

**Rapport provisoire d'évaluation préalable pour le Défi**

**Diperoxyde de di-*tert*-butyle et de 1,1,4,4-  
tétraméthyltétraméthylène**

**Numéro de registre du Chemical Abstracts Service :  
78-63-7**

**Environnement Canada  
Santé Canada**

**Juillet 2008**

## Synopsis

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 du diperoxyde de di-*tert*-butyle et de 1,1,4,4-tétraméthyltétraméthylène (DMHBP), dont le numéro de registre du Chemical Abstracts Service (CAS) est 78-63-7. Une priorité élevée a été donnée à l'évaluation préalable de cette substance inscrite au Défi lancé par les ministres, car elle répondait aux critères environnementaux de la catégorisation (persistance, potentiel de bioaccumulation et toxicité intrinsèque pour les organismes autres que les êtres humains) et l'on croit qu'elle est commercialisée au Canada.

L'évaluation des risques que présente la substance DMHBP pour la santé humaine n'a pas été jugée hautement prioritaire à la lumière des résultats fournis par des outils simples de détermination du risque d'exposition et du risque pour la santé mis au point par Santé Canada aux fins de la catégorisation des substances figurant sur la Liste intérieure des substances (c.-à-d. qu'elle ne répondait pas aux critères pour être considérée comme présentant le plus fort risque d'exposition ou le risque d'exposition intermédiaire et qu'elle n'a pas été classée comme cancérigène, mutagène ou toxique pour le développement ou la reproduction par un autre organisme national ou international de réglementation). Pour ces raisons, la présente évaluation est axée sur l'information pertinente pour l'évaluation des risques pour l'environnement.

Le DMHBP est une substance organique utilisée au Canada et dans d'autres pays pour la fabrication de polymères. Il n'est pas produit naturellement dans l'environnement. En 2006, on a fabriqué de 1 000 à 10 000 kg de DMHBP au Canada, et on y a importé de 10 000 à 100 000 kg pendant la même période.

Selon certaines hypothèses et les profils d'utilisation déclarés, la plus grande partie de la substance est transformée pendant les traitements. Des petites fractions peuvent être rejetées dans l'eau (0,08 p. 100). Cette substance est insoluble dans ce milieu et tend à se diffuser dans les particules à cause de son caractère hydrophobe. Pour ces raisons, on devrait retrouver presque tout le DMHBP dans les sédiments et il ne devrait pas être présent en quantités importantes dans d'autres milieux.

Le DMHBP ne devrait pas remplir le critère de la persistance énoncé dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*, mais il devrait avoir un potentiel d'accumulation dans les organismes.

Les concentrations environnementales estimées sont de quelques ordres de grandeur plus faibles que les concentrations estimées sans effet pour les organismes aquatiques, ce qui indique une faible probabilité de risque dans le milieu aquatique.

Cette substance s'inscrira dans la mise à jour de l'inventaire de la Liste intérieure des substances, qui débutera en 2009. 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.

Compte tenu des renseignements disponibles, le DMHBP ne remplit aucun des critères de l'article 64 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*.

## Introduction

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE (1999)] (Canada, 1999) impose aux ministres de l'Environnement et de la Santé de faire une évaluation préalable des substances qui répondent aux critères de la catégorisation énoncés dans la Loi, afin de déterminer si ces substances présentent ou sont susceptibles de présenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine. À partir des résultats de l'évaluation préalable, les ministres peuvent proposer de ne rien faire à l'égard de la substance, de l'inscrire sur la Liste des substances d'intérêt prioritaire en vue d'une évaluation plus détaillée ou de recommander son inscription sur la Liste des substances toxiques de l'annexe 1 de la Loi et, s'il y a lieu, la quasi-élimination de ses rejets dans l'environnement.

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 de la catégorisation relatifs à l'environnement [persistance (P), potentiel de bioaccumulation (B) et toxicité intrinsèque (Ti) pour les organismes aquatiques] 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 à la lumière de leur classification par d'autres organismes nationaux ou internationaux en ce qui a trait à la cancérogénicité, à la génotoxicité ou à la toxicité pour le développement ou la reproduction.

Le 9 décembre 2006, les ministres ont publié un avis d'intention dans la Partie I de la *Gazette du Canada* (Canada, 2006), dans lequel ils mettent au défi l'industrie et les autres intervenants intéressés de fournir, selon un calendrier déterminé, des renseignements particuliers sur les substances qui pourraient servir à étayer l'évaluation des risques. Ces renseignements pourraient aussi servir à élaborer et à évaluer comparativement les meilleures pratiques de gestion des risques et de gérance des produits pour ces substances jugées hautement prioritaires.

Le DMHBP est une substance dont l'évaluation des risques pour l'environnement a été jugée hautement prioritaire puisqu'elle est persistante, bioaccumulable et intrinsèquement toxique pour les organismes aquatiques et que l'on croit être commercialisée au Canada. Le volet du Défi portant sur cette substance a été lancé le 3 février 2007 au moyen d'un avis paru dans la *Gazette du Canada* (Canada, 2007a). Le profil de cette substance a été publié en même temps. Ce profil présentait l'information technique, obtenue avant décembre 2005, sur laquelle a reposé la catégorisation de cette substance. En réponse au Défi, on a reçu des documents présentant des renseignements.

Même si l'évaluation des risques pour l'environnement du DMHBP est jugée hautement prioritaire, cette substance ne répond pas aux critères de PFRE ou de REI et de grave danger au plan de la santé humaine lorsqu'on examine les classements attribués par d'autres organismes nationaux ou internationaux concernant sa cancérogénicité, sa génotoxicité ou sa toxicité pour le développement ou la reproduction. Par conséquent, la présente évaluation est axée principalement sur les renseignements relatifs à l'évaluation des risques pour l'environnement.

Les évaluations préalables réalisées dans le cadre de la LCPE (1999) mettent l'accent sur les renseignements jugés essentiels pour déterminer si une substance est toxique selon les critères de l'article 64 de la Loi :

- « 64. [...] est toxique toute substance qui pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à :
- a) avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique;
  - b) mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie;
  - c) constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine. »

Les évaluations préalables mettent en lumière les renseignements scientifiques et présentent les conclusions que l'on peut dégager en incorporant la méthode du poids de la preuve et la prudence.

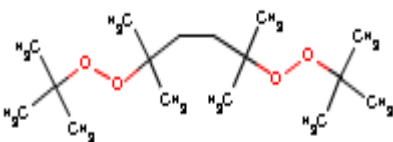
Cette évaluation préalable inclue l'examen des renseignements sur les propriétés chimiques, les dangers, les utilisations et l'exposition, à l'inclusion des renseignements additionnels fournis dans le cadre du Défi. Des données pertinentes à l'évaluation préalable de cette substance ont été relevées dans des publications originales, des rapports de synthèse et d'évaluation, des rapports de recherche de parties intéressées et d'autres documents accessibles lors de recherches menées dernièrement, jusqu'en mai 2008. Les études importantes ont fait l'objet d'évaluations critiques. Les études clés ont fait l'objet d'évaluation critique ; les résultats de la modélisation ont pu être utilisés dans la formulation de conclusions. L'information disponible et pertinente présentée dans des évaluations des dangers faites par d'autres instances a également été utilisée. La présente évaluation préalable n'est pas le résultat d'un examen exhaustif ou critique de toutes les données disponibles, mais il fait plutôt état des études et des éléments de preuve les plus importants pour appuyer la conclusion.

La présente évaluation préalable a été effectuée par le personnel des Programme des substances existantes de Santé Canada et d'Environnement Canada et elle intègre des résultats provenant d'autres programmes appliqués par ces ministères. De plus, une version provisoire de la présente évaluation préalable a fait l'objet d'une consultation publique de 60 jours. Les considérations et les renseignements importants à la base du présent rapport sont présentés ci-après.

## Identité de la substance

Aux fins du présent rapport, cette substance est désignée par l'acronyme DMHBP (2,5-dimethylhexane-2,5-di-*tert*-butylperoxyde).

**Tableau 1. Identité de la substance**

<b>Numéro de registre CAS</b>	78-63-7
<b>Nom dans la LIS</b>	Diperoxyde de di- <i>tert</i> -butyle et de 1,1,4,4-tétraméthyltétraméthylène
<b>Autres noms dans les inventaires</b>	Peroxyde, 1,1'-(-1,1,4,4-tetramethyl-1,4-butanediyl)bis[2-(1,1-dimethylethyl) (TSCA) Di- <i>tert</i> -butyl 1,1,4,4-tetramethyltetramethylene diperoxide (EINECS)
<b>Autres noms</b>	2,5-Dimethylhexane-2,5-di- <i>tert</i> -butylperoxide; (1,1,4,4-Tetramethyltetramethylene)bis( <i>tert</i> -butyl peroxide); 2,5-Bis( <i>tert</i> -butyldioxy)-2,5-dimethylhexane; 2,5-bis( <i>tert</i> -butylperoxy)-2,5-dimethylhexane; Interlox DHBP, DHBP 451C/G; Kayahexa AD, AD 40, AD 40C; Luperco 101X45, 101XL; Luperox 101, 101XL, 101XL45; Lupersol 101, 101XL, L 101; Perhexa 2.5B, 2.5B40, 25B, 25B40; Trigonox 101, 101-40D, 101-40MD-G, 101-50, 101E10, 101E5, XQ8; Varox 50, DBPH, DBPH 50, liquid.
<b>Groupe chimique</b>	Produits chimiques organiques définis
<b>Sous-groupe chimique</b>	Peroxydes de dialkyle
<b>Formule chimique</b>	C <sub>16</sub> H <sub>34</sub> O <sub>4</sub>
<b>Structure chimique</b>	
<b>SMILES</b>	O(OC(C)(C)C)C(CCC(OOC(C)(C)C)(C)C)(C)C
<b>Masse moléculaire</b>	290,45 g/mole

**Source** : National Chemical Inventories (NCI), 2007 : EINECS (Inventaire européen des substances chimiques commerciales existantes); TSCA (inventaire des substances chimiques visées par la *Toxic Substances Control Act* des États-Unis).

