control Law, Japan. Tokyo (Japon) : Japan Chemical Industry Ecology-Toxicology and Information Centre (JETOC). Dossier du CAS RN 4130-42-1. [consulté en septembre 2009]. Accès : http://qsar.cerij.or.jp/cgi-bin/QSAR/e_r_text_query.cgi

[CITI] Chemicals Inspection and Testing Institute, Japan. 1992. Biodegradation and bioaccumulation data of existing chemicals based on the Chemical Substances Control Law, Japan. Tokyo (Japon). octobre 1992. Japan Chemical Industry Ecology-Toxicology and Information Centre (JETOC).

[ConsExpo] Consumer Exposure Model [en ligne]. 2006. Version 4.1. Bilthoven (Pays-Bas) : Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Institut national néerlandais de la santé publique et de l'environnement). Accès : <http://www.rivm.nl/en/healthanddisease/productsafety/ConsExpo.jsp#tcm:13-42840>

[CPOP] Modèle canadien de POP. 2008. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des évaluations écologiques; Bourgas (Bulgarie) : Bourgas Prof. Assen Zlatarov University, Laboratory of Mathematical Chemistry. [Modèle basé sur celui de Mekenyan *et al.*, 2005]. Disponible sur demande.

[DEREK] Deducing Estimation from Existing Knowledge [Module de prévision sur CD ROM]. 2008. Version 10.0.2. Cambridge (MA) : Harvard University, LHASA Group. [consulté le 30 septembre 2009]. Accès : <http://lhasa.harvard.edu/?page=toxicology.htm> [réserve de consultation].

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. Tiré de la Suite de modèles CPOP.

[ECOSAR] Ecological Structural Activity Relationships [en ligne]. 2004. Version 0.99h. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

[Environ] ENVIRON International Corporation. 2003a. Voluntary Children's Chemical Evaluation Program Pilot (VCCEPP)-Tier 1 assessment of the potential health risks to children associated with exposure to the commercial pentabromodiphenyl ether product and appendices [en ligne]. Emerville (CA) : ENVIRON International Corporation. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/vccep/pubs/chem22a.html>

[Environ] ENVIRON International Corporation. 2003b. Voluntary Children's Chemical Evaluation Program Pilot (VCCEPP)-Tier 1 assessment of the potential health risks to children associated with exposure to the commercial octabromodiphenyl ether product and appendices [en ligne]. Emerville (CA) : ENVIRON International Corporation. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/vccep/pubs/chem23a.h>

Environnement Canada. 2006. Données pour certaines substances recueillies en vertu de l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances considérées comme priorités pour suivi*. Données compilées par Environnement Canada, Division de la mobilisation et de l'élaboration de programmes.

Environnement Canada. 2007. Guidance for Conducting Ecological Assessments under CEPA, 1999, Science Resource Technical Series, Technical Guidance Module: QSARs. Document de travail préliminaire révisé. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des évaluations écologiques.

Environnement Canada. 2009a. Données sur les substances du lot 8 recueillies en vertu de l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances identifiées dans le huitième lot du Défi, Gazette du Canada*. Partie I, vol. 143, n° 5, p. 196-213. Données compilées par Environnement Canada, Division de la mobilisation et de l'élaboration des programmes.

Environnement Canada. 2009b. Guidance for conducting ecological assessments under CEPA, 1999: science resource technical series, technical guidance module: Mass Flow Tool. Document de travail. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des substances existantes.

Environnement Canada. 2009c. Mass Flow Tool for Phenol, 2,6-bis(1,1-dimethylethyl)-4-(1-methylpropyl) or DTBSBP, CAS RN 17540-75-9. Document provisoire interne. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des évaluations écologiques.

[EPI Suite] Estimation Programs Interface Suite for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2007. Version 4.0. Washington (DC) : US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuitedl.htm

[EQC] Equilibrium Criterion Model. 2003. Version 2.02. Peterborough (Ont.) : Trent University, Canadian Environmental Modelling Centre. Accès : <http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/EQC2.html>

[ESIS] European Chemical Substances Information System. 2009. Information concernant le CAS RN 17540-75-9. Ispra (Italie) : Commission européenne, Centre commun de recherche, Institute for Health and Consumer Protection, Bureau européen des substances chimiques. [consulté le 9 juin 2009]. Accès : <http://ecb.jrc.ec.europa.eu/esis/>

Fenner, K., *et al.* 2005. Comparing estimates of persistence and long-range transport potential among multimedia models. *Environ. Sci. Technol.* 39:1932-1942.

Geiger, D.L., Brooke, L.T., Call, D.J. 1990. Acute Toxicities of Organic Chemicals to Fathead Minnows (*Pimephales promelas*). Vol. 5. Center for Lake Superior Environmental Studies. Superior (WI) :University of Wisconsin. 332 p.

Hachiya, N., Takizawa, Y. 1994. Mutagenicity of plastic additives. *Hen'igensei Shiken* 3(3):147-154 [cité dans Chemical Carcinogenesis Research Information System, 2001]

[HENRYWIN] Henry's Law Constant Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2000. Version 3.10. Washington (DC) : US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Hillier, K., Schupp, T., Carney, I. 2003. An investigation into VOC emissions from polyurethane flexible foam mattresses. *Cell. Polym.* 22(4):237-259.

Hu, T.M., Layton, W.L. 2001. Allometric scaling of xenobiotic clearance: uncertainty versus universality. *AAPS PharmSci.* [en ligne]. Vol. 3(4):Article 29. Accès : <http://www.aapsj.org/view.asp?art=ps030429>

[HYDROWIN] Hydrolysis Rates Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2000. Version 1.67. Washington (DC) : US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Iida-Kondo, C., Yoshino, N., Kurabayashi, T., Matak, S., Hasegawa, M., Kurosaki, N. 2006. Comparison of Tongue Volume/Oral Cavity Volume Ratio between Obstructive Sleep Apnea Syndrome Patients and Normal Adults Using Magnetic Resonance Imaging. *J. Med. Dent. Sci.* 53:119-126.

[ISOPA] European Diisocyanate & Polyol Producers Association. 2005. Factsheet: the benefits of polyurethanes in transportation [en ligne]. [consulté le 6 octobre 2009]. Accès : <http://www.isopa.org/isopa/uploads/Documents/documents/Transportation.pdf>

Klasmeier, J., *et al.* 2006. Application of multimedia models for screening assessment of long-range transport potential and overall persistence. *Environ. Sci. Technol.* 40:53-60.

Klempner, D.R., Sendjarevic, V. (éditeurs). 2004. Handbook of polymeric foams and foam technology. Portland (OR) : Book News, Inc.

[KOWWIN] Octanol-Water Partition Coefficient Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2000. Version 1.67. Washington (DC) : US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Leadscope [module de prévision]. 2009. Leadscope Model Applier Version 1.2.0-3. Columbus, OH : Leadscope, Inc. [consulté le 30 septembre 2009]. Accès : http://www.leadscope.com/all_products.php [réserve de consultation].

Lide, D.R. (éd.) 2003. CRC Handbook of Chemistry and Physics, 84^e éd. CRC Press (É.-U.)

Loock, F., Lampe, T., Bahadir, M. 1993. Examination of the emission of (semi-)volatile organic compounds from polymer materials used as interior trim materials in automobiles. *Fresenius J. Anal. Chem.* 347:280-285.

Matsumoto, K., Ochiai, T., Sekita, K., Uchida, O., Furuya, T., Kurukawa, Y. 1991 Chronic toxicity of 2, 4, 6-Tri-tert-butylphenol in rats. *Journal of Toxicological Sciences* 16:167-179. [cité dans USEPA, 2009]. Accès :

http://iaspub.epa.gov/oppt/pv/Public_Search.PublicTabs?SECTION=1&epcount=2&v_rs_list=25034978,25034972

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.

