

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

**Diperoxyde de di-*tert*-butyle et de 1,1,4,4-  
tétraméthylbut-2-yne-1,4-ylène**

**Numéro de registre du Chemical Abstracts Service :  
1068-27-5**

**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-tétraméthylbut-2-ène-1,4-ylène (DMBP), dont le numéro de registre du Chemical Abstracts Service (CAS) est 1068-27-5. 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 DMBP 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 DMBP est une substance organique utilisée au Canada et dans d'autres pays pour le traitement des polymères. Il n'est pas produit naturellement dans l'environnement. Entre 1 000 et 10 000 kg de DMBP ont été fabriqués au Canada en 2006 tandis que 1 000 et 10 000 kg y ont été importés au cours de la même période.

Selon certaines hypothèses et les modes d'utilisation signalés, la plus grande partie de la substance est transformée pendant l'étape du traitement. Une petite proportion (0,1 p. 100) pourrait être rejetée dans l'eau. Cette substance est insoluble dans l'eau et tend à se déplacer vers les particules car elle est hydrophobe. Pour ces raisons, presque tout le DMBP devrait se retrouver dans les sédiments et ne devrait pas être présent en quantités appréciables dans d'autres milieux.

Le DMBP 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 DMBP 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 DMBP 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 DMBP 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.

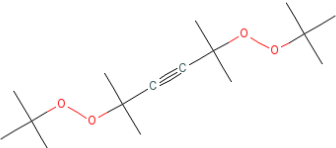
Cette évaluation préalable inclue l'examen des renseignements sur les propriétés chimiques, les dangers, les utilisations et l'exposition, à l'inclusion des renseignements additionnels fournis dans le cadre du Défi. Des données pertinentes à l'évaluation préalable de cette substance ont été relevées 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 document, la substance est appelée DMBP. Cet acronyme est tiré de l'un des noms anglais de la substance, le 2,5-dimethyl-2,5-di-*tert*-butylperoxyhexyne.

**Tableau 1. Identité de la substance**

<b>Numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS)</b>	1068-27-5
<b>Nom dans la Liste intérieure des substances (LIS)</b>	Diperoxyde de di- <i>tert</i> -butyle et de 1,1,4,4-tétraméthylbut-2-yne-1,4-ylène
<b>Noms dans les inventaires</b>	Peroxide, 1,1'-(1,1,4,4-tetramethyl-2-butyne-1,4-diyl)bis[2-(1,1-dimethylethyl) (TSCA) Di- <i>tert</i> -butyl 1,1,4,4-tetramethylbut-2-yn-1,4-ylene diperoxide (EINECS)
<b>Autres noms</b>	2,5-Dimethyl-2,5-di- <i>tert</i> -butylperoxyhexyne; 2,5-Bis( <i>tert</i> -butylperoxy)-2,5-dimethyl-3-hexyne; 2,5-Bis( <i>tert</i> -butylperoxy)-2,5-dimethylhexyne; 2,5-Dimethyl-2,5-bis( <i>tert</i> -butyldioxy)-3-hexyne; 2,5-Dimethyl-2,5-bis( <i>tert</i> -butylperoxy)-3-hexyne; Luperco 130XL; Luperox 130; Lupersol 130; Perhexyne 2.5B, 2.5B40, 25B, 25B40
<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>30</sub> O <sub>4</sub>
<b>Structure chimique</b>	
<b>SMILES</b>	O(OC(C)(C)C)C(C#CC(OOC(C)(C)C)(C)C)(C)C
<b>Masse moléculaire</b>	286,42 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 DMBP qui se rapportent à son devenir dans l'environnement.

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

Propriété	Type	Valeur	Température (°C)	Référence
Point de fusion (°C)	modélisé	92,54		MPBPWIN, 2000
Point d'ébullition (°C)	expérimental	65 – 67		Milas, 1954
	modélisé	290,88 304,8		MPBPWIN, 2000; ACD, 2007
Pression de vapeur (Pa)	modélisé	0,168 0,21	25	MPBPWIN, 2000; ACD, 2007
Constante de la loi de Henry (Pa·m <sup>3</sup> /mole)	modélisé	16,28 (0,000 160 7 atm·m <sup>3</sup> /mole)	25	HENRYWIN, 2000
Log K <sub>oe</sub> (coefficient de partage octanol/eau) [sans dimension]	modélisé	5,84 5,86	25 25	KOWWIN, 2000; ACD, 2007
Log K <sub>co</sub> (coefficient de partage carbone organique/eau) [L/kg]	modélisé	5,208 4,56	25	PCKOCWIN, 2000; ACD, 2007
Solubilité dans l'eau (mg/L)	modélisé	0,151 8	25	WSKOWWIN, 2000; ACD, 2007
		0,018	25	

La plupart des propriétés physiques et chimiques présentées dans le 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 DMBP, 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 avec leur modèle correspondant.

## Fabrication et importation

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

Une enquête réalisée à la suite d'un avis publié en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) a montré qu'au moins une entreprise avait fabriqué du DMBP au Canada en 2006 en une quantité au moins égale au seuil de déclaration de 100 kg. Trois entreprises, assujetties au seuil de déclaration de 100 kg, ont déclaré avoir importé cette substance au Canada. La quantité totale importée par ces trois entreprises se situait entre 1 000 et 10 000 kg et une entreprise a déclaré en avoir importé une quantité inférieure à 100 kg (Environnement Canada, 2007a).