## Propriétés physiques et chimiques

Le tableau 2 présente les propriétés physiques et chimiques (valeurs expérimentales et modélisées) du DMHBP qui ont trait à son devenir dans l'environnement.

**Tableau 2. Propriétés physiques et chimiques du DMHBP**

Propriété	Type	Valeur	Température (°C)	Référence
Point de fusion (°C)	expérimental	8 5 - 80		Kirk-Othmer, 2001; Khrustalev <i>et al.</i> , 2004
	modélisé	64,91		MPBPWIN, 2000
Point d'ébullition (°C)	expérimental	42 50 - 52		Kirk-Othmer, 2001; Mageli et Harrison, 1963
	modélisé	279,61 306,5		MPBPWIN, 2000; ACD, 2007
Pression de vapeur (Pa)	expérimental	< 10	20	Fisher Scientific MSDS, 2005
	modélisé	0,56 0,19	25	MPBPWIN, 2000; ACD, 2007
Constante de la loi de Henry (Pa·m <sup>3</sup> /mole)	modélisé	260,9 (0,002 575 atm·m <sup>3</sup> /mole)	25	HENRYWIN, 2000
Log K <sub>oe</sub> (coefficient de partage octanol/eau) [sans dimension]	modélisé	6,55	25	KOWWIN, 2000; ACD, 2007
		5,93	25	
Log K <sub>co</sub> (coefficient de partage carbone organique/eau) (L/kg)	modélisé	5,21	25	PCKOCWIN, 2000; ACD, 2007
		4,6		
Solubilité dans l'eau (mg/L)	modélisé	0,035	25	WSKOWWIN, 2000; ACD, 2007
		0,1	25	

Certaines des propriétés physiques et chimiques du tableau ci-dessus ont été obtenues à l'aide de modèles de relations quantitatives structure-activité (RQSA), pour lesquels on a noté des incertitudes. Par exemple, il se peut que le domaine d'application d'un modèle ne corresponde pas exactement à la structure d'une substance chimique donnée, ce qui réduit la fiabilité des prévisions. Dans le cas du DMHBP, la comparaison des valeurs modélisées et expérimentales pour le point d'ébullition montre que cette propriété ne peut être prévue adéquatement par le modèle MPBPWIN, et cela pourrait également être le cas pour d'autres propriétés physiques et chimiques ou pour d'autres modèles associés.

## **Fabrication et importation**

Aucun initiateur de type peroxyde organique n'était fabriqué au Canada en 2000. Au cours de cette même année, on a utilisé environ 300 000 kg de peroxydes de dialkyle pour les procédés de fabrication de résines de polymères de l'industrie canadienne (Cheminfo Services Inc., 2002).

Les réponses à un avis d'enquête publié en application de l'article 71 de la LCPE (1999) ont indiqué qu'au Canada, en 2006, une entreprise a fabriqué une quantité de DMHBP conforme au seuil de déclaration de 100 kg. En outre, dix entreprises ont respecté ce seuil et déclaré, pour celles-ci, l'importation au pays d'une quantité totale de DMHBP comprise entre 10 000 et 100 000 kg, et une entreprise a déclaré l'importation d'une quantité de cette substance inférieure à 100 kg (Environnement Canada, 2007a).

On ignore la quantité de DMHBP importée au Canada dans des articles finis, par exemple sous forme de résidus dans les matières polymériques.

Par ailleurs, il a été déterminé que le DMHBP était une substance chimique produite en grande quantité aux États-Unis, avec une utilisation totale déclarée en application de l'Inventory Update Rule des États-Unis comprise entre 455 et 4 545 tonnes par année en 1990, 1994, 1998 et 2002. La quantité totale utilisée déclarée pour 1986 était comprise entre 227 et 455 tonnes (US EPA, 2002). Il a aussi été déterminé que le DMHBP était une substance chimique produite en grande quantité dans les pays de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE). Il s'agit d'une substance chimique produite en petite quantité, dans l'Union européenne, avec une production estimée d'environ 10 tonnes par année. Selon la base de données SPIN sur les substances dans les préparations dans les pays nordiques, on a utilisé environ trois tonnes de DMHBP en Suède en 2004 (base de données SPIN, 2000).

## **Utilisations**

En réponse à l'avis émis conformément à l'article 71 de la LCPE pour l'année civile 2006, on a reçu des renseignements sur les utilisations du DMHBP au Canada, notamment comme additif de polymérisation, agent réticulant, fabrication de ceintures,

de tuyau de caoutchouc et de plastique, d'autres produits de caoutchouc et fabrication de matériau de plastique et de résines.

La documentation publiée indique que le DMHBP est un peroxyde de dialkyle qui peut être utilisé comme initiateur de réticulation dans le procédé de polymérisation de polyoléfines. Les liens réticulés carbone-carbone assurent aux articles de caoutchouc une résistance maximale à l'ensemble des paramètres chaleur, oxygène et compression. Il peut servir d'initiateur de polymérisation dans les procédés de synthèse de plastiques et de caoutchoucs utilisés pour la fabrication de tuyaux souples, de semelles de chaussures, de joints de fenêtres et de joints dans l'industrie automobile. On peut également l'utiliser pour le durcissement de certaines résines dans des applications aussi diverses que la fabrication de coques de bateaux, de piscines et de pièces de carrosserie (Arkema, 2006). Pour ces utilisations, les liaisons peroxyde sont brisées de manière à produire des radicaux libres réactifs qui déclenchent la polymérisation.

## **Rejets dans l'environnement**

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

### ***Outil de débit massique***

À l'aide d'un outil de débit massique, on a estimé les rejets possibles de cette substance dans l'environnement à différentes étapes de son cycle de vie. Les données empiriques sur les rejets des substances particulières dans l'environnement sont plutôt rares. On estime donc, pour chaque type d'utilisation connue d'une substance, la fraction et le volume des rejets dans les différents milieux naturels, ainsi que la fraction de la substance transformée chimiquement ou rejetée dans les décharges. Les hypothèses et les paramètres utilisés pour produire ces estimations sont fondés sur des renseignements obtenus de diverses sources, notamment les réponses à des enquêtes réglementaires, les données de Statistique Canada, les sites Web des fabricants et des bases de données techniques. On accorde une attention particulière aux facteurs d'émission, qui représentent habituellement la fraction d'une substance qui est rejetée dans l'environnement, notamment pendant sa fabrication et son traitement, ainsi que pendant les utilisations associées aux processus industriels. Ces renseignements proviennent entre autres des scénarios d'émission, souvent élaborés sous l'égide de l'OCDE, ainsi que des hypothèses par défaut utilisées par les divers organismes internationaux qui réglementent les substances chimiques. Il faut garder à l'esprit que le degré d'incertitude concernant la masse et la quantité d'une substance rejetée dans l'environnement augmente habituellement au cours de son cycle de vie. Sauf s'il peut utiliser des données spécifiques sur le taux ou le potentiel de rejet de cette substance à partir des décharges et des incinérateurs, l'outil de débit massique ne représente pas quantitativement les rejets dans l'environnement dus à l'élimination.

**Tableau 3. Rejets et pertes estimés de DMHBP dans les milieux naturels et leur répartition entre les modes de gestion des déchets, y compris la transformation, d'après l'outil de débit massique<sup>1</sup>**

Devenir	Proportion de la masse (%)	Principale étape du cycle de vie
<b>Rejets dans le milieu récepteur :</b>		
dans le sol	0,0	
dans l'air	0,06	Vulcanisation du caoutchouc
à l'égout <sup>2</sup>	0,08	Transport, manipulation et formulation
<b>Produit transformé chimiquement</b>	95,73	
<b>Produit transféré dans des lieux d'élimination des déchets (p. ex. les décharges, les incinérateurs</b>	4,13	Gestion des déchets

<sup>1</sup> Dans le cas du DMHBP, on a utilisé des renseignements tirés des scénarios d'émission de l'OCDE (OCDE, 2004a; OCDE, 2004b; Brooke et Crookes, 2007) pour estimer les rejets et la répartition de cette substance dans l'environnement résumés dans ce tableau. Les valeurs présentées pour les rejets dans les milieux naturels ne tiennent pas compte des mesures qui peuvent atténuer les rejets à certains endroits (p. ex., leur élimination partielle par les stations d'épuration des eaux usées). Les hypothèses ayant servi au calcul de ces valeurs estimées sont résumées dans un document d'Environnement Canada (2007b).

<sup>2</sup> C.-à-d. les eaux usées avant tout traitement.