Meyer-Ahrens, S. 2005. Chapter 7.1 in Polyurethanes [en ligne]. Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry, édition en ligne. Accès : http://mrw.interscience.wiley.com/emrw/9783527306732/ueic/article/a21_665/current/pdf [réserve de consultation].

Modèle de dépistage de l'OCDE (POPs) – voir Scheringer *et al.* (2006)

[MPBPWIN] Melting Point Boiling Point Program pour Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2000. Version 1.41. Washington (DC) : US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

[NCI] National Chemical Inventories [base de données sur CD-ROM]. 2007. Numéro 1. Columbus (OH) : American Chemical Society. [consultée en juin 2009]. Accès : <http://www.cas.org/products/cd/nci/index.html>

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.

[NITE] National Institute of Technology and Evaluation [base de données sur Internet]. 2002a. Comprehensive Information for CAS RN 732-26-3. Tokyo (Japon) : NITE. [consultée le 13 juillet 2009]. Accès : http://www.safe.nite.go.jp/english/Haz_start.html

[NITE] National Institute of Technology and Evaluation [base de données sur Internet]. 2000b. Information complète du dossier CAS RN 17540-75-9. Tokyo (Japon) : NITE. [consultée le 13 juillet 2009]. Accès : http://www.safe.nite.go.jp/english/Haz_start.html

[NITE] National Institute of Technology and Evaluation [base de données sur Internet]. 2002c. Biodegradation and Bioconcentration data. Données du dossier CAS RN 4130-42-1. [base consultée le 19 oct. 2009]. Accès : http://www.safe.nite.go.jp/data/hazkizon/pk_e_kizon_input_second.home_object

[NLM] U.S. National Library of Medicine [base de données sur Internet]. 2009. ChemIDplus Advanced. Données concernant le CAS RN 732-26-3 et le CAS RN 4130-42-1. [consultée le 13 juillet 2009]. Accès : <http://chem.sis.nlm.nih.gov/chemidplus/chemidheavy.jsp>

Norris, B., Smith, S. (Institute for Occupational Ergonomics, School of Mechanical, Materials, Manufacturing Engineering and Management, University of Nottingham, University Park, Nottingham NG7 2RD). 2002. Research into the mouthing behaviour of children up to 5 years old. Sommaire. London (Royaume-Uni) : Department of Trade and Industry. N° de rapport URN 02/748. Disponible sur demande.

[OASIS Forecast] Optimized Approach based on Structural Indices Set [en ligne]. 2005. Version 1.20. Bourgas (Bulgarie) : Bourgas Prof. Assen Zlatarov University, Laboratory of Mathematical Chemistry. Accès : <http://oasis-lmc.org/?section=software>

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2004. La liste 2004 OCDE des substances chimiques produites en grandes quantités [en ligne]. Paris (France) : OCDE, Direction de l'Environnement. [consultée le 29 juin 2009]. Accès : <http://www.oecd.org/dataoecd/55/38/33883530.pdf>

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2004b. Emission scenario document on plastics additives [en ligne]. Paris (France) : OCDE, Division de l'Environnement. (Series on Emission Scenario Documents No. 3). N° de rapport ENV/JM/MONO(2004)8, JT00166678. [consulté année mois jour]. Accès : [http://www.oecd.org/olis/2004doc.nsf/LinkTo/NT0000451A/\\$FILE/JT00166678.PDF](http://www.oecd.org/olis/2004doc.nsf/LinkTo/NT0000451A/$FILE/JT00166678.PDF)

[OCDE]. Organisation de coopération et de développement économiques. 2004c. The Screening Information Data Set (SIDS) Initial Assessment Report for 2,6-di-tert-butyl-p-cresol (BHT). Discuté lors du SIDS Initial Assessment Meeting 14, en mars 2002. Paris (France) : Direction de l'environnement de l'OCDE. [consultée le 27 octobre 2009]. Accès : <http://www.chem.unep.ch/irptc/sids/OECDSEIDS/128370.pdf>

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. Direction de l'environnement. 2008. QSAR Application Toolbox. Version 1.1.0.2. Bourgas (Bulgarie) : Bourgas Prof. Assen Zlatarov University, Laboratory of Mathematical Chemistry. Accès : http://www.oecd.org/document/54/0,3343,en_2649_34379_42923638_1_1_1_1,00.html

[OSPAR] Commission OSPAR. 2006. OSPAR Liste OSPAR des substances potentiellement préoccupantes (en anglais) [en ligne]. Reykjavik (Islande) : Convention OSPAR pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est, substances dangereuses, Liste OSPAR des substances potentiellement préoccupantes (dernière mise à jour en août 2006), n° de référence 2002-17. [consultée le 29 juin 2009]. Accès : <http://www.ospar.org/eng/html/welcome.html> ou http://www.ospar.org/v_substances/get_page.asp?v0=17540759.xls

[PCKOCWIN] Organic Carbon Partition Coefficient Program for Windows [modèle d'estimation]. 2000. Version 1.66. Washington (DC) : US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

[RIVM] Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. 2006. General Fact Sheet: Limiting conditions and reliability, ventilation, room size, body surface area. Updated version for ConsExpo 4 [en ligne]. Report No.: 320104002/2006. Bilthoven (NL) : RIVM (National Institute for Public Health and the Environment). [consulté le 6 octobre 2009]. Accès : <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/320104002.pdf>

Santé Canada. 1994. L'évaluation du risque à la santé humaine des substances d'intérêt prioritaire : Valeurs de référence relatives à la dose et au poids corporel chez les animaux de laboratoire. [en ligne]. Ottawa (Ont.) : Santé Canada, Direction de l'hygiène du milieu, Division des substances environnementales. [consulté le 9 octobre 2009]. 35 p. Accès: <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semtpubs/contaminants/approach/index-fra.php>

Santé Canada. 1998. Exposure factors for assessing total daily intake of priority substances by the general population of Canada. Rapport inédit. Ottawa (Ont.) : Santé Canada, Direction de l'hygiène du milieu.

Schering, 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 de Zurich. 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. Accès : http://www.oecd.org/document/17/0,3343,en_2649_34373_40754961_1_1_1_1,00.html

Sigma-Aldrich. 2009. Fiche signalétique : 4-sec-Butyl-2,6-di-tert-butylphénol. Révisée le 28 août 2009. Accès : <http://www.sigmaaldrich.com/MSDS/MSDS/DisplayMSDSPage.do>

SI Group. 2009a. Fiche signalétique : ISONOX® 132 (CAS RN 17540-75-9). Datée du 22 janvier 2009. Accès : <http://www.siigroup.com/productinfo.asp?product=24>

SI Group. 2009b. Information présentée à Environnement Canada, Division de la mobilisation et l'élaboration des programmes, selon le Plan de gestion des produits chimiques. Gatineau (Qc).

SI Group 2010a. Présentation à Environnement Canada, Division des évaluations écologiques. Lettre intitulée : Freeze Point Data for 2, 6-di-tert-butyl-4-sec-butylphenol; CAS No. 17540-75-9 (DTBSBP). Le 24 mai 2010.

SI Group. 2010b. Présentation à Environnement Canada, Division de la mobilisation et de l'élaboration des programmes. Lettre intitulée : Response to Batch 8 Challenge Risk Management Scope document for 2, 6-di-tert-butyl-4-sec-butylphenol; CAS No. 17540-75-9 (DTBSBP). Le 31 mars 2010.