La quantité de DMBP importée au Canada dans des articles finis, par exemple sous forme de résidus dans des polymères, est inconnue.

Ailleurs, le DMBP a été reconnu comme substance chimique produite en grande quantité aux États-Unis, la quantité totale utilisée déclarée en vertu du Inventory Update Rule des États-Unis se situant dans la fourchette de 4,5 à 227 tonnes par an au cours des années 1986, 1990, 1994, 1998 et 2002 (US EPA, 2002). Le DMBP est jugé être une substance chimique produite en faible quantité par l'Union européenne (UE), ce qui indique que sa production au sein de l'UE devrait être de l'ordre de dix tonnes par an, mais la base de données des pays scandinaves des substances présentes dans des préparations fait état d'une quantité totale utilisée en Suède de 158 tonnes en 2002. Le DMBP a été utilisé au Danemark et en Suède de 1999 à 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 DMBP au Canada, notamment comme polymère et comme agent réticulant.

La documentation publiée indique que le DMBP est un peroxyde de dialkyle qui peut être utilisé dans le traitement des polymères où il sert d'initiateur de la réticulation des polyoléfinés. Il peut servir d'initiateur de la polymérisation des plastiques et il est utilisé pour le traitement du caoutchouc dans la fabrication de joints d'étanchéité pour les fenêtres et les automobiles, de boyaux et de semelles de chaussures. On peut également l'utiliser comme durcisseur de certaines résines dans des applications comme la fabrication des coques de bateaux, des piscines et des pièces de carrosserie (Arkema,

2006). Ces utilisations font appel au bris des liaisons peroxyde afin d'obtenir des radicaux réactifs qui amorcent la polymérisation.

## **Rejets dans l'environnement**

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

### ***Outil de débit massique***

Un outil fondé sur le débit massique a été utilisé pour estimer les rejets possibles de cette substance dans l'environnement à diverses étapes de son cycle de vie. On trouve rarement des données empiriques sur les rejets de substances particulières dans l'environnement. On estime donc, pour chaque type d'utilisation connue d'une substance, la proportion et le volume des rejets dans les divers milieux naturels ainsi que la proportion de la substance qui est transformée chimiquement ou éliminée sous forme de déchets. Les hypothèses et les paramètres utilisés pour réaliser ces estimations sont fondés sur des renseignements obtenus de diverses sources dont les réponses à des enquêtes réglementaires, les données de Statistique Canada, les sites Web des fabricants et les bases de données techniques. On compte parmi les plus pertinents, les facteurs d'émission qui sont généralement exprimés comme la fraction de la substance rejetée dans l'environnement, surtout pendant sa fabrication, sa transformation et son utilisation dans le cadre de procédés industriels. Ces renseignements proviennent notamment de documents sur les scénarios d'émissions qui sont souvent élaborés sous les auspices de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) et des hypothèses par défaut utilisées par les divers organismes internationaux de réglementation des substances chimiques. Il est à noter que le degré d'incertitude concernant la masse d'une substance rejetée dans l'environnement augmente généralement aux étapes plus avancées du cycle de vie. À l'exception des cas où l'on dispose de renseignements détaillés sur le taux ou le potentiel de rejet d'une substance à partir de sites d'enfouissement ou d'incinérateurs, l'outil de débit massique ne tient pas compte de façon quantitative des rejets dans l'environnement résultant de l'élimination.

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

<b>Devenir</b>	<b>Proportion de la masse (%)</b>	<b>Principale étape du cycle de vie</b>
<b>Rejets dans les milieux récepteurs :</b>		
Sol	0,0	
Air	0,0	
Égout <sup>2</sup>	0,1	formulation de produits
<b>Transformation chimique</b>	93,5	
<b>Transfert vers les sites d'élimination des déchets (p. ex., site d'enfouissement, incinération)</b>	6,4	gestion des déchets

<sup>1</sup> Dans le cas du DMBP, les données provenant des scénarios d'émissions de l'OCDE (OCDE, 2004; Brooke et Crookes, 2007) ont été utilisées pour estimer les rejets dans l'environnement et la répartition de la substance résumés dans ce tableau. Les valeurs des rejets dans les milieux naturels ne tiennent pas compte des mesures qui peuvent atténuer les rejets à certains endroits (p. ex., une élimination partielle par les stations d'épuration des eaux usées). Les hypothèses utilisées pour produire ces estimations sont résumées dans un document d'Environnement Canada (2007b).

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

L'application de l'outil montre que la substance est surtout perdue par transformation (94 p. 100 environ) pendant le traitement dans l'installation de fabrication des polymères, où les liaisons peroxyde de la substance sont brisées pour obtenir des radicaux réactifs qui amorcent la polymérisation. Environ 6 p. 100 de la substance peut se retrouver dans des sites d'élimination des déchets à la suite des activités de manutention et de nettoyage, de la fabrication du DMBP et de l'élimination de produits non conformes. Une petite partie des déchets solides est incinérée, ce qui devrait donner lieu à une transformation de la substance. On estime, en se fondant surtout sur les scénarios d'émissions de l'OCDE pour le traitement et les utilisations connexes de cette substance, que 0,1 p. 100 du DMBP pourrait être rejeté dans les égouts.