Les résultats obtenus avec l'outil indiquent que les pertes de cette substance surviennent principalement (environ 96 %) au cours de sa transformation. Elles se produisent surtout à l'étape du traitement dans les usines de polymères, au cours de laquelle les liaisons peroxyde de cette substance sont brisées de manière à créer des radicaux libres réactifs qui déclenchent la polymérisation. Environ 4 % de ce réactif peut être rejeté dans des décharges à cause des procédés de manutention et de nettoyage, de la fabrication du DMHBP et de l'élimination des produits hors normes. Ces calculs sont basés sur l'hypothèse selon laquelle il n'y a pas de rejets de DMHBP de ces sites, bien qu'à long terme, des rejets soient possibles. On incinère une petite fraction des déchets solides, ce qui devrait provoquer la transformation de cette substance. Si l'on se fonde principalement sur les renseignements des scénarios d'émission de l'OCDE pour les utilisations et le traitement associés à cette substance, on estime qu'environ 0,1 % et environ 0,1 % de DMHBP peut être rejeté dans les égouts et dans l'air, respectivement.

## Devenir dans l'environnement

Selon ses propriétés physiques et chimiques (tableau 2) et les résultats du modèle de fugacité de niveau III (tableau 4), le DMHBP devrait demeurer dans les sédiments, l'air, le sol ou l'eau, s'il était rejeté dans ces milieux.

**Tableau 4. Résultats du modèle de fugacité de niveau III (EPIWIN, 2004)**

Substance rejetée dans :	Fraction de la substance répartie dans chaque milieu (%)			
	Air	Eau	Sol	Sédiments
- l'air (100 %)	53	0,6	14	33
- l'eau (100 %)	0,05	1,8	0,01	98
- le sol (100 %)	0,001	0,003	99,8	0,2

D'après les résultats obtenus avec l'outil de débit massique, présentés dans le tableau 3, les rejets attendus de DMHBP dans l'environnement se font dans l'air et dans les égouts, pendant le traitement. Ainsi, les scénarios de rejet de la substance dans l'air et dans l'eau présentés dans le tableau 4 seraient les plus pertinents pour le Canada. Le DMHBP rejeté dans l'air est attendu rester en partie dans l'environnement et de partitionner dans les sédiments. Le DMHBP rejeté dans l'eau devrait être fortement adsorbé sur les matières en suspension et les sédiments, si l'on en juge par sa valeur très élevée du log  $K_{oc}$  d'environ 5,2 (tableau 2) et selon les résultats du modèle de fugacité de niveau III.

## Persistance et potentiel de bioaccumulation

### Persistance

Comme on l'a indiqué ci-dessus, les seuls rejets directs de DMHBP dans l'environnement pourraient être dans l'air et dans les égouts qui se déversent dans les eaux de surface (tableau 3). Selon l'analyse du devenir présentée dans le tableau 4, une fois dans l'air, cette substance se répartit probablement dans l'air (53 %) et dans les sédiments (33%) et, dans une mesure moindre, dans le sol (14 %). Si la substance est rejetée dans l'eau, elle se répartit probablement dans les sédiments (98%; tableau 4). Différentes sources de données sont présentées plus bas pour évaluer le potentiel de persistance du DMHBP dans ces milieux environnementaux.

Alors que les peroxydes sont habituellement jugés réactifs à cause de leur lien peroxyde, on note des différences de réactivité entre les différentes catégories d'organoperoxydes, et même entre les différentes substances d'une même catégorie.

Les peroxydes de dialkyle comptent parmi les plus stables de tous les organoperoxydes disponibles dans le commerce, avec une demi-vie de conservation en stockage d'au moins un an à leur température d'entreposage recommandée de moins de 38 °C (ATOFINA, 2001). Toutefois, les conditions d'entreposage ne correspondent pas à celles des voies de transformation qui peuvent exister dans le milieu naturel, comme l'hydrolyse, la photolyse et la biodégradation.

Dans l'atmosphère, une substance peut se transformer suivant plusieurs processus tels que la photolyse, oxydation atmosphérique et réaction avec l'ozone. En ce qui a trait à la photolyse, il n'y a pas de données disponibles sur le spectre d'absorption du DMHBP. Cependant, on a constaté que le peroxyde de di-*tert*-butyle (n° CAS 110-05-4), un autre peroxyde de dialkyle, absorbe la lumière jusqu'à 340 nm et, sous l'action de la photolyse, forme des radicaux *tert*-butoxy (HSDB 1983 –). La vitesse de ce processus est inconnue. Puisque cette substance a une structure semblable à celle du DMHBP, ceci pourrait indiquer que le DMHBP est lui aussi sujet à des réactions de photolyse s'il est exposé à la lumière. Les seules données disponibles pour évaluer le potentiel d'oxydation atmosphérique et de réaction avec l'ozone du DMHBP ont été modélisées en utilisant AOPWIN (2000). Cependant, les résultats obtenus à l'aide de ce modèle sont considérés moins fiables puisqu'il n'y a pas de substances ayant une structure chimique comparable à celle du DMHBP dans l'ensemble d'apprentissage du modèle. Il n'est pas attendu que cette substance soit persistante dans ce milieu, en se fondant sur les sources de données disponibles pour un analogue (potentiel de photolyse).

Dans l'eau, une substance peut s'hydrolyser, se photolyser et/ou se biodégrader. Pour ce qui est de l'hydrolyse, le DMHBP ne comporte pas de groupes fonctionnels qui devraient réagir avec l'eau. Tel que mentionné ci-dessus, le DMHBP peut être sujet à la photolyse, en se fondant sur des données expérimentales disponibles pour un autre peroxyde de dialkyle (CAS No. 110-05-4). Il existe des données expérimentales disponibles pour évaluer la biodégradation du DMHBP et d'autres peroxydes de dialkyle. Ces données suggèrent que le DMHBP n'est pas persistant dans l'eau.

Premièrement, le DMHBP a été dégradé avec un taux d'enlèvement de presque 100% lors d'un test de boues activées semi-instantanées dans lequel la substance était exposée à des organismes de boues d'épuration pour 8 semaines (OPPSD, 2008). Puisque ce genre de test inclut une perte de solution par absorption aux solides, une proportion de DMHBP peut avoir suivi cette voie à cause de son hydrophobicité élevée. Dans un test de biodégradation facile (essai MITI modifié – OCDE, 301C), le DMHBP a présenté une biodégradation de seulement 4% après 28 jours (NITE 2002). Ce résultat confirme que cette substance peut être résistante à l'hydrolyse et à la dégradation finale dans certaines conditions d'essai.

On a trouvé des études sur la biodégradation d'autres peroxydes organiques. Même si une valeur plus faible est attribuée à ces données, elles sont utilisées comme sources de données pour évaluer le potentiel de persistance du DMHBP. Dans un essai en flacon fermé de biodégradation facile (Directive 301 D de l'OCDE), le peroxyde de dialkyle Peroxyde de bis(a,a-diméthylbenzyle) (No CAS 80-43-3) n'a présenté aucune

biodégradation durant la période d'acclimatation de 15 jours. Après cette période, il a présenté une biodégradation de 18% et de 60% au jour 28 et 57, respectivement (OPPSD, 2008).

Dans une évaluation des risques de l'hydroperoxyde de *tert*-butyle (n° CAS 75-91-2), le Bureau des substances chimiques des Pays-Bas a déclaré que cette substance n'était pas dégradée de façon appréciable selon des essais de dégradation abiotique, pour lesquels on a obtenu des demi-vies de dégradation principale comprises entre 170 et 6 900 jours au cours d'essais de 10 jours dans de l'eau ultrapure, et entre 36 et 45 jours au cours d'essais de 10 jours avec de la boue stérilisée (Bureau des substances chimiques, 2004). Cette substance ne se biodégrada pas rapidement selon l'essai de Sturm modifié et selon l'essai en flacon fermé, qui mesurent la dégradation finale. Toutefois, cette substance était biodégradée au cours d'essais d'une heure dans la boue activée, avec des demi-vies de dégradation principale de 18 à 24 minutes (Bureau des substances chimiques, 2004). Ces résultats indiquent que cet hydroperoxyde n'est pas hydrolysé et qu'il présente une forte tendance à se sorber aux matières organiques. Ils montrent aussi que ce peroxyde subit une dégradation principale en quelques minutes. Toutefois, il résiste à la dégradation ultime. Il faut noter que le lien peroxyde des hydroperoxydes est à l'extrémité de la molécule, où il est plus exposé aux attaques que celui des peroxydes de dialkyle, qui est plus près du centre de la molécule.

D'autres types d'études étaient disponibles pour évaluer la biodégradation, qui semblent indiquer que le DMHBP n'est pas persistant. D'abord, selon une étude du métabolisme *in vitro* portant sur la fraction enzymatique S9 du foie de la truite (OPPSD 2008), le DMHBP était rapidement métabolisé en conditions d'incubation et se dégradait rapidement chez des témoins dont la fraction S9 avait été dénaturée. Une étude identique menée avec un peroxyde de dialkyle très semblable (CAS No 1068-27-5; diperoxyde de di-*tert*-butyle et de 1,1,4,4-tétraméthylbut-2-ène-1,4-ylène), une forme attendu de produit de décomposition, le butanol tertiaire et d'autres produits de dégradation non identifiés ont été détectés dans le contrôle (OPPSD, 2008). La demi-vie déclarée pour le contrôle d'une des études était de 1,89 heure. Les résultats des études de métabolisme indiquent que le DMHBP, ainsi que d'autres peroxydes de dialkyle, peuvent subir une dégradation biotique et abiotique très rapide dans l'environnement et pour cette raison, ils ne peuvent être considérés comme des substances persistantes.