[SII] Schenectady International, Inc. (aujourd'hui SI Group) 2001. Alkylphenols Category. Section One, Development of Categories and Test Plans, Chemical Right to Know Initiative, HPV Challenge Program. Rapporté présenté à la US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics, HPV Challenge Program, Washington (DC). 40 p. Accès : <http://www.epa.gov/hpv/pubs/summaries/alkylphn/c13007rt.pdf>

[SII] Schenectady International, Inc. (aujourd'hui SI Group). 2002. Alkylphenols Category. Section Two, Ortho-substituted Mono-alkylphenols, Chemical Right to Know Initiative, HPV Challenge Program. Rapport présenté à la US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics, HPV Challenge Program, Washington (DC). Reçu le 3 avril 2002. 565 p. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/chemrtk/pubs/summaries/alkylphn/c13007rr.pdf>

Springborn Laboratories, Inc. 1980. Acute Oral LD50 Toxicity Study in Rats : Robust Study Summary for CAS RN 17540-75-9, USEPA, High Production Volume Information System (HPVIS). [cité dans USEPA, 2009]. Accès : http://iaspub.epa.gov/opthpv/Public_Search.PublicTabs?SECTION=1&epcount=1&v_rs_list=25034442

[TaPL3] Long Range Transport and Persistence Level III model [en ligne]. 2000. Version 2.10. Peterborough (Ont.) : Trent University, Canadian Environmental Modelling Centre. Accès : <http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/TaPL3.html>

[TOPKAT] Toxicity Prediction by Komputer Assisted Technology [en ligne]. 2008. 2008. Version 6.2. San Diego (CA) : Accelrys Software Inc. [consulté le 30 septembre 2009]. Accès : <http://www.accelrys.com/products/topkat/index.html>

[USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2006. Non-confidential 2006 Inventory Update Reporting (IUR) records by chemical. Search results for CAS RN 17540-75-9. Washington (DC) : USEPA, Office of Pollution Prevention and Toxics. [consulté le 13 août 2009]. Accès : <http://cfpub.epa.gov/iursearch/index.cfm?s=chem>

[USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2009a. Screening-Level Hazard Characterization [en ligne]. Washington (DC) : USEPA, Office of Pollution Prevention and Toxics. [consulté en septembre 2009]. Accès : http://www.epa.gov/champ/pubs/hazchar/Category_Alkylphenols_Sept2009.pdf

[USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2009b. High Production Volume Information System (HPVIS) [en ligne]. Washington (DC) : USEPA, Office of Pollution Prevention and Toxics. [consulté en juillet 2009]. Accès : <http://www.epa.gov/hpvis/index.html>

[US FDA] United States Food and Drug Administration. 2008. Inventory of Effective Food Contact Substance (FCS) Notifications: FCN No. 80. [en ligne]. Washington (DC) : US Food and Drug Administration, Center for Food Safety and Applied Nutrition, Office of Food Additive Safety. [consulté en avril 2008]. Accès :

<http://www.cfsan.fda.gov/~dms/opa-fcn.html>

[US NLM] United States National Library of Medicine. 2008. ChemIDplus program. Division of Specialized Services. Mis à jour en mai 2008. [consulté en août 2009]. Accès : <http://chem.sis.nlm.nih.gov/chemidplus/chemidheavy.jsp>

Versar Inc. 1986. Standard Scenarios for Estimating Exposure to Chemical Substances During Use of Consumer Products, Vol. I. Prepared for U.S. Environmental Protection Agency

[WSKOWWIN] Water Solubility for Organic Compounds Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2000. Version 1.41. Washington (DC) : US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Annexe 1 – Sommaire de rigueur d'études concernant la toxicité aquatique du 2,4,6-tri-*tert*-butylphénol

Point	Oui	Non
Référence : Biodegradation and bioaccumulation data of existing chemicals based on the CSCL Japan, 1992. Chemicals Inspection and Testing Institute (éd.). Publié par : Japan Chemical Industry Ecology-Toxicology & Information Centre.		
Remarque : L'évaluation est fondée sur le livre du MITI (1992) et sur les renseignements complémentaires sur les essais écotoxicologiques disponibles sur le site Web de l'institut.		
Substance d'essai : N° CAS et nom : Générique pour tous les n° CAS évalués en utilisant la méthodologie du MITI (1992)		
* Degré de pureté de la substance signalé? (O/N et préciser)		X
Indication de la persistance/stabilité de la substance en milieu aqueux? (O/N)		X
Méthode		
Références (O/N)	X	
*Méthode normalisée (OCDE, UE, nationale, ou autre)? (O/N) Norme industrielle japonaise (Japanese Industrial Standard – JIS K 0102-1986-71) intitulée « Testing methods for industrial waste water »	X	
Si la méthode n'est pas normalisée, une justification de cette dernière ou du protocole utilisé est-elle fournie? (O/N)	s.o.	
*BPL (bonnes pratiques de laboratoire) (O/N) (remarque : si l'étude est antérieure à 1997, s.o.). Étude menée avant 1997.	s.o.	
Organismes d'essai (préciser les noms communs ou latins)		
Indication du nom latin ou des deux noms (latin et commun)? (O/N) – Orange-red killifish (<i>Oryzias latipes</i>).	X	
Âge ou stade biologique de l'organisme d'essai (O/N).		X
Sexe (O/N) – sans objet lorsque l'âge ou la taille du poisson sont réduits, ne modifiant pas de façon importante les résultats de l'essai.	s.o.	
Longueur et/ou poids des organismes d'essai (O/N) – $2,3 \pm 1,2$ cm.	X	
Nombre d'organismes d'essai par réplicat (O/N) – Au moins 7 poissons pour chacun des groupes témoins et d'essai de concentration.	X	
Type de nourriture/périodes d'alimentation (acclimatation/pendant l'essai) (O/N) – Les poissons n'ont pas été nourris pendant l'essai et ont été acclimatés à l'eau d'essai pendant au moins 7 jours.	X	
Conception et conditions des essais		
Type d'essai (toxicité aiguë ou chronique) – aiguë		
Type d'expérience (en laboratoire ou sur le terrain) précisé? (O/N) – Laboratoire	X	
Type du système (statique, semi-statique, dynamique) (O/N) – Statique ou semi-statique.	X	
Témoins négatifs ou positifs? (O/N et préciser) – Témoins négatifs.	X	
Nombre de réplicats (y compris les témoins) et concentrations (O/N) – Au moins 5 concentrations établies selon une progression géométrique, de préférence selon un ratio géométrique inférieur à 2,2. Nombre de réplicats non indiqué.	½	
Voies d'exposition (nourriture, eau, les deux) (O/N) – Eau.	X	
Durée d'exposition (O/N et préciser) – 48 heures.	X	
* Des concentrations mesurées sont-elles indiquées? (O/N) – Au début et à la fin de l'exposition, mesure des concentrations de la substance d'essai au moins dans les groupes traités à la concentration la plus faible et à la concentration la plus élevée.	X	