Selon ces informations, la plus grande partie du DMBP rejeté dans l'environnement l'est dans les égouts au cours de la formulation de produits.

### **Devenir dans l'environnement**

Selon ses propriétés physiques et chimiques (tableau 2) et les résultats de la modélisation de la fugacité de niveau III (tableau 4), le DMBP devrait demeurer dans les sédiments, l'air, le sol ou l'eau, en fonction du milieu de rejet.

**Tableau 4. Résultats de la modélisation de la fugacité de niveau III (EPIWIN, 2004)**

Rejet de la substance dans :	Fraction de la substance répartie dans chaque milieu (%)			
	Air	Eau	Sol	Sédiments
- l'air (100 %)	23	2,5	11	64
- l'eau (100 %)	0,03	3,8	0,01	96
- le sol (100 %)	0,0002	0,005	99,9	0,1

Selon les résultats de l'outil de débit massique présentés dans le tableau 3, le plus important rejet direct de DMBP dans l'environnement s'effectue dans les égouts pendant l'étape du traitement de sorte que le scénario d'un rejet de 100 p. 100 dans l'eau apparaît comme le plus pertinent au Canada. On prévoit, sur la base de son log  $K_{oe}$  très élevé de 5,8 environ (tableau 2) et des résultats de la modélisation de la fugacité de niveau III, que la fraction du DMBP rejetée dans l'eau s'adsorbera fortement sur les matières en suspension et les sédiments.

## Persistance et potentiel de bioaccumulation

### Persistance

Comme on l'a indiqué ci-dessus, le seul rejet direct de DMBP dans l'environnement pourrait être celui des 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'eau, cette substance se répartit probablement dans les sédiments (96 %) et, dans une mesure beaucoup moindre, dans l'eau (3,8 %). Selon cette même analyse, le DMBP ne devrait pas passer dans l'air ou dans le sol s'il est rejeté dans l'eau. Pour cette raison, on ne doit évaluer le potentiel de persistance du DMBP que pour le milieu aquatique.

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.

Pour ce qui est de l'hydrolyse, le DMBP ne comporte pas de groupes fonctionnels qui devraient réagir avec l'eau. En ce qui concerne la photolyse, on ne dispose pas de données sur le spectre d'absorption du DMBP. 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 –). On ne connaît pas la vitesse de cette réaction. Parce que cette substance a une structure semblable à celle du DMBP, ce dernier pourrait lui aussi être sujet à la photolyse s'il est exposé à la lumière.

La biodégradation est souvent une voie de transformation importante dans l'environnement. On n'a pas trouvé d'études d'évaluation normalisée portant directement sur le potentiel de biodégradation du DMBP, mais on a relevé d'autres types d'études, qui semblent indiquer que le DMBP 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 DMBP était rapidement métabolisé en conditions d'incubation et se dégradait rapidement chez des témoins dont la fraction S9 avait été dénaturée, avec une demi-vie déclarée de 1,89 h. On a décelé chez les témoins un produit de dégradation prévu du DMBP, le butanol tertiaire, ainsi qu'un autre composé plus volatil. Ces résultats indiquent que le DMBP peut subir une dégradation biotique et abiotique très rapide dans l'environnement et pour cette raison, il ne peut être considéré comme une substance persistante.

Deuxièmement, au cours de deux essais de toxicité en laboratoire (tableau 6), 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; voir l'annexe). 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, que ce soit par des mécanismes abiotiques (p. ex. la photolyse) ou biotiques. Aussi, compte tenu de sa forte volatilité (tableau 2), le DMBP a pu se volatiliser à partir des solutions d'essai, étant donné que les contenants d'essai n'étaient pas fermés hermétiquement. Enfin, à cause de sa nature hydrophobe (valeur estimée du log  $K_{oe}$  de 5,8; voir le tableau 2), le DMBP 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. De même, il est probable que sa sorption aux parois des contenants d'essai n'est pas significative, étant donné qu'ils sont en verre. Dans l'ensemble, ces essais en laboratoire indiquent que le DMBP est instable dans les solutions aqueuses et qu'il disparaît en quelques jours.

On a trouvé des études sur la biodégradation d'autres peroxydes organiques. Les résultats sont présentés ici, même si l'approche du poids de la preuve attribue habituellement une valeur plus faible aux données obtenues pour des composés analogues. Pour le peroxyde (2,5-diméthyl-2,5-di-*tert*-butylperoxy)-hexane (n° CAS 78-63-7), un autre peroxyde de dialkyle, on n'a observé que 4 % de biodégradation après 28 jours, selon une analyse par chromatographie gazeuse faite dans le cadre d'un essai de biodégradation facile (essai MITI modifié – OCDE, 301C) (NITE 2002). Ces résultats montrent que certains peroxydes de dialkyle peuvent être très résistants à l'hydrolyse et à la dégradation finale dans certaines conditions d'essai.

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 biodégradait pas rapidement selon l'essai de Sturm modifié et selon l'essai en vase clos, 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 peut subir 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 dialcyle, qui est plus près du centre de la molécule.