Des essais de toxicité menés avec le; diperoxyde de di-*tert*-butyle et de 1,1,4,4-tétraméthylbut-2-ène-1,4-ylène (CAS No 1068-27-5; DMBP), suggèrent que les peroxydes de dialkyle pourraient ne pas être persistant dans l'eau. Au cours de deux essais de toxicité en laboratoire (tableau 7a), la concentration mesurée de DMBP dans l'eau a chuté de 3,76 à moins de 0,081 mg/L après 72 h, et de 5,31 à 0,375 mg/L après 48 h (Soumission d'étude, 2006a et 2006b). Compte tenu de la dégradation du DMBP dans l'étude de métabolisme mentionnée ci-dessus, cette disparition peut être due à la dégradation de cette substance. Aussi, le DMBP a pu se volatiliser à partir des solutions d'essai ou pourrait avoir été sorbé à des organismes d'essai ou sur les parois des contenants. Toutefois, la sorption de ce composé sur les organismes d'essai n'est probablement pas suffisamment importante pour expliquer la baisse observée pour les

concentrations mesurées. Dans l'ensemble, ces essais en laboratoire indiquent que le DMBP est instable dans les solutions aqueuses et qu'il disparaît en quelques jours. Un comportement similaire peut être attendu pour le DMHBP.

Le potentiel de persistance du DMHBP dans les sédiments est plus préoccupant, étant donné que, rejetée dans l'eau de surface, cette substance devrait se répartir principalement dans ce milieu environnemental (tableau 4). Selon les données présentées à Environnement Canada, la réactivité des peroxydes organiques en présence de métaux comme le fer et le manganèse devrait empêcher leur accumulation dans les sols et les sédiments (selon une déclaration dans le cadre du Défi, 2008), car ces métaux sont abondants dans ces matrices. Sinon, la demi-vie habituellement acceptée d'une substance dans les sédiments est plus longue que celle dans l'eau par un facteur de 1:4 (proposition de Boethling *et al.*, 1995). Les études métaboliques et des études de toxicité sur le DMHBP et sur l'analogue DMBP, ainsi que les études de toxicités menées sur ce dernier, indiquent que sa demi-vie en solutions aqueuses est probablement de l'ordre de quelques heures, et sa demi-vie dans les sédiments devrait être de l'ordre de quelques jours à quelques semaines. De plus, en se fondant sur le facteur de Boethling *et al.*, la demi-vie du DMHBP dans le sol devrait être dans les mêmes ordres que la demi-vie dans l'eau.

Bien que des données expérimentales sur la dégradation du DMHBP et des substances analogues soient disponibles, on présente aussi les résultats d'études RQSA effectuées à l'aide de modèles de dégradation. La modélisation indique que le DMHBP semble être persistant dans l'air, l'eau, le sol et dans les sédiments. Toutefois, les valeurs modélisées sont jugées moins fiables, car les ensembles d'apprentissage des modèles utilisés ne comportaient pas de substances chimiques ayant une structure semblable à celle du DMHBP. En effet, ces modèles fondés sur des fragments ne tiennent pas compte du lien peroxyde, qui peut être réactif avec certaines substances. Étant donné que des données expérimentales sont disponibles et que les valeurs modélisées sont moins fiables, on n'attribue que peu d'importance à ces dernières dans l'évaluation de la persistance environnementale du DMHBP.

On a présenté les différents éléments de preuve ci-dessus pour évaluer la persistance du DMHBP en cas de rejet dans l'environnement. En se fondant sur ces éléments de preuve, on a conclu que le DMHBP ne satisfait pas aux critères de persistance ni dans l'air (demi-vie supérieure à 2 jours), ni dans l'eau et le sol (demi-vie supérieure ou égale à 182 jours), ni dans les sédiments (demi-vie supérieure ou égale à 365 jours), conformément au *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

### **Bioaccumulation**

Selon la base de données NITE, les valeurs expérimentales du facteur de bioconcentration à l'équilibre (FBC) pour les poissons étaient comprises entre 2 250 et 3 690 L/kg (tableau 5a), selon l'OPPSD (2008). Pour cette étude, des poissons étaient exposés dans des conditions de circulation d'eau continue pendant huit semaines. On

effectuait des analyses de l'eau deux fois par semaine et des analyses des poissons toutes les deux semaines. Les jours d'échantillonnage des poissons, ceux-ci n'étaient pas nourris.

**Tableau 5a. Données empiriques sur la bioconcentration**

Organisme d'essai	Concentration d'essai	Paramètre	Valeur (poids humide)	Référence
Poisson	40 µg/L	FBC (à l'équilibre)	3 690 L/kg	Base de données NITE, rapportée par l'OPPSD (2008)
Poisson	4 µg/L	FBC (à l'équilibre)	2 250 L/kg	Base de données NITE, rapportée par l'OPPSD (2008)

On a utilisé les valeurs de FBC à l'équilibre de la base de données NITE pour calculer une constante de vitesse métabolique ( $k_M$ ) fondée sur des essais *in vivo* selon la méthode d'Arnot *et al.* (2008), qui calcule  $k_M$  comme ci-dessous :

$$k_M = (k_1\phi/FBC) - (k_2 + k_E + k_G) \quad (1)$$

où :

$k_M$  = constante de vitesse du métabolisme (j-1)

$k_1$  = constante de vitesse d'absorption (Arnot et Gobas, 2003)

$\phi$  = fraction du composé chimique libre dissous dans l'eau (Arnot et Gobas, 2003)

FBC = facteur de bioconcentration fondé sur les données empiriques existantes

$k_2$  = constante de vitesse d'élimination (Arnot et Gobas, 2003)

$k_E$  = constante de vitesse d'évacuation fécale (Arnot et Gobas, 2003)

$k_G$  = constante de vitesse de croissance (Arnot et Gobas, 2003)

La méthode d'Arnot *et al.* (2008) permet d'estimer des facteurs de confiance (FC) pour la valeur de  $k_M$  afin de tenir compte de l'erreur associée aux données *in vivo* (c.-à-d. la variabilité des mesures, l'incertitude de l'estimation des paramètres et l'erreur du modèle, ainsi que l'incertitude de la valeur estimée du log  $K_{oe}$ ). On a calculé un FC de  $\pm 3,9$  pour les données de FBC disponibles.

Parce que le potentiel métabolique peut être lié au poids corporel et à la température (voir p. ex. Hu et Layton, 2001 ; Nichols *et al.*, 2007), on a normalisé encore davantage la  $k_M$  à 15°C et on l'a ensuite corrigée pour tenir compte du poids corporel des poissons du niveau trophique intermédiaire dans le modèle d'Arnot-Gobas (184 g). On a utilisé des poissons du niveau trophique intermédiaire pour représenter les résultats d'ensemble du modèle, comme le recommande son concepteur (Arnot, communication personnelle), et

cette valeur est plus représentative du poids et de la taille des poissons qui seront vraisemblablement consommés par un piscivore aviaire ou terrestre. Après avoir procédé à la normalisation, la valeur de  $k_M$  était comprise entre 0,01 et 0,16, avec une valeur médiane de 0,04.

L'OPPSD (2008) a présenté deux études du métabolisme *in vitro* qui utilisent les fractions enzymatiques S9 du foie de truite et les hépatocytes de truite entière. L'OPPSD a calculé les constantes de vitesse du métabolisme de poissons entiers,  $k_{met}$ , à partir des résultats de ces études à l'aide de la méthode de Cowan-Ellsberry *et al.* (2008) pour les fractions S9 et à l'aide de celle de Han *et al.* (2007) pour les hépatocytes. On a déclaré une valeur de  $k_{met}$  de 0,09 pour ces fractions, calculée à partir du flux sanguin artériel et portal (valeur plus réaliste) (tableau 2, OPPSD, 2008). La valeur (arrondie) de  $k_{met}$  calculée pour les hépatocytes de truites entières était de 0,20 [voir l'annexe 1 de l'étude *Bioaccumulation Assessment of Luperox 101 Using an In Vitro Trout Hepatocyte Assay* (étude de Nabb), présentée par l'OPPSD]. On a déclaré une valeur de 0,36 dans le tableau 2 de l'étude de l'OPPSD, mais cette valeur ne pouvait être justifiée dans l'annexe 1.

Contrairement à la procédure d'Arnot *et al.* (2008), les valeurs estimées de  $k_{met}$  fondées sur des épreuves *in vitro* ne permettent pas de calculer des facteurs de confiance. Cowan-Ellsberry *et al.* (2008) sont d'avis que pour l'acceptation des méthodes *in vitro*, une bonne compréhension de l'incertitude de ces méthodes et des essais portant sur un plus grand nombre de types de substances chimiques est nécessaire afin d'évaluer les diverses hypothèses utilisées dans leur approche. Han *et al.* (2007) sont aussi d'avis qu'il faudrait comprendre l'incertitude des paramètres du modèle pour utiliser la méthode des hépatocytes. Étant donné qu'on ne peut estimer directement les limites de l'incertitude des données *in vitro*, on a supposé une erreur d'un ordre de grandeur ( $FC = \pm 10$ ) pour la variabilité et l'incertitude possibles des paramètres utilisés pour le calcul de  $k_{met}$ . Les valeurs de S9 et de  $k_{met}$  pour les hépatocytes ont également été normalisées en fonction du poids des poissons du niveau trophique intermédiaire dans le modèle d'Arnot et Gobas, comme ce fut le cas pour les données *in vivo*.

On a utilisé les constantes de vitesse métabolique *in vivo* et *in vitro* afin d'ajuster les valeurs estimées de FBC et de FBA pour le scénario par défaut de métabolisme nul du modèle d'Arnot-Gobas. On présente dans le tableau 5b ci-dessous les résultats obtenus, ainsi que d'autres valeurs estimées par la méthode RQSA.