Condition du milieu d'exposition (température, pH, conductivité électrique, dureté, COT, COD, O.D., cations et anions principaux, autres) (O/N) – Niveau du pH, concentration de l'oxygène dissous et température de l'eau relevés au moins une fois par jour.	X	
Le pH se situait-il entre 6 et 9? Eau naturelle (eaux de surface ou eaux souterraines), eau du robinet déchlorée ou eau préparée de façon artificielle. La dureté totale recommandée était de 10 à 250 mg/L pour la concentration en carbonate de calcium et le pH recommandé se situait entre 6 et 8,5.	X	
La température se situait-elle entre 5 et 28 °C? Température recommandée : entre 21 et 25 °C	X	
Photopériode et intensité de l'éclairage (O/N) – La photopériode est établie à 12 à 16 heures de lumière par jour.	X	
Préparation de solutions mères et de solutions d'essai (O/N) – Dissolution directe de la quantité requise de substance d'essai dans l'eau ou préparation d'une solution mère de la substance d'essai à une concentration appropriée puis dilution de cette dernière avec de l'eau.	X	
Information sur les agents émulsionnants utilisés pour les substances peu solubles ou instables (O/N) – Aucun agent émulsionnant utilisé.	S.O.	
Intervalles des contrôles analytiques (O/N)	X	
Méthodes statistiques utilisées (O/N) – Méthode de Doudoroff ou des probits.	X	
Résultats		
Paramètres/valeurs/unités de toxicité : CL ₅₀ après 48 h		
Autres paramètres indiqués (p. ex., FBC/FBA, CME/CSEO) : FBC (évalué de façon distincte)		
*La valeur de la toxicité était-elle inférieure à celle de la solubilité de la substance dans l'eau? (O/N) – Voir la note ci-dessous pour les substances très peu solubles.		X
Autres effets nocifs (p. ex., carcinogénicité, mutagénicité)		X
Note : points principaux – 2/4; Note totale : 17,5/22 = 80 %		
Code de fiabilité d'Environnement Canada : de 1 à 2 (pour les substances très peu solubles : de 2 à 3 [voir la note ci-dessous])		
Catégorie de fiabilité (élevée, satisfaisante, faible) : De satisfaisante à élevée (pour les substances très peu solubles : de satisfaisante à faible)		
<p>Note : Important pour les substances très peu solubles :</p> <p>Il y a un important manque d'information concernant la façon dont l'échantillon d'eau a été traité pour l'analyse chimique. Par exemple, a-t-on utilisé des méthodes de centrifugation ou de filtration? Quelle était l'approche analytique utilisée pour mesurer la substance chimique? À cause de cette omission importante, le code de fiabilité d'Environnement Canada (pour les substances très peu solubles) doit être baissé à < satisfaisante à faible >.</p> <p>La norme industrielle japonaise (Japanese Industrial Standard – JIS K 0102-1986-71) intitulée « Testing methods for industrial waste water » a déterminé les éléments suivants pour les substances insolubles :</p> <p>« Manipulation des substances insolubles dans l'eau : Même si la substance d'essai est insoluble dans l'eau, éviter d'utiliser un dispersant. Établir les concentrations de l'essai de sorte qu'elles ne dépassent pas la limite de solubilité de la substance d'essai. Toutefois, si la substance d'essai présente une solubilité dans le milieu extrêmement faible, si sa limite de solubilité ne peut pas être déterminée par des méthodes habituelles et si des concentrations de l'essai au-dessus de la limite de solubilité sont inévitables pour déterminer les valeurs de toxicité telles que la CL₅₀, effectuer l'essai en utilisant un système dispersé. Si de telles substances d'essai doivent être utilisées avec des dispersants ou des émulsionnants, réaliser l'essai en utilisant un dispersant. Avant de conclure que les valeurs de toxicité telles que la CL₅₀ ne peuvent être déterminées à des concentrations situées dans les limites de solubilité ou de dispersibilité de la substance d'essai dans le milieu, prendre toutes les mesures nécessaires pour dissoudre ou disperser la substance d'essai dans le milieu et déterminer la limite supérieure de concentration à laquelle la substance d'essai peut être dissoute ou dispersée dans le milieu. »</p> <p>Cette méthode est, d'une certaine manière, cohérente avec la méthode d'essai OCDE 202 pour l'évaluation de la toxicité aiguë, car les concentrations d'essai doivent s'approcher des niveaux de saturation de la substance dans l'eau. Des charges élevées de la substance étudiée, comme le prescrit cette méthode d'essai, favorisent la condition de limite de solubilité.</p>		

Formulaire pour sommaire de rigueur d'études : toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques				
N°	Point	Pondération	Oui/Non	Précisions
1	Directeurs de la rédaction : Geiger, D.L., Brooke, L.T., Call, D.J. 1990. Acute Toxicities of Organic Chemicals to Fathead Minnows (<i>Pimephales promelas</i>). Vol. 5. Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin-Superior. Date de l'essai : 21 octobre 1987.			
2	Identité de la substance : n° CAS	s.o.	O	732-26-3
3	Identité de la substance : nom(s) chimique(s)	s.o.	O	2,4,6-Tri- <i>tert</i> -butylphénol
4	Composition chimique de la substance	2	O	C18H30
5	Pureté chimique	1	O	97%
6	Indication de la persistance/stabilité de la substance en milieu aqueux?	1	O	94,6 % – récupération n = 5
Méthode				
7	Référence	1	O	
8	Méthode normalisée (OCDE, UE, nationale, ou autre)?	3	O	Conforme aux méthodes de la USEPA
9	Justification de la méthode ou du protocole si une méthode non normalisée a été utilisée	2	s.o.	s.o.
10	BPL (bonnes pratiques de laboratoire)	3	O	O
Organisme d'essai				
11	Identité de l'organisme : nom	s.o.	O	<i>Pimephales promelas</i> (Tête-de-boule)
12	Indication du nom latin ou des deux noms (latin et commun)?	1	O	
13	Âge ou stade biologique de l'organisme d'essai	1	O	De 30 à 31 jours
14	Longueur et/ou poids	1	O	Longueur moyenne : 18,4 mm; poids moyen : 0,086 g
15	Sexe	1	N	
16	Nombre d'organismes par répétition	1	O	5
17	Charge en organismes	1	O	0,0860 g/L/d
18	Type de nourriture et périodes d'alimentation au cours de la période d'acclimatation	1	O	Larves gavées de nauplii âgées de 40 à 48 h (<i>Artemia</i> sp.) deux fois par jour.
Conception et conditions des essais				
19	Type d'essai (toxicité aiguë ou chronique)	s.o.	O	Aiguë
20	Type d'expérience (en laboratoire ou sur le terrain)	s.o.	O	Laboratoire, système dynamique continu
21	Voies d'exposition (nourriture, eau, les deux)	s.o.	O	Eau
22	Durée de l'exposition	s.o.	O	96 h

23	Témoins négatifs ou positifs (préciser)	1	O	Témoin négatif
24	Nombre de répétitions (y compris les témoins)	1	O	4
25	Des concentrations nominales sont-elles indiquées?	1	O	Concentrations nominales également indiquées
26	Des concentrations mesurées sont-elles indiquées?	3	O	Concentrations mesurées également indiquées
27	Type de nourriture et périodes d'alimentation durant les essais à long terme	1	s.o.	s.o.
28	Les concentrations ont-elles été mesurées périodiquement (spécialement dans les essais de toxicité chronique)?	1	O	5 fois
29	Les conditions des milieux d'exposition étaient-elles pertinentes pour la substance? (p. ex. : pour la toxicité des métaux – pH, COD/COT, dureté de l'eau, température)	3	O	Température, oxygène dissous, dureté, alcalinité, pH
30	Photopériode et intensité de l'éclairage	1	N	
31	Préparation de solutions mères et de solutions d'essai	1	O	
32	Un agent émulsionnant ou stabilisant a-t-il été employé si la substance était peu soluble ou instable?	1	s.o.	La substance d'essai a été dissoute dans de l'acétone et appliquée sur une colonne de laine de verre en raison de la solubilité limitée. L'acétone s'était évaporée.
33	Si un agent émulsionnant ou stabilisant a été employé, sa concentration est-elle indiquée?	1	s.o.	Acétone non présente dans la solution d'essai (voir l'observation plus haut).
34	Si un agent émulsionnant ou stabilisant a été employé, des données sont-elles fournies sur son écotoxicité?	1	s.o.	s.o.
35	Intervalles des contrôles analytiques	1	O	Quotidiens
36	Méthodes statistiques utilisées	1	O	
37	Le paramètre déterminé est-il directement attribuable à la toxicité de la substance, non à l'état de santé des organismes (p. ex., lorsque la mortalité des témoins est > 10 %) ou à des facteurs physiques (p. ex., « effet d'ombrage »)?	s.o.	O	Aucune mortalité chez les témoins
38	L'organisme d'essai convient-il à l'environnement au Canada?	3	O	Tête-de-boule du Canada
39	Les conditions d'essai (pH, température, OD, etc.) sont-elles typiques pour	1	O	Température = 25,3 °C, pH = 7,5, alcalinité = 39,6 mg/L, dureté = 45,1 mg/L, O.D. = 6,5