Bien que des données expérimentales sur la dégradation du DMBP et des substances analogues soient disponibles, des modèles de dégradation de type RQSA ont également été utilisés. Les résultats de la modélisation indiquent que le DMBP semble être persistant dans l'eau et dans les sédiments. Toutefois, les valeurs modélisées sont jugées relativement peu fiables, car les ensembles d'apprentissage des modèles utilisés ne comportaient pas de substances chimiques ayant une structure semblable à celle du DMBP. 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 peu fiables, on n'attribue que peu d'importance à ces dernières dans l'évaluation de la persistance environnementale du DMBP.

Le potentiel de persistance du DMBP 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). Compte tenu des études métaboliques et des études de toxicité sur le DMBP, 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.

On a présenté les différents éléments de preuve ci-dessus pour évaluer la persistance du DMBP en cas de rejet dans un milieu aquatique, et on a conclu que l'application de l'approche du poids de la preuve aux données ci-dessus indique que le DMBP ne satisfait pas aux critères de persistance ni dans l'eau (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

On n'a pas relevé de données expérimentales sur le FBC ou le FBA du DMBP. Les valeurs du facteur de bioconcentration (FBC) à l'équilibre chez le poisson obtenues expérimentalement et présentées dans la base de données NITE pour une substance de structure très analogue, le n° CAS 78-63-7 (DMHBP) ont été jugées valables pour le DMBP. Des valeurs de 2 250 et de 3 690 L/kg (tableau 5a) ont été signalées par l'OPPSD (2008). Cette étude comportait l'exposition de poissons en conditions d'écoulement continu pendant huit semaines. L'eau était analysée deux fois par semaine et les poissons une fois toutes les deux semaines. Les poissons n'étaient pas nourris le jour des prélèvements.

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

Organisme d'essai	Concentration d'essai	Paramètre	Valeur en masse humide	Référence
Poisson	40 µg/L	FBC (à l'équilibre)	3 690 L/kg	Base de données NITE (2002) citée par OPPSD, 2008
Poisson	4 µg/L	FBC (à l'équilibre)	2 250 L/kg	Base de données NITE (2002) citée par OPPSD, 2008

Les valeurs à l'équilibre du FBC de la base de données NITE ont été utilisées pour obtenir une constante du taux métabolique *in vivo* ( $k_M$ ) par la méthode d'Arnot *et al.* (2008). Selon cette méthode, la valeur de  $k_M$  est donnée par l'équation :

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

où :

$k_M$  = constante du taux métabolique (1/jour)

$k_1$  = constante du taux d'absorption (Arnot et Gobas, 2003)

$\phi$  = fraction de la substance chimique non liée en solution dans l'eau (Arnot et Gobas, 2003)

FBC = facteur de bioconcentration empirique disponible

$k_2$  = constante du taux d'élimination (Arnot et Gobas, 2003)

$k_E$  = constante du taux d'excrétion fécale (Arnot et Gobas, 2003)

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

La méthode d'Arnot *et al.* (2008) permet d'estimer des facteurs de confiance (FC) pour la  $k_M$  et ainsi de tenir compte de l'erreur liée aux données obtenues *in vivo* (variabilité des mesures, incertitude de l'estimation des paramètres, erreur de modélisation et incertitude relative au log  $K_{oe}$  estimé). Un FC de  $\pm 3,9$  a été calculé pour les données disponibles sur le FBC.

Étant donné que le métabolisme peut être lié à la masse corporelle et à la température (p. ex., Hu et Layton, 2001; Nichols *et al.*, 2006), la  $k_M$  a été normalisée à 15 °C et ensuite corrigée en fonction de la masse corporelle des poissons du niveau trophique intermédiaire du modèle Arnot-Gobas (0,184 g). Le poisson de niveau trophique intermédiaire a été utilisé pour représenter l'extrait général du modèle, tel que proposé par le concepteur du modèle (Arnot, comm. pers.), car il est le plus représentatif de la masse et de la taille des poissons consommés par des oiseaux ou des animaux terrestres piscivores. Une fourchette de  $k_M$  de 0,01 à 0,22 a été obtenue après passage des fonctions de normalisation. Même si des données de FBC semblables obtenues *in vivo* ont été utilisées pour calculer cette constante du taux métabolique, la gamme résultante n'est pas identique à celle de la substance analogue (n° CAS 78-63-7) car les log  $K_{oe}$  diffèrent.