**Table 5b: Valeurs estimées de FBA et de FBC pour le n° CAS 78-63-7 à l'aide du modèle cinétique d'Arnot et Gobas (v 1.11)**

$k_M$ (jour <sup>-1</sup> )	S9 $k_{met}$ (jour <sup>-1</sup> )	Hépatocyte $k_{met}$ (jour <sup>-1</sup> )	Log $K_{oe}$ utilisé	Modèle d'Arnot-Gobas FBC	Modèle d'Arnot-Gobas FBA	Demi-vie (jours)
1,03 x 10 <sup>-2</sup> (FC -3,9) (2,5 %)			6,6	9 332	389 045	67
4,02 x 10 <sup>-2</sup> (médiane)			6,6	2 570	45 709	17
0,16 (FC +3,9) (97,5 %)			6,6	661	3 890	4
	5,89 x 10 <sup>-3</sup> (FC -10)		6,6	14 493	735 384	1
	5,89 x 10 <sup>-2</sup>		6,6	1 758	23 439	12
	5,89 x 10 <sup>-1</sup> (FC +10)		6,6	180	433	118
		1,57 x 10 <sup>-2</sup> (FC -10)	6,6	6 206	210 117	4
		1,57 x 10 <sup>-1</sup>	6,6	672	4 079	44
		1,57 (FC +10)	6,6	68	105	0,4

Il y a un bon accord entre les constantes de vitesse métabolique calculées selon les méthodes *in vivo* et les méthodes, *in vitro* à partir des fractions 59 et, pour cette raison, les valeurs estimées de FBC et de FBA, ainsi que les demi-vies, concordent également en général. Les valeurs de la constante de vitesse métabolique et celles du FBC et du FBA obtenues à l'aide de la méthode des hépatocytes sont habituellement plus élevées d'un ordre de grandeur (aux valeurs médianes). Les valeurs de FBC étaient comprises entre 68 et 14 493, avec une moyenne d'environ 4 000, peu importe la méthode de correction utilisée pour tenir compte du métabolisme. Les valeurs de FBA étaient comprises entre 105 et 735 384, avec une valeur moyenne de FBA d'environ 156 900, peu importe la correction utilisée pour le métabolisme. Les demi-vies étaient comprises entre moins de 1 jour et 118 jours. La moyenne géométrique à l'équilibre du FBC déclarée dans la base de données NITE est de 2 881, soit une valeur qui n'est supérieure que par un facteur de 1,1 à la valeur de FBC corrigée pour le métabolisme de 2 570, qui correspond à une constante de vitesse métabolique de 0,04. Un niveau de confiance plus élevé est associé au FBA estimé si on utilise cette correction pour la vitesse métabolique. Le FBA qui correspond au FBC de 2 570 est de 45 709, ce qui autorise une marge d'erreur substantielle si l'on tient compte du critère du FBA supérieur ou égal à 5 000.

Toutefois, on estime que les valeurs modélisées du tableau 5c sont moins fiables, étant donné que ces modèles ne tiennent pas compte (directement) du métabolisme et que leurs

ensembles d'apprentissage ne comprennent pas de substances chimiques à structure comparable.

**Tableau 5c. Données modélisées supplémentaires sur la bioaccumulation**

Organisme d'essai	Paramètre	Valeur (Poids humide)	Référence
Poisson	FBC	19 100 L/kg	ACD, 2007
Poisson	FBC	66 069 L/kg	OASIS, 2005
Poisson	FBC	22 233 L/kg	BCFWIN, 2000

Selon le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000), on préfère les mesures de FBA pour évaluer le potentiel de bioaccumulation des substances, parce que le FBC ne tient pas compte de façon adéquate de leur potentiel de bioaccumulation dû au régime alimentaire, qui prédomine pour les substances dont le log  $K_{oe}$  est inférieur à environ 4,0 (Arnot et Gobas, 2003). Parce qu'on n'a pas trouvé de valeurs empiriques de FBA pour le DMHBP, on l'a modélisé. On croyait que la modélisation du bilan massique cinétique permettait d'obtenir la méthode de prévision la plus fiable pour déterminer le potentiel de bioaccumulation du DMHBP, parce qu'elle autorise des corrections tenant compte du métabolisme et parce que la valeur de DMHBP obtenue se situe à l'intérieur du domaine de log  $K_{oe}$  du modèle.

Les valeurs de FBC et de FBA corrigées pour tenir compte du métabolisme sont comprises entre 68 à 14 493 et entre 105 to 735 384, respectivement, selon la vitesse du métabolisme. Environnement Canada a analysé ces valeurs et déterminé qu'on obtient la vitesse de métabolisme la plus fiable si la valeur estimée de FBC corrigée pour tenir compte du métabolisme concorde bien avec le FBC empirique. En utilisant cette vitesse métabolique pour corriger la valeur estimée de FBA, on obtient un FBA de 393 405. Donc, selon les valeurs empiriques existantes et les valeurs cinétiques modélisées et corrigées en fonction du métabolisme, et compte tenu des éléments probants obtenus par des techniques *in vivo* et *in vitro* pour déterminer le potentiel métabolique, le DMHBP répond au critère de bioaccumulation (FBA  $\geq$  5 000) établi dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

### Potentiel d'effets écologiques nocifs

Dans le cadre de l'évaluation du poids de la preuve du potentiel d'effets nocifs du DMHBP, on a effectué une évaluation quantitative fondée sur l'exposition et les effets écologiques.

D'abord, on a déterminé une concentration environnementale estimée (CEE) par une analyse des voies d'exposition. On a calculé une concentration estimée sans effet (CESE) en choisissant une valeur critique de toxicité (VCT) établie à l'aide des données disponibles sur la toxicité et en divisant cette valeur par un facteur d'évaluation.

## Évaluation de l'exposition environnementale

On n'a pas trouvé de données empiriques sur les concentrations de DMHBP dans l'environnement. On a estimé que 0,08 % de la quantité utilisée dans les usines de fabrication de polymères pouvait être rejetée dans les effluents liquides. On a donc calculé une CEE prudente à l'aide de l'équation suivante (Environnement Canada, 2007c) :

$$CEE = \frac{I \times L \times (1-R) \times 1\,000}{D \times (F+S) \times 86\,400}$$

où :

- CEE = concentration environnementale estimée (mg/L)  
 I = masse maximale importée (ou fabriquée) dans un complexe industriel relié à un point de rejet (45 800 kg/an) (OPPSD, 2008)  
 L = pertes dues au traitement (0,0008)  
 R = taux d'élimination de la station d'épuration des eaux usées (0,92) (selon les résultats du modèle Simple Treat 3.0)  
 1 000 = conversion des unités (des kg/m<sup>3</sup> aux mg/L)  
 D = nombre de jours de rejet de la substance à partir du site (250 j/an) (OPPSD, 2008)  
 F = débit du cours d'eau récepteur (0,65 m<sup>3</sup>/s) (valeur par défaut, Environnement Canada, 2007c)  
 S = débit de l'effluent rejeté par la station d'épuration des eaux usées (0,04 m<sup>3</sup>/s) (valeur par défaut, Environnement Canada, 2007c)  
 86 400 = conversion des unités (des jours en secondes)

Selon cette équation, la CEE dans les eaux réceptrices est de 0,0002 mg/L.

## Évaluation des effets écologiques

Une étude de la toxicité aiguë lors d'une exposition au DMHBP a été effectuée avec le poisson médaka *Oryzias latipes*. L'étude a mesuré une CL<sub>50</sub> de 96 h était de 4,5 mg/L (base de données NITE). Puisque la valeur estimée de la solubilité dans l'eau du DMHBP est inférieure à 1 mg/L (tableau 2), cette substance pourrait ne pas être suffisamment soluble dans l'eau pour causer des effets de toxicité aiguë pour les poissons (Soumission d'étude, 2008).

Il y a aussi des données disponibles sur la toxicité aiguë en milieu aquatique d'un autre peroxyde de dialcyle étroitement apparenté, le (1,1,4,4-tétraméthyl-2-butène-1,4-diyl)bis[(1,1-diméthyléthyl)peroxyde, n° CAS 1068-27-5 (DMBP). Deux tests ont été menés avec cette substance, un avec l'algue verte d'eau douce *P. subcapitata* et l'autre

avec la puce d'eau *D. magna* (Soumission d'étude 2006a et 2006b). Malgré une perte significative de DMBP de la solution survenant durant ces tests, les effets ont pu être calculés en se fondant sur la moyenne géométrique des concentrations mesurées. Les résultats étaient de >0.21 mg/L et de >1.41 mg/L pour l'algue et la puce d'eau, respectivement dans les deux tests. Pour ce qui est du DMHBP, le DMBP a une valeur estimée de solubilité dans l'eau faible (<1 mg/L), ce qui implique qu'elle pourrait ne pas être assez soluble dans l'eau pour causer des effets aigus. Un solvant a été utilisé dans le test de laboratoire déclaré.

Une gamme de prévisions de la toxicité (0,042 à 2,76mg/L) ont été obtenue à l'aide de divers modèles RQSA. Toutefois, les valeurs modélisées sont jugées peu fiables, car les ensembles d'apprentissage des modèles utilisés ne comportaient pas de substances chimiques ayant une structure semblable à celle du DMHBP.

Selon les données empiriques sur la toxicité du DMHBP et pour l'analogue apparenté DMBP, et en se fondant sur sa faible solubilité, le DMBP ne sera probablement pas hautement dangereux pour les organismes aquatiques (c.-à-d. CL/CE<sub>50</sub> > 1,0 mg/L).