	l'organisme d'essai?			
40	Le type et la conception du système (statique, semi-statique, dynamique; ouvert ou fermé; etc.) correspondent-ils aux propriétés de la substance et à la nature ou aux habitudes de l'organisme?	2	O	Conception dynamique
41	Le pH de l'eau d'essai était-il dans la plage des valeurs typiques de l'environnement au Canada (6 à 9)?	1	O	7,5
42	La température de l'eau d'essai était-elle dans la plage des valeurs typiques de l'environnement au Canada (5 à 27 °C)?	1	O	25,3
43	La valeur de la toxicité était-elle inférieure à celle de la solubilité de la substance dans l'eau?	3	O	L'expérimentateur a noté cela.
Résultats				
44	Valeurs de la toxicité (fournir paramètres et valeurs)	s.o.	s.o.	0,061 mg/L
45	Autres paramètres indiqués – p. ex., FBC/FBA, CMEO/CSEO (préciser)?	s.o.	N	
46	Autres effets nocifs indiqués (p. ex., carcinogénicité, mutagénicité)?	s.o.	N	
47	Note : ... %	43/45 = 96 %		
48	Code de fiabilité d'Environnement Canada :	1		
49	Catégorie de fiabilité (élevée, satisfaisante, faible) :	Confiance élevée		
50	Remarques			

Annexe II – Tableau sommaire des intrants des modèles de la persistance, de la bioaccumulation et de la toxicité pour le DTBSBP

	Propriétés physico-chimiques et devenir	Devenir	Devenir	Devenir	Devenir	Profils de persistance, bioaccumulation et toxicité	Écotoxicité
Paramètres d'entrée des modèles	Suite EPIWIN (tous les modèles, notamment AOPWIN, KOCWIN, BAFBCF, BIOWIN et ECOSAR)	EQC (différents intrants requis selon le type de substances – type I ou II)	TaPL3	Modèle de dépistage de l'OCDE (POP)	Modèle d'Arnot et Gobas pour le FBC/FBA	CPOP – Modèle canadien de POP (2008) (notamment le modèle de Dimitrov (2005), le modèle de toxicité OASIS (2005))	Artificial Intelligence Système expert (AIEPS)/ TOPKAT
Code SMILES	<chem>Oc(c(cc(c1)C(C)C)C(C)(C)C)c1C(C)(C)C</chem>					Identique à EPI Suite	Identique à EPI Suite
Masse moléculaire (g/mol)		262,44	262,44	262,44			
Point de fusion (°C)	18,9	18,9	18,9				
Point d'ébullition (°C)	275						
Température des données (°C)		20	20				

Masse volumique (kg/m ³)							
Pression de vapeur (Pa)		0,35	0,35				
Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol)							
Log K _{ae} (coefficient de partage air-eau) (sans dimension)				-3,4			
Log K _{oe} (coefficient de partage octanol-eau) (sans dimension)	6,1	6,1	6,1	6,1	6,1	6,1	
Log K _{co} (coefficient de partage carbone organique/eau – L/kg)							
Solubilité dans l'eau (mg/L)		2,47	2,47	2,47			
Log K _{oa} (coefficient de partage octanol-air) (sans dimension)				9,5			
Coefficient de partage sol-eau (L/kg) ¹							

Coefficient de partage sédiments-eau (L/kg)¹							
Coefficient de partage particules en suspension-eau (L/kg)¹							
Coefficient de partage poisson-eau (L/kg)²							
Coefficient de partage aérosol-eau (sans dimension)³							
Coefficient de partage végétation-eau (sans dimension)¹							
Enthalpie (K_{oc})			-20 ⁽³⁾				
Enthalpie (K_{ac})			55 ⁽³⁾				
Demi-vie dans l'air (jours)		0,52	0,52	0,52			
Demi-vie dans l'eau (jours)		182	182	182			
Demi-vie dans les sédiments (jours)		728	728				
Demi-vie dans le sol (jours)		182	182	182			

Demi-vie dans la végétation (jours)⁴							
Constante cinétique de métabolisme (1/jours)					0,001		

¹ D'après le log K_{co}

² D'après les données sur le FBC

³ Valeur par défaut

⁴ D'après la demi-vie dans l'eau

Annexe III – Estimations de l'exposition

Dans les estimations de l'exposition ci-après, on a pris l'hypothèse selon laquelle les Canadiens dormaient, en moyenne, 8 heures par jour (Hillier *et al.*, 2003) et conduisaient, selon un jugement professionnel, 3 heures par jour. On estime que les Canadiens passent 21 heures à l'intérieur chaque jour (Santé Canada, 1998). Si l'on tient compte de l'hypothèse selon laquelle 8 heures sont consacrées au sommeil, on présume que les 13 heures restantes sont consacrées à des activités à l'intérieur, mais en dehors de la chambre.

Les doses chroniques par inhalation liées aux émissions de DTBSBP provenant de matelas en mousse et de meubles remplis de mousse ont été estimées pour tous les groupes d'âge et figurent au tableau 1 ci-dessous. Les calculs réalisés pour obtenir ces estimations sont proposés dans le tableau 2 en utilisant, à titre d'exemple, l'exposition des adultes. L'exposition par voie orale des nourrissons et des jeunes enfants (mâchonnement de mousses) a également été estimée (voir le tableau 1); de plus amples renseignements sont présentés dans le tableau 2.

Tableau 1 : Valeurs estimatives de la limite supérieure de l'absorption de DTBSBP provenant de produits de consommation par la population générale du Canada

Produit de consommation	Absorption estimée (µg/kg p.c. par jour) de DTBSBP par divers groupes d'âge					
	de 0 à 6 mois ¹	de 0,5 à 4 ans ²	de 5 à 11 ans ³	de 12 à 19 ans ⁴	de 20 à 59 ans ⁵	60 ans et plus ⁶
Matelas en mousse ⁷ (inhalation)	0,068	0,178	0,135	0,104	0,097	0,096
Meubles remplis de mousse (inhalation)	0,406	0,872	0,679	0,386	0,332	0,288
Mâchonnement de la mousse (orale)	0,652	0,316	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.

s.o. = Sans objet.

¹ En supposant que le nourrisson pèse 7,5 kg et respire 2,1 m³ d'air par jour (Santé Canada, 1998). Aucune distinction n'a été faite entre les taux d'inhalation en état d'éveil ou de sommeil.

² En supposant que l'enfant pèse 15,5 kg (Santé Canada, 1998) et qu'il respire 4,14 m³ d'air par jour pendant son sommeil (ConsExpo, 2006) et 9,3 m³ par jour en état d'éveil (Santé Canada, 1998).

³ En supposant que l'enfant pèse 31 kg (Santé Canada, 1998) et qu'il respire 6,28 m³ d'air par jour pendant son sommeil (ConsExpo, 2006) et 14,5 m³ par jour en état d'éveil (Santé Canada, 1998).

⁴ En supposant que l'enfant pèse 59,4 kg (Santé Canada, 1998) et qu'il respire 9,28 m³ d'air par jour pendant son sommeil (ConsExpo, 2006) et 15,8 m³ par jour en état d'éveil (Santé Canada, 1998).

⁵ En supposant que la personne pèse 70,9 kg (Santé Canada, 1998) et qu'elle respire 10,3 m³ d'air par jour pendant son sommeil (ConsExpo, 2006) et 16,2 m³ par jour en état d'éveil (Santé Canada, 1998).

⁶ En supposant que la personne pèse 72 kg (Santé Canada, 1998) et qu'elle respire 10,4 m³ d'air par jour pendant son sommeil (ConsExpo, 2006) et 14,3 m³ par jour en état d'éveil (Santé Canada, 1998).