Une étude *in vitro* du métabolisme portant sur la fraction d'enzymes S9 a été citée par l'OPPSD (2008). Dans cette étude, le DMBP était rapidement métabolisé en conditions d'incubation et se dégradait rapidement chez les témoins où la fraction S9 avait été dénaturée. Un produit prévu de la dégradation du DMBP, le butanol tertiaire (de 10 à 30 p. 100 en masse du composé de départ) et un autre composé plus volatil (présentant un profil de bilan massique semblable) ont été décelés chez les témoins, mais non dans les échantillons contenant la fraction S9. Les constantes du taux métabolique pour le poisson entier,  $k_{m\acute{e}t}$ , de cette étude ont été obtenues par l'OPPSD qui a appliqué les méthodes d'extrapolation de Cowan-Ellsberry *et al.* (2008). La  $k_{m\acute{e}t}$  S9 pour l'écoulement artériel et portal (le plus réaliste) signalée est de 0,16 (tableau 3; OPPSD, 2008). Au contraire de la méthode d'Arnot *et al.* (2008), les estimations des  $k_{m\acute{e}t}$  à partir d'essais *in vitro* ne prévoient pas de facteur de confiance. Cowan-Ellsberry *et al.* (2008) ont proposé que l'acceptation des méthodes *in vitro* soit conforme à la connaissance des incertitudes de ces méthodes et à la réalisation d'essais portant sur des substances d'autres types afin d'évaluer les diverses hypothèses utilisées. Han *et al.* (2007) ont aussi mentionné que l'incertitude liée aux paramètres de modélisation de la méthode fondée sur les hépatocytes devrait être connue. Vu l'impossibilité d'estimer directement des limites pour les données obtenues *in vitro*, on a supposé une erreur d'un ordre de grandeur ( $FC \pm 10$ ) pour la variabilité et l'incertitude liées aux paramètres servant à déterminer les  $k_{m\acute{e}t}$ . Les valeurs de la fraction S9 et de la  $k_{m\acute{e}t}$  ont aussi été normalisées en fonction de la masse du poisson du niveau trophique intermédiaire du modèle d'Arnot et Gobas. La valeur normalisée de la  $k_{m\acute{e}t}$  ainsi obtenue se situait entre 0,01 et 0,11.

Les constantes du taux métabolique déterminées *in vivo* et *in vitro* ont été utilisées pour corriger les valeurs prévues du FBC et du FBA à partir de la valeur par défaut du métabolisme zéro du modèle d'Arnot et Gobas. Les résultats obtenus et d'autres estimations de la RQSA sont présentés dans le tableau 5b.

**Tableau 5b. FBA et FBC du DMBP prévus par le modèle cinétique de Arnot et Gobas (V. 1.11)**

$k_M$ (1/jour)	$k_{m\acute{e}t}$ avec S9 (1/jour)	Log $K_{oe}$ utilisé	FBC de Arnot et Gobas	FBA de Arnot et Gobas	Demi-vie (jours)
1,47E-02 (FC -3,9) (2,5%)		5,8	8 558	58 047	47
5,75E-02 (médiane)		5,8	2 785	8 744	12
0,22 (FC +3,9) (97,5%)		5,8	771	1 248	3
	1,07E-02 (FC -10)	5,8	10 880	87 033	65
	1,07E-01	5,8	1 549	3 443	7
	1,07 (FC +10)	5,8	163	184	< 1

La comparaison des constantes des taux métaboliques indique un écart d'un facteur de deux environ entre les valeurs médianes des  $k_M$  et des  $k_{m\acute{e}t}$  et ce facteur s'accroît aux extrémités des gammes. Les FBC se situaient entre 163 et 10 880 et leur moyenne était de 4 117 environ, cela indépendamment de la méthode de correction du métabolisme utilisée. Quant aux FBA, ils variaient entre 184 et 87 033 et leur moyenne était de 26 500 ici aussi sans égard à la méthode de correction. Les demi-vies variaient <1 jour à 65 jours. La moyenne géométrique du FBC à l'équilibre signalée dans la base de données NITE était de 2 881 (pour le n° CAS 78-63-7), ce qui concorde très bien au FBC corrigé de 2 785 (facteur = 1,03) et correspond à une constante du taux métabolique de 0,06 environ. Le degré de confiance le plus élevé est celui du FBA prévu à partir de cette correction du taux métabolique. Le FBA correspondant au FBC de 2 785 corrigé pour le métabolisme est de 8 744.

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

Organisme d'essai	Paramètre	Valeur en masse humide (L/kg)	Référence
Poisson	FBC	16 600	ACD, 2007
Poisson	FBC	50 119	OASIS Forecast, 2005
Poisson	FBC	6 310	BCFWIN, 2000

Les valeurs modélisées du tableau 5c sont cependant jugées moins fiables car les modèles utilisés ne tiennent pas compte (directement) du métabolisme et leurs ensembles de données d'apprentissage ne comportent pas de substance de structure chimique semblable.

Selon le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000), le FBA est le paramètre privilégié pour l'évaluation du potentiel de bioaccumulation d'une substance. Cela s'explique par le fait que le FBC ne tient pas correctement compte du potentiel de bioaccumulation lié à l'alimentation, qui constitue la principale voie pour les substances dont le  $\log K_{oe}$  est supérieur à 4,0 environ (Arnot et Gobas, 2003). Comme on ne disposait pas de FBA empirique pour le DMBP, sa valeur a été modélisée. Il a été jugé que la modélisation cinétique du bilan massique constituait la méthode de prévision la plus fiable pour la détermination du potentiel de bioaccumulation du DMBP, car elle permet d'apporter une correction pour le métabolisme, et que le  $\log K_{oe}$  du DMBP se situait dans le domaine du modèle.