Afin de faciliter la caractérisation des risques pour l'environnement du DMBP, on a calculé une concentration estimée sans effet (CESE). À cette fin, on a sélectionné une valeur critique de toxicité (VCT) de 4,5 mg/L en se fondant sur le test mené avec le poisson médaka exposé au DMHBP. On a ensuite divisé la VCT par un facteur de 100 pour tenir compte de la variabilité inter et intraspécifique de la sensibilité, afin d'obtenir une valeur estimée de la concentration sans effet à long terme à partir d'une CE<sub>50</sub> à court terme, et pour tenir compte de l'incertitude découlant de l'extrapolation de résultats obtenus en laboratoire à des conditions sur le terrain. Il est à noter que la bioaccumulation peut faire en sorte que les valeurs de toxicité chronique de cette substance soient significativement plus faibles que celles de toxicité aiguë. On obtient ainsi une CESE de 0,045 mg/L.

### **Caractérisation du risque écologique**

L'approche utilisée pour cette évaluation écologique préalable consistait à examiner diverses informations à l'appui et à obtenir des conclusions fondées sur une méthode du poids de la preuve et sur le principe de prudence, selon les besoins, en application de l'article 76.1 de LCPE (1999). On a accordé une attention particulière à l'analyse du quotient de risque, à la persistance, au potentiel de bioaccumulation, à la toxicité, aux sources et au devenir dans l'environnement.

On a utilisé un outil fondé sur le débit massique pour estimer les rejets possibles du DMHBP dans l'environnement à diverses étapes de son cycle de vie. Les résultats indiquent que les pertes de DMHBP surviennent principalement au cours de sa transformation dans les procédés industriels. Une faible proportion devrait se retrouver dans les sites d'élimination des déchets, et une proportion encore plus faible (0,08 %) pourrait être rejetée dans les égouts ou rejetée dans l'air (0,06%). Selon cette analyse, le DMHBP pourrait être rejeté dans les cours d'eau par les effluents des stations d'épuration

des eaux d'égout, et pourrait être rejeté dans l'air par les rejets atmosphériques provenant des installations industrielles. Une fois rejeté dans les écosystèmes aquatiques, le DMHBP se répartit surtout dans les sédiments, alors qu'une plus faible proportion demeure dans la colonne d'eau. Une fois rejeté dans l'air, le DMHBP se répartit en partie dans ce milieu en plus de se répartir dans les sédiments et dans le sol. En se fondant sur des éléments probants obtenus au cours d'études expérimentales disponibles pour le DMHBP, et pour d'autres peroxydes organiques, on a déterminé que le DMHBP n'est pas persistant dans l'environnement. Toutefois, sur la base des facteurs de bioaccumulation estimés (FBA), on a déterminé que le DMHBP était bioaccumulable. Toutefois, parce qu'il ne devrait pas persister dans l'eau et les sédiments, le DMHBP ne devrait pas se bioaccumuler de façon importante dans les organismes s'il est rejeté dans les écosystèmes aquatiques. De plus, le DMHBP n'est probablement pas très dangereux pour les organismes aquatiques.

Pour le milieu aquatique du Canada, on a effectué une analyse du quotient de risque (CEE/CESE) prenant en compte des expositions estimées prudentes avec des concentrations prudentes pour des effets toxiques nocifs possibles. Une CEE estimée de 0,0002 mg/L, et on a calculé une CESE de 0,045 mg/L (voir ci-dessus). Ces deux valeurs donnent un quotient de risque (CEE/CESE) de 0,0002/0,045, soit 0,004. Cette valeur indique que les organismes pélagiques ne devraient pas courir de risques si du DMHBP est rejeté dans les écosystèmes aquatiques.

Si le DMHBP est rejeté dans une étendue d'eau, il se diffusera dans les particules en suspension et dans les sédiments du fond, et les organismes qui y résident peuvent être exposés à cette substance. Parce qu'on ne dispose ni de données de surveillance environnementale, ni de données de toxicité propres aux organismes vivants dans les sédiments, on peut utiliser l'approche du partage à l'équilibre pour calculer des valeurs de CEE et de CESE pour les sédiments basées sur les valeurs pour le milieu aquatique présentées ci-dessus. Ainsi, le quotient de risque (CEE/CESE) pour le milieu des sédiments serait le même que pour le milieu aquatique, soit 0,004. Cette valeur indique aussi que les organismes benthiques ne devraient vraisemblablement pas courir de risques si du DMHBP est rejeté dans les écosystèmes aquatiques.

### **Incertitudes de l'évaluation du risque écologique**

Il demeure des incertitudes au sujet de la persistance du DMHBP dans l'air, l'eau, le sol et les sédiments dans les conditions environnementales. Alors que certains tests de biodégradation et des études sur le métabolisme indiquent que cette substance disparaît rapidement lors de tests, d'autres tests menés avec cette même substance ainsi qu'avec d'autres types d'organoperoxydes suggèrent que ces substances ne s'hydrolysent pas et qu'elles résistent à une biodégradation finale. De laboratoire, des données spécifiques au DBTMC seraient nécessaires afin de dériver une demi-vie réelle. Comme ces études, dans lesquelles le DMHBP déclinait au fil du temps, ne signalent pas la présence de produits de dégradation, on ne sait pas avec certitude si la disparition observée pour cette substance est due à sa dégradation ou à sa sorption.

Il existe aussi une certaine incertitude au sujet du potentiel de bioconcentration du DMHPB étant donné que seulement une étude de bioconcentration était disponible dans la base de données NITE. Il y a aussi une incertitude associée à l'estimation du métabolisme du DMHPB chez le poisson, comme le montre la fourchette des valeurs de  $k_M$  et de  $k_{met}$ . Toutefois, on a utilisé les limites de cette incertitude pour déterminer la vitesse de métabolisme la plus fiable, afin de corriger les valeurs estimées de FBA pour être en mesure de tirer une conclusion sur son potentiel de bioaccumulation.

## **Conclusion**

Selon les renseignements présentés dans cette évaluation préalable, on conclut que le DMHPB ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, ou qui constitue ou peut constituer un danger pour l'environnement dont dépend la vie. De même, on conclut que le DMHPB répond au critère de la bioaccumulation, mais qu'il n'est pas persistant conformément à la définition du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Pour cette raison, on conclut que le DMHPB ne correspond pas à la définition de substance toxique énoncée à l'alinéa 64a) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999).

## Références

[ACD] (Advanced Chemistry Development). 2007. Valeurs calculées à l'aide du logiciel Advanced Chemistry Development (ACD/Labs), version 9.04, pour Solaris (© 1994-2007, présenté dans la base de données SciFinder, consulté le 25 juillet 2007.

[AIES] Artificial Intelligence Expert System. 2003-2005. v 1.25. Ottawa (Ontario): Environnement Canada. Modèle élaboré par Stefan Niculescu. Accessible à : Environnement Canada, Division des substances existantes, Division des substances nouvelles, Ottawa, K1A 0H3.

[AOPWIN] Atmospheric Oxidation Program for Windows [Modèle d'estimation]. 2000. Version 1.91. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (New York): Syracuse Research Corporation. Accessible à : [www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm](http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm)

Arkema. Products in Everyday Life. Site consulté le 14 décembre 2006.  
[http://www.terrainsdentente.arkemagroup.com/telechargement/Arkema\\_products\\_va\\_final.pdf](http://www.terrainsdentente.arkemagroup.com/telechargement/Arkema_products_va_final.pdf)

Arnot J. A. et 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. et Bonnell M. 2008. Estimating metabolic biotransformation rates in fish from laboratory data. *Environ. Toxicol. Chem.* 27(2): 341–351.

ATOFINA. 2001. Organic Peroxides. Product Bulletin. Dialkyl peroxides. ATOFINA Chemicals, Inc., Philadelphie (Pennsylvanie). 9 p.

[BCFWIN] BioConcentration Factor Program for Windows [Modèle d'estimation]. 2000. Version 2.15. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (New York): Syracuse Research Corporation. [www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm](http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm)

[BIOWIN] Biodegradation Probability Program for Windows [Modèle d'estimation]. 2000. Version 4.02. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (New York): Syracuse Research Corporation. [www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm](http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm)

Bureau des substances chimiques. 2004. Risk Assessment. Tertiary Butyl Hydroperoxide (TBHP). *Dernière ébauche du 9 avril 2004*. R319\_0404\_env. Bureau des substances chimiques. Bilthoven, Pays-Bas. 70 pages.

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.

Brooke, D. N. et Crookes, M. J. 2007. Emission scenario document on transport and storage of chemicals [Internet]. Bristol (Royaume-Uni): Environment Agency. Product code:SCHO0407BMLK-E-P [cité le 26 février 2008]. <http://publications.environment-agency.gov.uk/pdf/SCHO0407BMLK-e-e.pdf>

Canada. 1999. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. S.C., 1999, c. 33, partie #, article #. *Gazette du Canada*. Partie III. vol. 22, n° 3. <http://canadagazette.gc.ca/partIII/1999/g3-02203.pdf>

Canada. 2000. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*, P. C. 2000-348, 23 mars 2000, DORS/2000-107, *Gazette du Canada*, Partie II, vol. 134, n° 7, p. 607-612. <http://canadagazette.gc.ca/partII/2000/20000329/pdf/g2-13407.pdf>

Canada, Ministère de l'Environnement, Ministère de la Santé. 2006. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999): Avis d'intention de publier et de mettre en oeuvre des mesures d'évaluation et de gestion des risques que certaines substances présentent pour la santé des Canadiens et leur environnement*. *Gazette du Canada*, Partie I, vol. 140, n° 49, p. 4109-4117. <http://canadagazette.gc.ca/partI/2006/20061209/pdf/g1-14049.pdf>

Canada, Ministère de l'Environnement et Ministère de la Santé. 2007. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) Avis de première divulgation d'information technique concernant les substances identifiées dans le Défi*. *Gazette du Canada*, Partie I, vol. 141, n° 5, p. 162-165. <http://canadagazette.gc.ca/partI/2007/20070203/pdf/g1-14105.pdf>

ChemInfo Services Inc. 2002. Use of Initiators in the Canadian Polymer Resin Manufacturing and Polymer Resin Processing Sectors. mars 2002. Ébauche de rapport. Toronto: Cheminfo Services Inc. 62 p. Présenté à Environnement Canada, Bureau national de la prévention de la pollution. Disponible sur demande.