⁷ En supposant qu'il s'agit d'un matelas de berceau de taille standard (1,31 m × 0,69 m × 0,15 m) (courriel du Bureau de la sécurité des produits de consommation de Santé Canada adressé au Bureau de l'évaluation des risques de Santé Canada en octobre 2009; source non citée) pour les nourrissons âgés de 0 à 6 mois. On présume que le matelas mesure 2 m de long, 1,4 m de large et 0,15 m d'épaisseur pour tous les autres groupes d'âge (Hillier *et al.*, 2003).

Tableau 2. Estimations de l'exposition découlant de l'utilisation de produits de consommation

Scénarios concernant les produits de consommation	Hypothèses	Exposition estimée
Dormir sur un matelas en mousse	<p>Comme le DTBSBP est un substitut moins volatil que le BHT, l'exposition au BHT par l'entremise d'émissions provenant de matelas en mousse a été utilisée pour évaluer la limite supérieure des expositions au DTBSBP dans ce scénario concernant les produits de consommation.</p> <p>Une étude concernant les émissions volatiles des matelas a décelé des émissions de BHT (concentration la plus élevée = 8,3 µg/m³) provenant de l'un des cinq échantillons de mousse fraîche de matelas placés dans une chambre d'essais (Hillier <i>et al.</i>, 2003). Pour estimer l'exposition, l'échantillon de matelas en mousse et la chambre d'essai ont été mis à l'échelle pour obtenir des données correspondant à un « matelas standard » dans une chambre dont la taille a été estimée de façon prudente. On a présumé que les émissions volatiles pouvaient être rejetées à partir des 6 faces du matelas.</p> <p>C_e = concentration extrapolée de BHT dans une chambre C_m = concentration de BHT mesurée dans la chambre d'essai = 8,3 µg/m³ S_e = surface d'un « matelas standard » = 6,62 m² (Hillier <i>et al.</i>, 2003) S_m = surface de l'échantillon de mousse dans la chambre d'essai = 2,72 m² V_e = volume de la chambre = 16 m³ (RIVM, 2006) V_m = volume de la chambre d'essai = 3,2 m³ (RIVM, 2006) A_e = renouvellement de l'air dans la chambre = 1 h⁻¹ (RIVM,</p>	<p>Concentration de DTBSBP dans l'air = 2,02 µg/m³</p> <p>Dose chronique par inhalation = 0,097 µg/kg p.c. par jour</p>

	<p>2006)</p> <p>A_m = renouvellement de l'air dans la chambre d'essai = $0,5 \text{ h}^{-1}$</p> $C_e = C_m \times \frac{S_e}{S_m} \times \frac{V_m}{V_e} \times \frac{A_m}{A_e}$ $C_e = 8,3 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times \frac{6,62 \text{ m}^2}{2,72 \text{ m}^2} \times \frac{3,2 \text{ m}^3}{16 \text{ m}^3} \times \frac{0,5 \text{ h}^{-1}}{1 \text{ h}^{-1}}$ $C_e = 2,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ <p>La valeur de $2,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a été utilisée comme limite supérieure de concentration de DTBSBP provenant des émissions des matelas en mousse.</p> <p>Pour calculer la dose chronique par inhalation, en présumant une concentration atmosphérique continue de DTBSBP de $2,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$, les paramètres suivants ont été utilisés :</p> <p>f_{upt} = fraction absorbée = 1 Q_{inh} = débit d'inhalation = $10,3 \text{ m}^3$ par jour (ConsExpo, 2006) t = durée d'exposition par événement = $8 \text{ h} = 0,33 \text{ jour}$ (Hillier <i>et al.</i>, 2003) F = fréquence = 365 jours par an $p.c.$ = $70,9 \text{ kg}$ (Santé Canada, 1998)</p> <p>Dose chronique par inhalation</p> $= C_e \times \frac{f_{upt} \times Q_{inh} \times t}{p.c.} \times \frac{F}{365 \text{ j / an}}$ $= 2,02 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times \frac{1 \times 10,3 \text{ m}^3/\text{j} \times 0,33 \text{ j}}{70,9 \text{ kg}} \times \frac{365/\text{an}}{365 \text{ j /an}}$ $= 0,097 \mu\text{g}/\text{kg p.c. par jour}$	
Meubles de maison remplis de mousse	<p>L'étude concernant les émissions volatiles provenant des matelas en mousse (Hillier <i>et al.</i>, 2003) n'a pas été étendue aux meubles remplis de mousse, mais on estime que les conclusions de cette étude sont applicables de la même manière à ces biens de consommation. Étant donné que la quantité totale de mousse dans les meubles de maison varie et qu'une valeur normalisée n'a pas été définie, l'exposition a été estimée en extrapolant les données obtenues en laboratoire de l'échantillon de mousse analysé dans une chambre d'essai pour obtenir des données correspondant à un « matelas standard » dans une pièce non précisée. On a présumé que les émissions volatiles pouvaient être rejetées à partir des 6 faces du matelas.</p> <p>Comme le DTBSBP est un substitut moins volatil que le BHT, l'exposition au BHT a été utilisée pour évaluer la limite supérieure des expositions au DTBSBP dans ce scénario</p>	<p>Concentration de DTBSBP dans l'air = $2,69 \mu\text{g}/\text{m}^3$</p> <p>Dose chronique par inhalation = $0,332 \mu\text{g}/\text{kg p.c. par jour}$</p>

	<p>concernant les produits de consommation.</p> <p>C_e = concentration extrapolée de BHT dans une pièce non précisée C_m = concentration de BHT mesurée dans la chambre d'essai = 8,3 µg/m³ S_e = surface d'un « matelas standard » = 6,62 m² (Hillier <i>et al.</i>, 2003) S_m = surface de l'échantillon de mousse dans la chambre d'essai = 2,72 m² V_e = volume de la pièce non précisée = 20 m³ (RIVM, 2006) V_m = volume de la chambre d'essai = 3,2 m³ (RIVM, 2006) A_e = renouvellement de l'air dans la pièce non précisée = 0,6 h⁻¹ (RIVM, 2006) A_m = renouvellement de l'air dans la chambre d'essai = 0,5 h⁻¹</p> $C_e = C_m \times \frac{S_e}{S_m} \times \frac{V_m}{V_e} \times \frac{A_m}{A_e}$ $C_e = 8,3 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times \frac{6,62 \text{ m}^2}{2,72 \text{ m}^2} \times \frac{3,2 \text{ m}^3}{20 \text{ m}^3} \times \frac{0,5 \text{ h}^{-1}}{0,6 \text{ h}^{-1}}$ $C_e = 2,69 \mu\text{g}/\text{m}^3$ <p>La valeur de 2,69 µg/m³ a été utilisée comme limite supérieure de concentration de DTBSBP provenant des émissions de meubles remplis de mousse.</p> <p>Pour calculer la dose chronique par inhalation, en présumant une concentration atmosphérique continue de DTBSBP de 2,69 µg/m³, les paramètres suivants ont été utilisés :</p> <p>f_{upt} = fraction absorbée = 1 Q_{inh} = débit d'inhalation = 16,2 m³ par jour (Santé Canada, 1998) t = durée d'exposition par événement = 13 h = 0,54 jour F = fréquence = 365 jours par an $p.c.$ = 70,9 kg (Santé Canada, 1998)</p> <p>Dose chronique par inhalation</p> $= C_e \times \frac{f_{upt} \times Q_{inh} \times t}{p.c.} \times \frac{F}{365 \text{ j / an}}$ $= 2,69 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times \frac{1 \times 16,2 \text{ m}^3/\text{j} \times 0,54 \text{ j}}{70,9 \text{ kg}} \times \frac{365/\text{an}}{365 \text{ j/an}}$ $= 0,332 \mu\text{g}/\text{kg p.c. par jour}$	
Conduire une voiture de taille moyenne	Comme le DTBSBP est un substitut moins volatil que le BHT, l'exposition au BHT par l'entremise d'émissions provenant des garnitures intérieures des véhicules a été	Concentration atmosphérique du DTBSBP =