Les valeurs du FBC et du FBA corrigées pour le métabolisme se situent entre 163 et 10 880 et entre 184 et 87 033, respectivement, selon le taux métabolique. Environnement Canada a analysé ces valeurs et déterminé que le taux métabolique le plus fiable était celui pour lequel le FBC prévu corrigé pour le métabolisme correspondait le plus au FBC empirique. L'application de ce taux métabolique au FBA prévu donne un FBA de 8 744. Cette valeur est inférieure à celle prévue pour la substance chimique analogue, le DMHBP (n° CAS 78-63-7), à cause du  $\log K_{oe}$  inférieur. Néanmoins, si l'on se fonde sur les valeurs empiriques et celles obtenues par modélisation cinétique corrigée pour le métabolisme, et si l'on prend en considération les résultats des essais *in vivo* et *in vitro* sur le potentiel métabolique, le DMBP satisfait au critère de la bioaccumulation (FBA  $\geq$  5000) énoncé dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

## Potentiel d'effets écologiques nocifs

Une évaluation quantitative fondée sur l'exposition et les effets écologiques a été réalisée pour cette substance dans le cadre de l'évaluation par le poids de la preuve de son potentiel d'effets nocifs.

Une concentration environnementale estimée (CEE) a tout d'abord été déterminée par analyse des voies d'exposition. Une concentration estimée sans effet (CESE) a été obtenue en divisant une valeur critique de toxicité (VCT), choisie à partir des données disponibles sur la toxicité, par un facteur d'évaluation.

### Évaluation de l'exposition environnementale

Aucune donnée empirique n'a été relevée sur les concentrations de DMBP dans l'environnement. L'outil de débit massique a permis d'estimer qu'une proportion de 0,1 p. 100 de la quantité utilisée dans une installation 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 (10 000 kg/an)
- L = pertes dues au traitement (0,001)
- R = taux d'élimination de la station d'épuration des eaux usées (0,91) fondé sur les résultats du modèle Simple Treat 3.0
- 1 000 = conversion des unités (kg/m<sup>3</sup> en mg/L)
- D = jours de rejet de la substance du site (250 jours/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 des effluents de 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 (jours en secondes)

Selon cette équation, la CEE est de 0,00006 mg/L.

### Évaluation des effets écologiques

Deux études de toxicité aquatique ont été effectuées avec des organismes d'eau douce (tableau 6). L'interprétation des résultats obtenus pour ces études est compliquée du fait que dans les deux cas, on a observé des pertes significatives de la substance à l'essai en solution pendant la période d'essai. Étant donné que le DMBP est peu soluble dans l'eau, on a utilisé un solvant pour ces deux études.

Selon une étude sur concernant les effets du DMBP sur l'algue d'eau douce *Pseudokirchneriella subcapitata*, les concentrations mesurées au début et à la fin de l'essai à la plus forte concentration d'exposition étaient de 3,76 et de moins de 0,081 mg/L (limite de détection), respectivement. On a déjà examiné ci-dessus les raisons possibles de la disparition de cette substance de la solution d'essai. Les auteurs de cette étude ont calculé par extrapolation une  $CE_{50}$  de 6,17 mg/L et une concentration sans effet observé (CSEO) de 1,88 mg/L, selon la concentration mesurée au début de l'essai. Étant donné la forte baisse des concentrations d'essai pendant la durée de l'essai, Environnement Canada a utilisé les concentrations mesurées à chaque intervalle de temps pendant l'essai pour calculer la moyenne géométrique. On croit que cette moyenne est une estimation appropriée de la concentration à laquelle les organismes étaient exposés pendant l'essai, comme l'a proposé l'OCDE (OCDE, 2000). Étant donné qu'on n'a pas observé d'effets inhibitoires sur la croissance des algues pour toutes les concentrations d'essai, on a obtenu une  $CE_{50}$  supérieure à 0,21 mg/L selon la moyenne géométrique (tableau 6).

Au cours d'un essai de toxicité de 48 h effectué avec *Daphnia magna*, on a observé une chute semblable des concentrations d'essai. Pour la plus forte concentration d'exposition, on a obtenu une valeur de 5,31 mg/L au début de l'essai, mais elle avait chuté à 0,375 mg/L vers la fin. Dans ce cas aussi, les auteurs de l'étude ont rapporté une valeur de paramètre fondée sur la concentration au début de l'essai. Comme pour l'essai avec les algues, Environnement Canada a calculé une moyenne géométrique de la concentration d'exposition et l'a utilisée pour calculer la valeur du paramètre. Comme on n'a pas observé d'organismes immobiles pour aucune des concentrations d'essai, on a établi que la  $CE_{50}$  était supérieure à 1,41 mg/L (tableau 6). D'autres effets, plus précisément des organismes flottant à la surface, ont cependant été notés à toutes les concentrations. L'interprétation de la pertinence environnementale de ces effets posait des problèmes.

**Tableau 6. Données empiriques sur la toxicité aquatique du DMBP**

Organisme d'essai	Type d'essai	Paramètre	Valeur géométrique moyenne (mg/L)	Référence
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (algues vertes)	Toxicité aiguë	CE <sub>50</sub> (72 h)	> 0,21	Soumission d'étude, 2006a (voir l'annexe)
<i>Daphnia magna</i> (cladocères)	Toxicité aiguë	CE <sub>50</sub> (48 h)	> 1,41	Soumission d'étude, 2006b (voir l'annexe)

CE<sub>50</sub> – Concentration ayant un effet sur 50 % de la population d'essai.