Cowan-Ellsberry C. E., Dyer S. D., Erhardt S., Bernhard M. J., Roe A. L., Dowty M. E. et Weisbrod A. V. 2008. Approach for extrapolating in vitro metabolism data to refine bioconcentration factor estimates. *Chemosphere* 70:1804-1817.

Déclaration dans le cadre du Défi. 2008. Communication confidentielle pour le DMBP, n° CAS 1068-27-5, présentée à la Division des substances existantes d'Environnement Canada dans le cadre de l'initiative du Plan de gestion des produits chimiques du Défi. Reçu le 2 août 2007.

[ECOSAR] Ecological Structural Activity Relationships [modèle d'estimation]. 2004. Version 0.99h. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of

Environnement Canada. 2007a. Données pour les substances du groupe 1 du Défi collectées conformément à l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) : *Avis concernant certaines substances identifiées dans le Défi, publié le 9 décembre 2006 dans l'Avis d'intention de publier 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*. Données préparées par Environnement Canada, Programme des substances existantes, Ottawa K1A 0H3.

Environnement Canada. 2007b. Assumptions, limitations and uncertainties of the mass flow tool for (1,1,4,4-tetramethyl-1,4-butanediyl)bis[(1,1-dimethylethyl)peroxide] (DMHBP), CAS RN 78-63-7. Division des substances existantes, Environnement Canada, Gatineau (Québec). Ébauche de document interne, Gatineau (Québec), Environnement Canada, Division des substances existantes.

Environnement Canada. 2007c. Guidance for Conducting Ecological Assessments under CEPA 1999. Science Resource Technical Series. Technical Guidance Module. The Industrial Generic Exposure Tool – Aquatic (IGETA). Document de travail, Gatineau (Québec), Environnement Canada, Division des substances existantes.

[EPIWIN] Estimation Programs Interface for Microsoft Windows [Modèle d'estimation]. 2004. Version 3.12. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (New York): Syracuse Research Corporation. [www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm](http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm)

Fisher Scientific International Material Safety Data Sheet. 2,5-Dimethyl-2,5-di(*tert*-butylperoxy)hexane. 10/13/2005. <http://www.msdsonline.com>

Han X., Nabb D. L., Mingoia R. T. et Yang C.-H. 2007. Determination of xenobiotic intrinsic clearance in freshly isolated hepatocytes from rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and rat and its application in bioaccumulation assessment. *Environ. Sci. Technol.* 41: 3269 -3276.

[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 (New York): Syracuse Research Corporation. [www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm](http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm)

[HSDB] Hazardous Substances Data Bank [database on the Internet]. 1983 – . Bethesda (MD): National Library of Medicine (US). [Révisé en février 2003; cité en juin 2008] <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>

Hu T.-M. et Layton W.L. 2001. Allometric scaling of xenobiotic clearance: uncertainty versus universality. *AAPS PharmSci.* 3(4) Article 29 (<http://www.pharmsci.org/>)

Khrustalev, V. N., M. Yu Antipin, A. Yu Kosnikov et V. L. Antonovskii. 2004. Molecular and Crystal Structure of Diperoxides: X-ray Diffraction Studies of 2,5-

Dimethyl-2,5-Dihydroperoxyhexane, 2,5-Dimethyl-2,5-Dihydroperoxyhex-3-yne, 2,5-Dimethyl-2,5-Di(*tert*-butylperoxy)hexane, and 1,4-Bis[2-(2-*tert*-butylperoxy)propyl]benzene. Crystallography Reports (traduction de Kristallografiya) (2004), 49(5), 772-778. Éditeur : MAIK Nauka/Interperiodica Publishing, CODEN: CYSTE3 ISSN: 1063-7745. Journal publié en anglais. CAN 142:123650 AN 142:123650. Cité dans SciFinder, 2007.

Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology. Copyright 2001, John Wiley & Sons, Inc.  
<http://www.mrw.interscience.wiley.com/emrw/9780471238966/search/firstpage>

[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 (New York): Syracuse Research Corporation. [www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm](http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm)

Mageli, O. L. et J. B. Harrison. 1963. 2,5-Dimethyl-2,5-di(*tert*-butylperoxy)hexane. 2 p. US 3086966 19630423 Patent language unavailable. Application: US 19591218. Priority: US 19591218. CAN 59:61556 AN 1963:461556. Cité dans SciFinder, 2007.

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

NCI. 2007. Base de données des National Chemical Inventories. 2007. American Chemical Society, Chemical Abstracts Service, consultée en avril 2007.

Nichols J. W., Fitzsimmons P. N. et 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), Japon (base de données). 2002. Biodegradation and Bioconcentration of the Existing Chemical Substances under the Chemical Substances Control Law.  
[http://www.safe.nite.go.jp/data/hazkizon/pk\\_e\\_kizon\\_data\\_result.home\\_data](http://www.safe.nite.go.jp/data/hazkizon/pk_e_kizon_data_result.home_data) (site consulté le 30 octobre 2006).

[OASIS Forecast] Optimized Approach based on Structural Indices Set [modèle d'estimation]. 2005. Version 1.20. Bourgas, Bulgarie: Laboratoire de chimie mathématique. <http://oasis-lmc.org/?section=software>

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2004a. Emission Scenario Document on Plastics Additives [Internet]. Paris, France : OECD Environmental Directorate, Environmental Health and Safety Division.  
<http://oecd.org/ehs/>

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2004b. Emission Scenario Document, "Additives in Rubber Industry", JT00166668, ENV/JM/MONO(2004)11, 24 juin 2004, Paris, France.

[OPPSD] Organic Peroxide Producers Safety Division, The Society of the Plastics Industry. 2008. Présenté dans le cadre du programme du Défi à l'industrie d'Environnement Canada: Comments on the Draft Screening Assessments for the Three Organic Peroxides CAS Numbers 78-63-7, 1068-27-5, and 6731-36-8 to the Executive Director, Division des substances existantes, Environnement Canada. 18 mars 2008. 49 p.

[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 (New York): Syracuse Research Corporation. [cité le (année-mois-date)].  
[www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm](http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm)

Soumission d'étude. 2006a. Étude confidentielle inédite présentée à Environnement Canada, Division des substances existantes, dans le cadre du Défi du Plan de gestion des produits chimiques. Sommaire de rigueur d'étude, numéro 11142Soumission001. Disponible sur demande.

Soumission d'étude. 2006b. Étude confidentielle inédite présentée à Environnement Canada, Division des substances existantes, dans le cadre du Défi du Plan de gestion des produits chimiques. Sommaire de rigueur d'étude, numéro 11142Soumission002. Disponible sur demande.

Soumission d'étude. 2008. Étude confidentielle inédite présentée à Environnement Canada, Division des substances existantes, dans le cadre du Défi du Plan de gestion des produits chimiques. Sommaire de rigueur d'étude, numéro 22875Soumission002. Voir annexe.

[SPIN] Substances in Preparations in Nordic Countries [base de données sur Internet]. 2006. Copenhague, Danemark: Conseil des ministres des pays nordiques. [cité en mars 2006] <http://195.215.251.229/Dotnetnuke/Home/tabid/58/Default.aspx>

U.S.EPA (Environmental Protection Agency des États-Unis). 2002. Toxic Substances Control Act-Inventory Update Rule (TSCA-IUR). Production Volume Information. Données non publiées, 1986, 1990, 1994, 1998, 2002. Disponible sur demande.