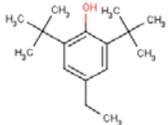
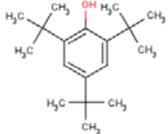
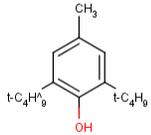
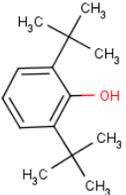
typique	<p>utilisée pour évaluer la limite supérieure des expositions au DTBSBP dans ce scénario concernant les produits de consommation.</p> <p>À une température de 90 °C, le taux de formation d'un condensat de buée à partir de la mousse de polyuréthane d'un siège auto a été mesuré à 340,4 µg à partir d'un gramme de matière de mousse de polyuréthane par heure (Loock <i>et al.</i>, 1993). L'analyse du condensat de buée a permis de chiffrer la concentration de BHT à 3,76 %. Ainsi, le taux d'émission de BHT (en µg par gramme de mousse de polyuréthane en une heure), E, peut être calculé ainsi :</p> $= 340,4 \mu\text{g/g} \times 3,76 \%$ $= 12,8 \mu\text{g/g}$ <p>Par conséquent, 12,8 µg de BHT sont émis par gramme de mousse de polyuréthane en une heure.</p> <p>La concentration atmosphérique de BHT dans une voiture en mouvement, C_{air}, peut être calculée en utilisant les paramètres suivants :</p> <p>M_{PU} = masse de polyuréthane dans une voiture de taille moyenne = 15 000 g (ISOPA, 2005) V = volume intérieur de la voiture = 2,4 m³ (Versar, 1986) A = taux de renouvellement de l'air = 25 h⁻¹ (Versar, 1986) d = durée de l'exposition (correspondant au taux d'émission) = 1 h</p> $C_{air} = \frac{E \times M_{PU}}{V} \times e^{-Ad}$ $C_{air} = \frac{12,8 \mu\text{g/g} \times 15\ 000 \text{ g}}{2,4 \text{ m}^3} \times e^{-25 \text{ h}^{-1} \cdot 1 \text{ h}}$ $C_{air} = 1,11 \times 10^{-6} \mu\text{g/m}^3$ <p>La valeur de 1,11 × 10⁻⁶ µg/m³ a été utilisée comme limite supérieure de concentration atmosphérique de DTBSBP provenant des émissions des matériaux de garniture intérieure des véhicules.</p> <p>Pour calculer la dose chronique par inhalation, en présumant une concentration atmosphérique continue de DTBSBP de 1,11 × 10⁻⁶ µg/m³, les paramètres suivants ont été utilisés :</p> <p>f_{upr} = fraction absorbée = 1 Q_{inh} = débit d'inhalation = 16,2 m³ par jour (Santé Canada, 1998) t = durée d'exposition par événement = 3 h = 0,125 jour F = fréquence = 365 jours par an $p.c.$ = 70,9 kg (Santé Canada, 1998)</p>	$1,11 \times 10^{-6} \mu\text{g/m}^3$ Dose chronique par inhalation = $3,17 \times 10^{-8} \mu\text{g/kg}$ p.c. par jour
---------	--	---

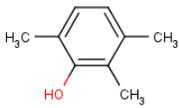
	<p>Dose chronique par inhalation</p> $= C_e \times \frac{f_{upt} \times Q_{inh} \times t}{p.c.} \times \frac{F}{365 \text{ j/ an}}$ $= 1,11 \times 10^{-6} \mu\text{g}/\text{m}^3 \times \frac{1 \times 16,2 \text{ m}^3/\text{j} \times 0,125 \text{ j}}{70,9 \text{ kg}} \times \frac{365/\text{an}}{365 \text{ j/an}}$ $= 3,17 \times 10^{-8} \mu\text{g}/\text{kg p.c. par jour}$	
Mâchonnement d'objets en mousse ¹	<p>L'exposition est estimée ci-dessous pour les nourrissons âgés de 0 à 6 mois (poids corporel : 7,5 kg). Ce scénario d'exposition est applicable de la même façon aux tout-petits âgés de 0,5 à 4 ans (poids corporel : 15,5 kg). Valeurs par défaut pour l'ingestion résultant du mâchonnement :</p> <p>WS = solubilité dans l'eau du DTBSBP = 2,47 mg/L (modélisée) V_s = débit de salive = 0,22 mL/min (Environ, 2003a; 2003b) CF = conversion du litre en mL = 0,001 L/mL FR = taux partiel d'extraction par la salive = 1 AF_o = facteur d'absorption par voie orale = 1 EF = fréquence d'exposition fondée sur le comportement d'absorption orale = 9 min/jour (Environ, 2003a; 2003b) $p.c.$ = poids corporel = 7,5 kg pour les nourrissons âgés de 0 à 6 mois (Santé Canada, 1998)</p> <p>Absorption journalière estimée :</p> $= \frac{WS \times V_s \times CF \times FR \times AF_o \times EF}{p.c.}$ $= \frac{2,47 \text{ mg/L} \times 0,22 \text{ mL/min} \times 0,001 \text{ L/mL} \times 1 \times 1 \times 9 \text{ min/j}}{7,5 \text{ kg}}$ $= 6,52 \times 10^{-4} \text{ mg/kg p.c. par jour}$	<p>Exposition orale = $6,52 \times 10^{-4} \text{ mg/kg p.c. par jour}$ (nourrissons de 0 à 6 mois) $3,16 \times 10^{-4} \text{ mg/kg p.c. par jour}$ (tout-petits de 0,5 à 4 ans)</p>
Mâchonnement d'objets en mousse	<p>On présume que la taille de l'objet mâchonné, s, est limitée par le volume intérieur de la bouche. Chez l'adulte, la taille moyenne de la cavité buccale est de 159,78 cm³ (moyenne calculée entre 20 hommes adultes) (Iida-kondo <i>et al.</i>, 2006). Étant donné que la tête d'un tout-petit représente en moyenne 68 % de la taille de la tête d'un adulte (RIVM, 2006), on a estimé que la taille de la cavité buccale d'un tout-petit représentait 68 % de celle d'un adulte. Par conséquent, $s = 68 \% \times 159,78 \text{ cm}^3 = 108,65 \text{ cm}^3$.</p> <p>Le facteur de perte des antioxydants contenus dans les plastiques au cours du cycle de vie d'un article en plastique a été établi à 0,05 % (OCDE, 2004b).</p>	<p>Exposition orale = $2,17 \times 10^{-4} \text{ mg/kg p.c. par jour}$ (nourrissons de 0 à 6 mois); $1,05 \times 10^{-4} \text{ mg/kg p.c. par jour}$ (tout-petits de 0,5 à 4 ans)</p>

	<p>L'exposition est estimée ci-dessous pour les nourrissons âgés de 0 à 6 mois (poids corporel : 7,5 kg). Ce scénario d'exposition est applicable de la même façon aux tout-petits âgés de 0,5 à 4 ans (poids corporel : 15,5 kg).</p> <p>s = taille de l'objet impliqué dans le mâchonnement (en cm^3) = 108,65 cm^3 p = densité de la mousse = 30 kg/m^3 (Klempner et Sendijarevic, 2004) = 0,03 g/cm^3 C = concentration de DTBSBP dans la mousse = 0,001 g de DTBSBP par gramme de mousse (Environnement Canada, 2009a) F = facteur de perte par dissolution dans des conditions aqueuses = 0,05 % (OCDE, 2004b) $p.c.$ = poids corporel d'un nourrisson = 15,5 kg (Santé Canada, 1998)</p> <p>Absorption journalière estimée</p> $= \frac{s \times p \times C \times F}{p.c.}$ $= \frac{108,65 \text{ cm}^3 \times 0,03 \text{ g de mousse}/\text{cm}^3 \times 0,001 \text{ g de DTBSBP}/\text{g de mousse} \times 0,0005}{7,5 \text{ kg}}$ <p>= $2,17 \times 10^{-7}$ g de DTBSBP/kg p.c. = $2,17 \times 10^{-4}$ mg de DTBSBP/kg p.c.</p>	
--	--	--

¹ La méthode utilisée pour calculer l'exposition orale à la mousse contenant du DTBSBP est tirée d'une évaluation du Voluntary Children's Chemical Evaluation Program Pilot (VCCEPP) (Environ, 2003a, 2003b).