On a également examiné les résultats d'une étude de toxicité aquatique aiguë effectuée avec un peroxyde de dialkyle à structure très semblable, le 2,5-diméthyl-2,5-di-(*tert*-butylperoxy)-hexane (n° CAS 78-63-7), qui font état d'une CL<sub>50</sub> de 96 h de 4,5 mg/L pour le médaka (*Oryzias latipes*) (NITE 2002). Compte tenu du fait que ces résultats ont été obtenus avec un composé analogue, on leur a attribué une valeur de poids de la preuve moindre pour l'évaluation du danger du DMBP pour le milieu aquatique.

Une gamme de prévisions de la toxicité en milieu aquatique (0.174 à 2.88 mg/L) a 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 DMBP.

Il faut noter que la solubilité estimée du DMBP est inférieure à 1 mg/L (tableau 2), de sorte qu'il se peut que cette substance ne soit pas suffisamment soluble dans l'eau pour provoquer des effets aigus. Compte tenu de cette faible solubilité et des résultats présentés dans le tableau 6, le DMBP n'est probablement pas très dangereux pour les organismes aquatiques (i.e., valeurs CL<sub>50</sub> et de CE<sub>50</sub> supérieures à 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 d'abord sélectionné une valeur critique de toxicité (VCT) de 0,21 mg/L. Il s'agit d'une valeur prudente, étant donné qu'elle a été obtenue avec l'organisme le plus sensible et qu'elle est vraisemblablement supérieure aux valeurs sans effets nocifs observées à cette concentration. On a ensuite divisé la VCT par un facteur d'évaluation de 100 pour tenir compte de la variabilité inter et intraspécifique de la sensibilité, pour estimer une concentration sans effet à long terme à partir d'une CL<sub>50</sub> à court terme, et pour tenir compte de l'incertitude découlant de l'extrapolation au terrain de résultats obtenus en laboratoire. Il est à noter que la bioaccumulation peut faire en sorte que les niveaux de la toxicité chronique de cette substance soient passablement inférieurs à ceux de la toxicité aiguë. La prise en compte de tous ces facteurs donne une CESE de 0,0021 mg/L.

## Caractérisation du risque écologique

La démarche adoptée pour la présente évaluation écologique préalable consistait à examiner divers éléments d'information pertinents et à formuler des conclusions fondées sur la méthode du poids de la preuve et le principe de prudence, comme l'exige l'article 76.1 de la LCPE (1999). On a accordé une attention particulière à l'analyse du quotient de risque, à la persistance, à la 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 DMBP dans l'environnement à diverses étapes de son cycle de vie. Les résultats indiquent que les pertes de DMBP 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 (0,1 %) pourrait être rejetée dans les égouts. Selon cette analyse, le DMBP pourrait être rejeté dans l'environnement par les effluents des stations d'épuration des eaux d'égout. Une fois rejeté dans les écosystèmes aquatiques, le DMBP se répartit surtout dans les sédiments, alors qu'une plus faible proportion demeure dans la colonne d'eau. En se fondant sur des éléments probants obtenus principalement au cours d'études expérimentales comme des mesures de sa dégradation rapide au cours d'une étude métabolique *in vitro* et des mesures de sa disparition rapide au cours d'études de toxicité en laboratoire, on a déterminé que le DMBP n'est pas persistant dans l'eau et dans les sédiments. Toutefois, sur la base des facteurs de bioaccumulation estimés (FBA), on a déterminé que le DMBP était bioaccumulable. Toutefois, parce qu'il ne devrait pas persister dans l'eau, le DMBP ne devrait pas se bioaccumuler de façon importante dans les organismes s'il est rejeté dans les écosystèmes aquatiques. De plus, le DMBP n'est probablement pas très dangereux pour les organismes aquatiques.

Pour le milieu aquatique au 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. Comme on l'a indiqué ci-dessus, on a obtenu une CEE estimée de 0,00006 mg/L, et on a calculé une CESE de 0,0021 mg/L. Ces deux valeurs donnent un quotient de risque (CEE/CESE) de 0,00006/0,0021, soit 0,03. Cette valeur indique que les organismes pélagiques ne devraient pas courir de risques si du DMBP est rejeté dans les écosystèmes aquatiques.

Si du DMBP est rejeté dans un plan d'eau, il se répartit dans les particules en suspension et les sédiments où les organismes benthiques y sont exposés. Comme on ne dispose pas de données de surveillance environnementale ni de données sur la toxicité spécifiques à ces organismes, la méthode du partage à l'équilibre serait utilisée pour calculer une CEE et une CESE à partir des valeurs présentées plus haut pour le milieu aquatique. Le quotient de risque (CEE/CESE) pour le milieu des sédiments serait donc le même que pour le milieu aquatique, à savoir 0,003. Cette valeur indique aussi que les organismes benthiques ne devraient pas courir de risques si du DMBP est rejeté dans les écosystèmes aquatiques.