[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 (New York): Syracuse Research Corporation.  
[www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm](http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm)

## Annexe I – Sommaire de rigueur d'étude

N°	Point	Pondération	Oui/non	Précisions
1	Référence : [NITE] National Institute of Technology and Evaluation, Japon [Base de données]. 2002. Biodegradation and Bioconcentration of the Existing Chemical Substances under the Chemical Substances Control Law. Accès : <a href="http://www.safe.nite.go.jp/data/hazkizon/pk_e_kizon_data_result.home_data">http://www.safe.nite.go.jp/data/hazkizon/pk_e_kizon_data_result.home_data</a> (ouvert le 30 Octobre 2006)			
2	Identité de la substance: n° CAS	s.o	O	78-63-7
3	Identité de la substance: Nom(s) chimique(s)	s.o	O	1,1,4,4-tétraméthyltétraméthylène
4	Composition chimique de la substance	2	-	-
5	Pureté chimique	1	O	95%
6	Indication de la persistance/stabilité de la substance en milieu aquatique?	1	O	
7	<b>Si le matériel test est radiomarqué, est-ce que la (les) position(s) précise(s) de(s) l'atome(s) marqué(s) ainsi que le pourcentage de radioactivité associé avec les impuretés ont été rapportés.</b>	2	-	-
<b>Méthode</b>				
8	Références	1	O	Méthode Japonaise pour les nouvelles substances
9	Méthode normalisée (OCDE, UE, nationale ou autre)?	3		
10	Justification de la méthode ou du protocole non normalisé utilisé, le cas échéant	2		
11	BPL (bonnes pratiques de laboratoire)	3	O	
<b>Organisme d'essai</b>				
12	Identité de l'organisme: nom	s.o.	<u>O</u>	<i>Carp, Cyprinus carpio</i>
13	Indication du nom latin ou des deux noms (latin et commun)?	1	O	
14	Âge ou stade biologique de l'organisme d'essai	1	O	
15	Longueur et/ou poids	1	O	
16	Sexe	1	N	
17	Nombre d'organismes par répétition	1	O	50
18	Charge en organismes	1	O	2,5 g/L
19	Type de nourriture et périodes d'alimentation au cours de la	1	O	

	période d'acclimatation			
<b>Conception et conditions des essais</b>				
20	Type d'expérience (en laboratoire ou sur le terrain)	s.o.		Laboratoire
21	Voies d'exposition (nourriture, eau, les deux)	s.o.		Eau
22	Durée d'exposition	s.o.		34 jours
23	Nombre de répétitions (y compris les témoins)	1	O	26
24	Concentrations	1	O	0,04 and 0,004 mg/L
25	Type/composition de la nourriture et périodes d'alimentation durant les essais.	1	O	
26	Si le ratio de FBC/FBA a été utilisé comme dérivé de la concentration du produits chimique dans l'organisme et dans l'eau, est-ce que la durée de l'expérimentation était égale ou plus longue que le temps requis pour que la concentration du produit chimique atteigne un état stable?	3	O	
27	Si le ratio FBC/FBA a été utilisé comme dérivé de la concentration du produit chimique dans l'organisme et dans l'eau, est-ce que les concentrations mesurées dans l'organisme et dans l'eau étaient mentionnées?	3	O	
28	Les concentrations dans les eaux d'essais ont-elles été mesurées périodiquement?	1	O	
29	Les conditions du milieu d'exposition pertinentes pour la substance sont-elles indiquées? (ex. : pour la toxicité des métaux - pH, COD/COT, dureté de l'eau, température)	3	O	
30	Photopériode et intensité de l'éclairage	1	O	
31	Préparation de solutions mères et de solutions d'essai	1	O	
32	Intervalles des contrôles analytiques	1	O	
33	Méthodes statistiques utilisées	1	N	
34	Un agent émulsionnant ou stabilisant a-t-il été employé, si la substance était peu soluble ou instable?	s.o.	O	Huile de castor hydrogénée: 0.8 mg/L @ 0.04 mg/L test conc.; 0.08 mg/L @ 0.004 mg/L test conc.  Huile de ricin hydrogénée: 0,8 mg/L @ 0,04 mg
<b>Renseignements d'intérêt pour la qualité des données</b>				
35	L'organisme d'essai convient-il à l'environnement canadien?	3	O	

36	Les conditions d'essai (pH, température, OD, etc.) sont-elles typiques pour l'organisme d'essai?	1	O	
37	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	
38	Le pH de l'eau d'essai était-il dans la plage des valeurs typiques de l'environnement canadien (6 à 9)?	1	O	
39	La température de l'eau d'essai était-elle dans la plage des valeurs typiques de l'environnement canadien (5 à 27 °C)?	1	O	
40	Est-ce que le contenu en lipides (ou FBA/FBC normalisé par rapport aux lipides) a été rapporté?	2	O	
41	Est-ce que les concentrations mesurées d'un produit chimique dans les eaux d'essai étaient plus basse que la solubilité du produit?	3	O	
42	Si une substance radiomarquée a été utilisée, est ce que le FBC a été déterminé en se basant sur le composé d'origine? ( <i>i.e.</i> , pas sur les résidus radiomarqués)	3		
<b>Résultats</b>				
43	Les paramètres déterminés (FBA, FBC) et leur valeurs.	s.o.	s.o.	FBC = 3690 L/Kg @ 0,04 mg/L; FBC = 2250 L/Kg @ 0,004 mg/L
44	FBA ou FBC déterminés comme : 1) le rapport de la concentration en produit chimique présent dans l'organisme et dans l'eau, ou 2) le rapport entre les constantes d'incorporation de produit chimique et du taux d'élimination.	s.o.	s.o.	Rapport des concentrations
45	Soit FBA/FBC a été dérivé d'un 1) échantillon de tissu ou de 2) l'organisme entier?	s.o.	s.o.	Organisme entier
46	Soit le FBA/FBC 1) moyen ou 2) maximal a été utilisé?	s.o.	s.o.	État stable du FBC
47	<b>Note Globale: ... %</b>	<b>95,3</b>		
48	<b>Code de fiabilité d'EC:</b>	<b>1</b>		
49	<b>Catégorie de fiabilité (élevé, moyenne, basse):</b>	<b>Haute confiance</b>		
50	<b>Commentaires :</b>			

N°	Point	Pondération	Oui/non	Précisions
1	Référence : Soumission d'étude. 2008. Étude confidentielle inédite présentée à Environnement Canada, Division des substances existantes, dans le cadre du Défi du Plan de gestion des produits chimiques. Sommaire de rigueur d'étude, numéro 22875Soumission002.			
2	Identité de la substance : n° CAS	s.o.		78-63-7
3	Identité de la substance: Nom(s) chimique(s)	s.o.		1,1,4,4-tétraméthyltétraméthylène
4	Composition chimique de la substance	2		
5	Pureté chimique	1	O	95%
6	Indication de la persistance/stabilité de la substance en milieu aquatique?	1	O	
<b>Méthode</b>				
7	Références	1	O	Méthode Japonaise pour les nouvelles substances
8	Méthode normalisée (OCDE, UE, nationale ou autre)?	3	O	OECD 203
9	Justification de la méthode ou du protocole non normalisé utilisé, le cas échéant	2		
10	BPL (bonnes pratiques de laboratoire)	3	O	
<b>Organisme d'essai</b>				
11	Identité de l'organisme: nom	s.o.	O	<i>Rice fish</i>
12	Indication du nom latin ou des deux noms (latin et commun)?	1	O	<i>Oryzias latipes</i>
13	Âge ou stade biologique de l'organisme d'essai	1	O	
14	Longueur et/ou poids	1	O	
15	Sexe	1	N	
16	Nombre d'organismes par répétition	1	O	7

17	Charge en organismes	1	O	0,3 g/L
18	Type de nourriture et périodes d'alimentation au cours de la période d'acclimatation	1	O	
<b>Conception et conditions des essais</b>				
19	Type d'essai (aiguë ou chronique)	s.o.	O	Aiguë
20	Type d'expérience (en laboratoire ou sur le terrain)	s.o.	O	Laboratoire
21	Voies d'exposition (nourriture, eau, les deux)	s.o.	O	Eau
22	Durée d'exposition	s.o.	O	96 heures
23	Témoins négatifs ou positifs (préciser)	1	O	Négatifs
24	Nombre de répétitions (y compris les témoins)	1	N	
25	Des concentrations nominales sont-elles indiquées?	1	O	4
26	Des concentrations mesurées sont-elles indiquées?	3	N	
27	Type de nourriture et périodes d'alimentation durant les essais à long terme	1	O	
28	Les concentrations ont-elles été mesurées périodiquement (spécialement dans les essais de toxicité chronique)?	1	N	
29	Les conditions du milieu d'exposition pertinentes pour la substance sont-elles indiquées? (ex. : pour la toxicité des métaux - pH, COD/COT, dureté de l'eau, température)	3	O	
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	O	
33	Si un agent émulsionnant ou stabilisant a été employé, sa concentration est-elle indiquée?	1	O	
34	Si un agent émulsionnant ou stabilisant a été employé, des données sont-elles fournies sur son écotoxicité?	1	N	
35	Intervalles des contrôles analytiques	1	N	
36	Méthodes statistiques utilisées	1	N	
<b>Renseignements d'intérêt pour la qualité des données</b>				
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	
38	L'organisme d'essai convient-il à l'environnement canadien?	3	O	

39	Les conditions d'essai (pH, température, OD, etc.) sont-elles typiques pour l'organisme d'essai?	1	O	
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	
41	Le pH de l'eau d'essai était-il dans la plage des valeurs typiques de l'environnement canadien (6 à 9)?	1		pH non-cité
42	La température de l'eau d'essai était-elle dans la plage des valeurs typiques de l'environnement canadien (5 à 27 °C)?	1	O	
43	La valeur de la toxicité était-elle inférieure à celle de la solubilité de la substance dans l'eau?	3	N	
<b>Résultats</b>				
44	Valeurs de la toxicité (indiquer paramètres et valeurs)	s.o.	s.o.	96-h LC <sub>50</sub> = 4,5 mg/L
45	Autres paramètres indiqués - ex. : FBC/FBA, CMEO/CSEO (préciser)?	s.o.	N	
46	Autres effets nocifs indiqués (cancérogénicité, mutagénicité, etc.)?	s.o.	N	
47	<b>Note globale : ... %</b>	<b>70,5</b>		
48	<b>Code de fiabilité d'EC :</b>	<b>2</b>		
49	<b>Catégorie de fiabilité (élevée, satisfaisante, faible) :</b>	<b>Confiance satisfaisante</b>		
50	<b>Commentaires</b>			