Annexe IV : Structures et données relatives aux analogues du DTBSBP mentionnés dans cette évaluation

Nom/N° CAS	Structure	Masse moléculaire (g/mol)	Méthode d'identification de l'analogue (% de similitudes)	Données disponibles sur la toxicité et les effets sur la santé
2,6-Di-tert-butyl-4-éthylphénol 4130-42-1		234,4	Coefficient de Tanimoto (79) Chemid (88,16)	Génotoxicité : Négative dans les souches TA97, TA98, TA100, TA102, WP2 p avec et sans activation (Hachiya et Takizawa, 1994)
2,4,6-Tri-tert-butylphénol (TTBP) 732-26-3		262,4	Chemid (93,36)	Toxicité chronique : Négative pour la cancérogénicité; effets non néoplasiques – DSEO = 30 ppm (Matsumoto <i>et al.</i> , 1991) Toxicité à court terme : DME0 = 173 mg/kg p.c. par jour d'après la constatation de diarrhées et de sang dans les selles (auteur inconnu, 1987)
Butyl hydroxytoluène (BHT) 128-37-0		220,4	Coefficient de Tanimoto (75) Chemid (83,3)	Pris en considération par le programme OCDE ODD, il n'a pas été classé comme cancérogène génotoxique. Un seuil de 100 mg/kg p.c. par jour a été établi pour les effets possibles cancérogènes et d'agents promoteurs pour les tumeurs du BHT (OCDE, 2004c).
2,6-Di-tert-butylphénol 128-39-2		206,3	Catégorie de caractérisation du risque de la USEPA pour les substitués Di et Tri d'alkylphénols mélangés	Génotoxicité : Négative chez le <i>S.typhimurium</i> (souches TA98, TA100, TA1535, TA1537 et TA1538), avec et sans activation (USEPA, 2009a) Négative pour les aberrations chromosomiques dans les cellules de hamster chinois V79 avec et sans activation (USEPA, 2009a).

				<p>Dose répétée (28 jours) (USEPA, 2009a) : DMENO = 600 mg/kg p.c. par jour en raison d'augmentation du poids du foie. et une légère hausse de la fréquence d'hypertrophie hépatocellulaire dans la région centrolobulaire chez les deux sexes et des inclusions à éosinophiles dans le cortex rénal chez les mâles DSENO=100 mg/kg p.c. par jour</p> <p>Étude combinée sur la reproduction et le développement (USEPA, 2009a) :</p> <p>Toxicité systémique et pour le développement chez l'adulte : DMENO = 750 mg/kg p.c. par jour DSENO = 150 mg/kg p.c. par jour</p> <p>Toxicité aiguë : DL₅₀ (cutanée) > 1 000 mg/kg p.c. par jour chez les rats</p>
<p>2,3,6-triméthylphénol 2416-94-6</p>		136,2	<p>Catégorie de caractérisation du risque de la USEPA pour les substitués Di et Tri d'alkylphénols mélangés</p>	<p>Génotoxicité : In vitro : Négative chez le <i>S. typhimurium</i> (souches TA98, TA100, TA1535, TA1537 et TA1538), avec et sans activation (USEPA, 2009a)</p>

Remarque : D'autres n° CAS étaient inclus dans le document de caractérisation des risques de la USEPA (2772-45-4; 120-95-6; 96-76-4); toutefois, elles n'ont pas été incluses ici, car les données n'apportaient rien de plus pour l'évaluation de l'ensemble des effets sur la santé.

Annexe V: Sommaire des prévisions des modèles R(Q)SA

PRÉVISIONS DES MODÈLES R(Q)SA SUR LA TOXICITÉ POUR LA CANCÉROGÉNÉICITÉ

Modèle/espèce	Souris		Rat		Rat	Souris	Rongeur	Mammifères
	Mâle	Femelle	Mâle	Femelle				
Model Applier	N	N	N	N	N	N	N	-
Multicase Casetox	HD	N	HD	N	HD	HD	HD	-
Topkat	N	HD	HD	HD	HD	HD	HD	-
Derek	-	-	-	-	-	-	-	HD

MA – Model applier

CT – Multicase Casetox

TK – Topkat

TT – Toxtree

BB – Benigni-Bossa rule

HD – hors domaine

« - » – aucun modèle disponible dans la suite RQSA

AR – aucun résultat

N – Négative

P – Positive

PRÉVISIONS DES MODÈLES R(Q)SA SUR LA TOXICITÉ POUR LA GÉNOTOXICITÉ

Modèle/paramètres	<u>aberrations chromosomiques</u>	aberrations chromosomiques - autres rongeurs	aberrations chromosomiques - rat	<u>test du micronoyau sur des souris</u>	test du micronoyau sur des rongeurs	<u>drosophiles</u>	essai sur les haplotypes des drosophiles	essai d'expression d'allèles récessifs létaux liés au sexe sur des drosophiles	mutation des mammifères	mutation létale dominante des mammifères	<u>synthèse de l'ADN non programmée (UDS)</u>	synthèse de l'ADN non programmée avec des lymphocytes humains	synthèse de l'ADN non programmée avec des hépatocytes de rats	<u>mutation du lymphome chez des souris</u>	<i>S. cerevisiae</i>	levure	hgprt	<i>E. coli</i>	<i>E coli</i> W	microbes	<u>salmonella</u>	Alerte de cancer BB
AM	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	.	N	N	N	N	N	N	N	.
CT	N	.	.	N	.	N	N	.	.	P	N	.
TK	N	.
TT	N	N

MA – Model applier

CT – Multicase Casetox

TK – Topkat

TT – Toxtree

BB – Benigni-Bossa rule

HD – hors domaine

« - » – aucun modèle disponible dans la suite RQSA

AR – aucun résultat

N – Négative

P – Positive

PRÉVISIONS DES MODÈLES R(Q)SA SUR LA TOXICITÉ POUR LE DÉVELOPPEMENT

Model Applier

Paramètre/espèce	Souris	Lapin	Rat	Rongeur
Retard	N	N	N	N
Diminution du poids	N	N	HD	N
Mort du fœtus	N	N	N	N
Perte après l'implantation	N	N	N	N
Perte avant l'implantation	N	N	N	N
Structure	N	HD	N	N
Viscères	N	N	N	N

Multicase Casetox

Paramètre/espèce	Hamster	Mammifères	Divers
Tératogénicité	-	p	N
Développement	N	-	-

MA – Model applier

CT – Multicase Casetox

TK – Topkat

TT – Toxtree

BB – Benigni-Bossa rule

HD – hors domaine

« - » – aucun modèle disponible dans la suite RQSA

AR – aucun résultat

N – Négative

PRÉVISIONS DES MODÈLES R(Q)SA SUR LA TOXICITÉ POUR LA REPRODUCTION

Model Applier

Modèle/ paramètre	Femelle			Mâle		
	Souris	Rat	Rongeur	Souris	Rat	Rongeur
Reproduction	N	HD	HD	N	P	N
Sperme	-	-	-	N	HD	N

Multicase Casetox

Souris	Rat	Lapin	Homme
N	N	N	HD

MA - Model applier

CT - Multicase Casetox

TK - Topkat

TT - Toxtree

BB - Benigni-Bossa rule

HD - hors domaine

« - » - aucun modèle disponible dans la suite RQSA

NR - aucun résultat

N - Négative

P - Positive