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

Il demeure des incertitudes quant à la persistance du DMBP dans l'air, l'eau, le sol et les sédiments dans les conditions naturelles. Alors que selon certains essais, soit des études de métabolisme et des études de toxicité, le DMBP disparaît de l'eau très rapidement, d'autres essais effectués avec d'autres types d'organoperoxydes semblent indiquer que ces substances ne se biodégradent pas rapidement. Comme les essais effectués avec le DMBP ne faisant pas tous état de la présence de produits de dégradation, on ne peut préciser si la disparition observée de la substance s'explique par sa dégradation, sa sorption sur des particules ou sur les parois des contenants, ou par son rejet dans l'air par volatilisation.

Il existe aussi une certaine incertitude au sujet du potentiel de bioconcentration du DMBP, car on ne disposait que d'une étude sur la concentration et cette étude, dont les résultats étaient peu détaillés, portait sur une substance analogue (n° CAS 78-63-7). L'estimation du métabolisme du DMBP chez les poissons est aussi incertaine, comme le montre la gamme des valeurs des  $k_M$  et  $k_{\text{mét}}$ . Les limites d'incertitude ont cependant été utilisées pour déterminer le taux métabolique le plus fiable à appliquer à la correction du FBA prévu devant servir à formuler une conclusion sur le potentiel de bioaccumulation.

### **Conclusion**

À la lumière des renseignements présentés dans cette évaluation préalable, il est conclu que le DMBP 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 à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie. Il est aussi conclu que le DMBP répond au critère de la bioaccumulation mais non à celui de la persistance qui sont énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Il est donc conclu que le DMBP ne satisfait 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) Software V9.04 for 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 (ON) : Environnement Canada. Modèle élaboré par Stefan Niculescu. Disponible à : Environnement Canada, Division des substances existantes, Division des substances nouvelles, Ottawa, K1A 0H3.

Arkema. Products in Everyday Life. Consulté le 14 décembre 2006.  
[http://www.terrainsdentente.arkemagroup.com/telechargement/Arkema\\_products\\_va\\_fin al.pdf](http://www.terrainsdentente.arkemagroup.com/telechargement/Arkema_products_va_fin al.pdf)

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

Arnot, J.A., D. Mackay et M. Bonnell. 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, PA. 9 pages.

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

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

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.

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)*, L. C., 1999, chap. 33. partie #, art. #. *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 et Ministère de la Santé. 2006. *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*. *Gazette du Canada*. Partie I, vol. 140, no 49, p. 4109 à 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>

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.

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

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

Environnement Canada. 2007a. Données sur les substances du premier lot recueillies conformément à l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* et à l'*Avis concernant certaines substances identifiées dans le Défi*, publié le 9 décembre 2006 dans l'*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*. 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-2-butyne-1,4-diyl)bis[(1,1-dimethylethyl)peroxide] (DMBP), n° CAS 1068-27-5. Division des substances existantes, Environnement Canada, Gatineau (Qc). 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 (NY): Syracuse Research Corporation. [www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm](http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm)

Han, X., D.L. Nabb, R.T. Mingoia et C.-H. Yang. 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 (NY): 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 (États-Unis). [Révisé en février 2003; cite en juin 2008]. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>

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

[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. [www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm](http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm)

Milas, N.A. 1954. Acetylene peroxides. US 2670384 19540223 Patent language unavailable. CAN 49:16136 AN 1955:16136. 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 (NY): Syracuse Research Corporation. [www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm](http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm)

[NCI] National Chemical Inventories database. 2007. American Chemical Society, Chemical Abstracts Service. Consulté en avril 2007.

Nichols J.W., P.N. Fitzsimmons et L.P. Burkhard. 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, Japan [Database]. 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) (Consulté le 30 octobre 2006).

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

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2000. Guidance document on aquatic toxicity testing of difficult substances and mixtures. OECD Series on Testing and Assessment, numéro 23. ENV/JM/MONO(2000)6. Paris (France): Direction de l'environnement de l'OCDE. <http://fiordiliji.sourceoecd.org/vl=3752126/cl=53/nw=1/rpsv/ij/oecdjournals/1607310x/v1n5/s21/p1>

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2004. Emission Scenario Document on Plastics Additives [Internet]. Paris (FR): Direction de l'environnement de l'OCDE, Division Environnement, Santé et Sécurité. <http://oecd.org/ehs/>

[OPPSD] Organic Peroxide Producers Safety Division, The Society of the Plastics Industry. 2008. Submittal for the Environment Canada Industry Challenge Program: 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 pages.

[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. [Cité le (date, année)]. [www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm](http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm)

[SPIN] Substances in Preparations in Nordic Countries [Base de données sur Internet]. 2006. Copenhague (DK): Conseil des ministres des pays nordiques. [Cité en mars 2006]. <http://195.215.251.229/Dotnetnuke/Home/tabid/58/Default.aspx>

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.

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. .

US EPA (United States Environmental Protection Agency). 2002. Toxic Substances Control Act-Inventory Update Rule (TSCA-IUR). Information sur les volumes produits. Données inédites pour 1986, 1990, 1994, 1998 et 2002. Des précisions sur la disponibilité peuvent être obtenues auprès de la Division des substances existantes, Environnement Canada, Ottawa, K1A 0H3. 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 (NY): Syracuse Research Corporation. [www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm](http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm)