

**Évaluation préalable pour le Défi concernant**

**Bis(dithiophosphate) de zinc et de *O,O,O',  
O'*-tétrakis(1, 3-diméthylbutyle)**

**Numéro de registre du Chemical Abstracts Service  
2215-35-2**

**Environnement Canada  
Santé Canada**

**Juillet 2010**

## Sommaire

En application de 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 bis(dithiophosphate) de zinc et de *O,O,O',O'*-tétrakis(1,3-diméthylbutyle) [zinc BDBP], dont le numéro de registre du Chemical Abstracts Service est 2215-35-2. Une priorité élevée a été accordée à l'évaluation préalable de cette substance inscrite au Défi, car elle répond aux critères environnementaux de la catégorisation relatifs à la persistance, au potentiel de bioaccumulation et à la toxicité intrinsèque pour les organismes non humains et elle semble être commercialisée au Canada.

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

Le zinc BDBP est un dithiophosphate de dialkyle organométallique utilisé comme additif dans l'huile de lubrification au Canada et ailleurs dans le monde. Il est également utilisé comme antioxydant. Cette substance n'est pas produite de façon naturelle dans l'environnement. De 10 000 à 100 000 kg de zinc BDBP ont été importés au Canada en 2005 et de 100 000 à 1 000 000 kg l'ont été en 2006 pour les besoins de l'industrie pétrolière. Ces quantités indiquent que le zinc BDBP pourrait être rejeté dans l'environnement au Canada.

Les profils d'utilisation et certaines hypothèses permettent de croire que la plus grande partie de la substance est transformée pendant l'utilisation. D'après les estimations, de petites fractions sont rejetées dans l'eau (1,9 %) et sur les routes pavées ou non pavées (0,9 %). Le zinc BDBP présente une certaine solubilité dans l'eau, mais il n'est pas volatil. De plus, comme il est hydrophobe, il tend à se distribuer dans la phase particulaire et à passer dans les tissus adipeux (matières grasses) des organismes. C'est pourquoi le zinc BDBP est susceptible de se retrouver principalement dans les sédiments et le sol, ainsi que dans l'eau, mais en moins grande quantité. Il ne devrait pas être présent dans l'air de façon importante. De plus, on ne s'attend pas à ce qu'il soit transporté dans l'atmosphère sur de grandes distances.

D'après ses propriétés physiques et chimiques, le zinc BDBP devrait être persistant dans l'eau, le sol et les sédiments. De nouvelles prévisions en matière de bioaccumulation semblent indiquer que le potentiel de bioaccumulation de cette substance dans les tissus adipeux des organismes est faible. Elle répond donc aux critères de la persistance, mais ne répond pas à ceux de la bioaccumulation prévus dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*.

Aux fins de la présente évaluation préalable, un scénario d'exposition moyennement prudent par l'exploitation industrielle a été choisi selon lequel des rejets de zinc BDBP ont lieu dans le milieu aquatique. La concentration environnementale estimée (CEE) dans l'eau était d'un ordre de grandeur plus faible que la concentration estimée sans effet (CESE), calculée à partir de la distribution de la sensibilité des espèces (DSE) à l'aide de données provenant d'autres substances de la catégorie des dithiophosphates de dialkyle. De plus, les résultats d'un scénario de rejet par les consommateurs, qui vise à estimer l'exposition (les CEE) liée à des rejets dans les égouts au moyen d'hypothèses prudentes, indiquent que la CESE ne sera vraisemblablement pas dépassée. Par conséquent, les seuils d'exposition ne seront probablement pas supérieurs à la CESE en milieu aquatique dans les scénarios prudents envisagés, qu'il s'agisse des rejets par les consommateurs ou les industries, c'est-à-dire que les quotients de risque prudents sont presque toujours inférieurs à 1.

Selon les renseignements disponibles, il est conclu que le zinc BDBP ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif immédiat ou à long terme sur l'environnement ou sa diversité biologique qui met ou peut mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

Le risque d'exposition de la population générale au zinc BDBP présent dans les milieux naturels devrait être négligeable. Toutefois, un risque potentiel d'exposition par voie cutanée existe par l'entremise de l'additif d'huile à moteur, lequel est généralement utilisé dans le milieu de travail, mais qui peut également être utilisé directement par les consommateurs.

Les données toxicologiques pour le zinc BDBP sont limitées. Toutefois, les effets sur la santé associés à une exposition au zinc BDBP par voie cutanée chez les animaux de laboratoire comprennent une irritation de la peau, une perte de poids, un nombre de globules blancs accru et, à des doses plus élevées, des effets sur les testicules.

Les marges entre les estimations de la limite supérieure d'exposition par l'entremise des milieux naturels et des produits de consommation (additif dans l'huile à moteur) et les concentrations entraînant des effets chez les animaux de laboratoire sont considérées comme adéquates en matière de protection. On peut donc conclure que le zinc BDBP ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

D'après les renseignements disponibles, il est conclu que le bis(dithiophosphate) de zinc et de *O,O,O',O'*-tétrakis(1,3-diméthylbutyle) ne satisfait à aucun des critères de l'article 64 de la LCPE (1999).

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

## Introduction

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

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

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

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

On a jugé que le bis(dithiophosphate) de zinc et de O,O,O', O'-tétrakis(1, 3-diméthylbutyle) est une substance dont l'évaluation des risques pour l'environnement est hautement prioritaire, car cette substance a été jugée persistante, bioaccumulable et intrinsèquement toxique pour les organismes aquatiques et il semble qu'elle est commercialisée au Canada.

Le volet du Défi portant sur cette substance a été publié le 31 janvier 2009 dans la *Gazette du Canada* (Canada, 2009a). En même temps a été publié le profil de la substance qui présentait l'information technique (obtenue avant décembre 2005) sur laquelle a reposé sa catégorisation. Des renseignements sur le potentiel de bioaccumulation de la substance ont été communiqués en réponse au Défi.

Même si l'évaluation des risques que présente le bis(dithiophosphate) de zinc et de O,O,O', O'-tétrakis(1, 3-diméthylbutyle) pour l'environnement a été jugée hautement prioritaire, cette substance ne répond pas aux critères de la catégorisation pour le PFRE

ou le REI ni aux critères définissant un grave risque pour la santé humaine, compte tenu du classement attribué par d'autres organismes nationaux ou internationaux quant à sa cancérogénicité, à sa génotoxicité ou à sa toxicité sur le plan du développement ou de la reproduction. La présente évaluation est donc axée principalement sur les renseignements présentant de l'intérêt pour l'évaluation des risques touchant l'environnement.

Les évaluations préalables effectuées aux termes de la LCPE (1999) mettent l'accent sur les renseignements jugés essentiels pour déterminer si une substance répond aux critères de toxicité des substances chimiques au sens de l'article 64 de la Loi. Les évaluations préalables visent à examiner des renseignements scientifiques et à tirer des conclusions fondées sur la méthode du poids de la preuve et le principe de prudence.<sup>1</sup>

La présente évaluation préalable prend en considération les renseignements sur les propriétés chimiques, les dangers, les utilisations de la substance en question et l'exposition à celle-ci, y compris l'information supplémentaire fournie dans le cadre du Défi. Les données pertinentes pour l'évaluation préalable de cette substance sont tirées de publications originales, de rapports de synthèse et d'évaluation, de rapports de recherche de parties intéressées et d'autres documents consultés au cours de recherches documentaires menées récemment, jusqu'en juin 2009 (sections du document concernant les propriétés physiques et chimiques, l'exposition et les effets sur l'environnement). Les études les plus importantes ont fait l'objet d'une évaluation critique. Il est possible que les résultats de modélisation aient servi à formuler des conclusions.

Lorsqu'ils étaient disponibles et pertinents, les renseignements présentés dans l'évaluation des dangers provenant d'autres instances ont également été pris en compte. L'évaluation préalable n'est pas un examen exhaustif ou critique de toutes les données disponibles. Il s'agit plutôt d'un sommaire des renseignements essentiels qui appuient la conclusion proposée.

La présente évaluation préalable a été préparée par le personnel du Programme des substances existantes de Santé Canada et d'Environnement Canada et elle intègre les résultats d'autres programmes exécutés par ces ministères. Les parties de la présente évaluation préalable qui portent sur la santé humaine et l'écologie ont fait l'objet d'une étude consignée par des pairs ou d'une consultation de ces derniers. De plus, la version provisoire de la présente évaluation préalable a fait l'objet d'une consultation publique de 60 jours. Bien que des commentaires externes aient été pris en considération,

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

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

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

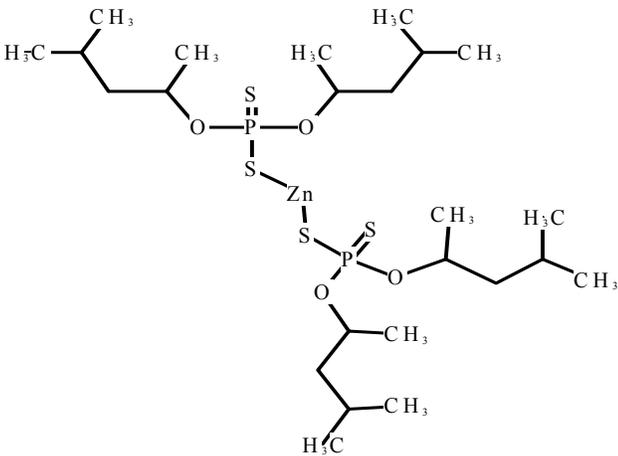
## Identité de la substance

### Nom de la substance

Aux fins du présent document, la substance est appelée « zinc BDBP », appellation tirée de son nom dans la Liste intérieure des substances (LIS) : bis(dithiophosphate) de zinc et de *O,O,O', O'*-tétrakis(1, 3-diméthylbutyle).

**Tableau 1. Identité de la substance – zinc BDBP**

<b>Numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS)</b>	<b>2215-35-2</b>
<b>Nom dans la LIS</b>	<b>Bis(dithiophosphate) de zinc et de <i>O,O,O', O'</i>-tétrakis(1, 3-diméthylbutyle)</b>
<b>Noms relevés dans les National Chemical Inventories (NCI)<sup>1</sup></b>	<i>Zinc, bis[O,O-bis(1,3-dimethylbutyl) phosphorodithioato-kS,kS']-, (T-4)-</i> (TSCA, PICCS, ASIA-PAC, NZIoC) <i>Zinc, bis[O,O-bis(1,3-dimethylbutyl) phosphorodithioato-S,S']-, (T-4)-</i> (ENCS) <i>zinc O,O,O',O'-tetrakis(1,3-dimethylbutyl) bis(phosphorodithioate)</i> (EINECS) <i>2-Pentanol, 4-methyl-, hydrogen phosphorodithioate, zinc salt</i> (AICS) <i>4-Methyl-2-pentanol hydrogen phosphorodithioate zinc salt</i> (ECL) <i>Zinc O,O-DI(1,3-dimethylbutyl) phosphorodithioate</i> (PICCS) <i>Znc,bis[O,O-bis(1,3-dimethylbutyl) phosphorodithioato-S,S']-, (T-4)-</i> (PICCS) <i>ZINC, BIS[O,O-BIS(1,3-DIMETHYLBUTYL)PHOSPHORODITHIOATO-S,S']-, (T-4)-</i> (PICCS)
<b>Autres noms</b>	<i>O,O-Bis(1,3-dimethylbutyl)dithiophosphate zinc salt;</i> <i>Phosphorodithioic acid, O,O-bis(1,3-dimethylbutyl) ester, zinc salt;</i> <i>Phosphorodithioic acid, O,O-bis(1,3-dimethylbutyl) ester, Zn salt;</i> <i>Zinc bis(1,3-dimethylbutyl) dithiophosphate;</i> <i>Zinc bis(1,3-dimethylbutyl)phosphorodithioate;</i> <i>Zinc O,O-bis(4-methyl-2-pentyl)phosphorodithioate</i>
<b>Groupe chimique (groupe de la LIS)</b>	Produits chimiques organométalliques définis
<b>Principale classe chimique ou utilisation</b>	Composés inorganiques contenant du zinc
<b>Principale sous-classe chimique</b>	dithiophosphates de dialkyle
<b>Formule chimique</b>	C <sub>24</sub> H <sub>54</sub> O <sub>4</sub> P <sub>2</sub> S <sub>4</sub> Zn

<p><b>Structure chimique</b></p>	
<p><b>SMILES<sup>2</sup></b></p>	<p><chem>CC(CC(C)OP(OC(CC(C)C)C)(S[Zn]SP(OC(C)CC(C)C)(OC(C)CC(C)C)=S)=S)C</chem></p>
<p><b>Masse moléculaire</b></p>	<p>662,3 g/mol</p>

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

<sup>2</sup> Simplified Molecular Input Line Entry System

## Propriétés physiques et chimiques

Un certain nombre de modèles ont été exécutés de nouveau pour la présente évaluation préalable en raison de (1) la disponibilité de renseignements à jour sur les propriétés physiques et chimiques et (2) de la définition d'une structure différente pour le zinc BDBP comparativement au profil de la substance publié précédemment. La structure utilisée dans le profil était incorrecte étant donné qu'une partie de la structure liée au zinc était manquante.

Le tableau 2 présente les propriétés physiques et chimiques (valeurs expérimentales et modélisées) du zinc BDBP qui se rapportent à son devenir dans l'environnement. Prenez note que cette substance devrait être persistante et ne devrait pas se transformer ni se dissocier dans l'eau (voir les sections sur le devenir et la persistance). Par conséquent, les propriétés physiques et chimiques de la substance s'appliquent à la molécule de base de la substance.

**Tableau 2. Propriétés physiques et chimiques du zinc BDBP**

Propriété	Type	Valeur <sup>1</sup>	Température (C°)	Référence
État physique	Expérimental	Liquide	~20	USEPA, 2008
Point de fusion (°C)	Expérimental	-16,00		Commission européenne, 2000d
Point d'ébullition (°C)	Modélisé	480	-	MPBPWIN, 2008
Masse volumique (kg/m <sup>3</sup> )	-	N/D <sup>2</sup>	-	-
Pression de vapeur (Pa)	Modélisé	1,17 x 10 <sup>-5</sup> (8,76 x 10 <sup>-8</sup> mm Hg)	25	MPBPWIN, 2008
Pression de vapeur (Pa)	Expérimental <sup>3</sup>	1,7 x 10 <sup>-4</sup> (1 x 10 <sup>-6</sup> mm Hg)	-	USEPA, 2008
Constante de la loi de Henry (Pa·m <sup>3</sup> /mol)	Modélisé	1,49 x 10 <sup>-2</sup> (1,47 x 10 <sup>-7</sup> atm·m <sup>3</sup> /mol)	25	HENRYWIN, 2008 (méthode d'estimation fondée sur les liaisons)

Log K <sub>oe</sub> (coefficient de partage octanol-eau) (sans dimension)	Modélisé	12,32	25	KOWWIN, 2008
Log K <sub>co</sub> (coefficient de partage carbone organique) (sans dimension)	Modélisé	6,55 à 7,56	25	PCKOCWIN, 2008
Solubilité dans l'eau (mg/L)	Modélisé (semi-expérimental)	3,05 x 10 <sup>-2</sup>	25	WATERNT, 2002
	Expérimental, basé sur des analogues I <sup>4</sup>	15,8	-	USEPA, 2008
	Expérimental, basé sur des analogues II <sup>5</sup>	1,1	-	USEPA, 2008

<sup>1</sup> Les valeurs et les unités entre parenthèses représentent les valeurs originales signalées par les auteurs ou estimées à l'aide des modèles.

<sup>2</sup> Non disponible.

<sup>3</sup> Basé sur la pression de vapeur de l'huile de graissage dans laquelle la substance est utilisée (USEPA, 2008).

<sup>4</sup> Basé sur une substance organométallique discrète analogue; phosphorodithioates mixtes d'O,O-bis(2-éthylhexyle) et d'isobutyle, sels de zinc – n° CAS 84605-29-8

<sup>5</sup> Basé sur une substance organométallique discrète analogue; phosphorodithioates mixtes d'O,O-bis(2-éthylhexyle), sels de zinc – n° CAS 84605-29-8

## Sources

Aucun renseignement indiquant que le zinc BDBP serait naturellement présent dans l'environnement n'a été relevé. Les données brutes recueillies dans le cadre du Défi n'indiquent pas de fabrication de zinc BDBP au Canada au cours de l'année civile 2006 (Environnement Canada, 2009a). Cependant, moins de quatre entreprises ont déclaré avoir importé une quantité totale d'entre 100 000 et 1 000 000 kg de la substance au pays (Environnement Canada, 2009a). Aucune activité de fabrication de zinc BDBP n'a été déclarée au Canada au cours de l'année civile 2005 (Canada, 2006b).

Les produits contenant du zinc BDBP peuvent entrer dans le pays même s'ils n'ont pas été recensés en tant que tels dans l'enquête menée en vertu de l'article 71, en raison de leur importation involontaire dans les articles manufacturés ou de leurs quantités inférieures au seuil de déclaration de 100 kg établi pour l'enquête.

Ailleurs, le zinc BDBP a été reconnu comme substance chimique produite en grande quantité par le Conseil international des associations chimiques (CIAC, 1999), dans les pays de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE, 2004) et aux États-Unis (catégorie « dithiophosphates de dialkyle et zinc ») (USEPA, 2008). Selon des renseignements obtenus de l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis (de 1986 à 2002) (USEPA, 2009), l'importation et la production de la substance aux États-Unis ont varié entre 454 et 4 545 tonnes en 1986, 1990, 1994 et 2002, et entre 4 545 et 22 727 tonnes en 1998. En Suède et au Danemark, la quantité totale de la substance utilisée de 1999 à 2005 était de 17 et 21 tonnes, respectivement, mais elle a chuté d'environ une tonne en 2006 et 2007 (SPIN, 2009).

Étant donné que le zinc BDBP est utilisé dans d'autres pays, il est probable qu'il entre sur le marché canadien comme composante de produits industriels ou de consommation. Les renseignements disponibles ne sont pas suffisants actuellement pour déterminer une estimation quantitative de l'importance de cette source potentielle.

## Utilisations

Des renseignements relatifs aux utilisations du zinc BDBP pour les années civiles 2005 et 2006 ont été recueillis en réponse aux avis publiés en application de l'article 71 de la LCPE (1999) (Canada, 2006b; 2009b). Des entreprises ont déclaré que leurs activités principales impliquaient le raffinage du pétrole, la fabrication de produits pétroliers (y compris le mélange et le compoundage d'huiles de graissage et de graisses dérivées de produits du pétrole raffinés, et le re-raffinage de produits utilisés) ainsi que la fabrication de produits chimiques divers.

Les activités industrielles susmentionnées, déclarées en réponse à l'avis publié en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999), sont répertoriées suivant les codes du Système de classification des industries de l'Amérique du Nord (SCIAN). Plus de 3 000 codes du

SCIANS ont été établis. Ces codes décrivent les secteurs et domaines d'activité des entreprises, mais non l'utilisation précise qu'elles font de la substance ou des produits qui la contiennent. Les codes SCIANS diffèrent des codes d'utilisation fonctionnelle employés au moment de l'inscription sur la LIS et correspondant à des applications ou à des usages précis de la substance ou des produits qui la contiennent.

Les renseignements sur l'utilisation du zinc BDBP reçus dans le cadre de l'avis indiquent que la substance pourrait être utilisée au Canada d'une manière dispersive.

### Utilisations potentielles au Canada

Des recherches dans les publications scientifiques et techniques ont permis d'obtenir l'information présentée ci-dessous sur des utilisations possibles du zinc BDBP.

Au Canada, le zinc BDBP est utilisé dans les emballages d'additifs de lubrifiants qui peuvent servir dans la fabrication des huiles finies comme l'huile à moteur (ACC, 2005; Environnement Canada, 2009a; Ford Motor Company, 2002, 2005). Selon la USEPA (2008), les dithiophosphates de dialcyle et de zinc servent plus couramment à formuler des produits finis tels que les huiles de graissage, y compris celles qui sont destinées à tous les types de carter de moteurs diesel ou automobiles, les huiles industrielles et les fluides hydrauliques. On les utilise aussi comme inhibiteurs pour réduire l'usure des moteurs et des pièces d'équipement hydrauliques ainsi que comme antioxydants. On les utilise aussi comme inhibiteurs pour réduire l'usure des moteurs et des pièces d'équipement hydraulique ainsi que comme antioxydants. Dans les pays nordiques, le zinc BDBP employé par l'industrie appartient aux catégories des lubrifiants et additifs et des huiles de base. Plus précisément, il est utilisé dans la fabrication, l'entretien et la réparation de véhicules automobiles, dont les motocyclettes, et dans la fabrication de carburant automobile (SPIN, 2009). Le zinc BDBP devrait être ajouté à l'huile pour moteurs comme additif à extrême-pression, mais pourrait aussi servir comme agent anticorrosion ou comme agent contre usure (Danish Environmental Protection Agency, 2005).

### Rejets dans l'environnement

Les réponses à un avis publié en application de l'article 71 de la LCPE (1999) n'ont indiqué aucun rejet de zinc BDBP dans l'environnement pendant l'année civile 2006 (Environnement Canada, 2009a). Le zinc BDBP n'est pas une substance déclarable dans l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP, 2008) ou le *Toxics Release Inventory* (TRI, 2007) des États-Unis; par conséquent, aucune donnée relative aux rejets n'était disponible à partir de ces sources.

Les pertes de la substance par différentes voies pendant son cycle de vie sont estimées à partir de données issues d'enquêtes réglementaires, des industries, ainsi qu'en fonction des données publiées par différents organismes. Les pertes sont regroupées en six types :

(1) déversements dans les eaux usées; (2) émissions atmosphériques; (3) pertes sur des surfaces pavées et non pavées; (4) transformation chimique; (5) élimination sur les sites d'enfouissement; et (6) élimination par incinération. Des pertes peuvent se produire à une ou plusieurs étapes du cycle de vie de la substance; celles-ci comprennent la fabrication, l'utilisation industrielle, l'utilisation commerciale et par les consommateurs, ainsi que l'élimination. Pour aider à estimer ces pertes, une feuille de calcul (outil de débit massique) a été utilisée; elle intègre toutes les données et hypothèses requises pour l'estimation (Environnement Canada, 2009c). À moins de disposer de données précises sur le taux ou le potentiel de rejet de cette substance provenant des sites d'enfouissement et des incinérateurs, l'outil de débit massique ne permet pas de quantifier les rejets dans l'environnement à partir des sites d'élimination des déchets.

Dans le contexte de l'estimation facilitée par l'outil de débit massique, les déversements dans les eaux usées concernent les déversements des eaux usées brutes non traitées, qu'il s'agisse du traitement des eaux usées industrielles sur place ou du traitement des eaux usées municipales hors site. De la même manière, les pertes par transformation chimique font référence aux modifications de l'identité de la substance qui ont lieu au cours des étapes de fabrication, d'utilisation industrielle ou d'utilisation commerciale et par les consommateurs, mais elles excluent celles qui ont lieu pendant les opérations de gestion des déchets telles que l'incinération et le traitement des eaux usées.

Les pertes estimées pour le zinc BDBP au cours de son cycle de vie sont présentées au tableau 3 (Environnement Canada, 2009c). La substance devrait être rejetée dans les eaux usées à 1,9 % de la quantité totale utilisée dans le commerce au Canada. En général, les eaux usées constituent une source courante de rejets dans l'eau par les installations de traitement des eaux usées, et dans le sol par l'épandage de biosolides. La plupart des pertes dans les eaux usées résulteraient de l'utilisation des consommateurs.

**Tableau 3. Estimation des pertes du zinc BDBP pendant son cycle de vie**

Type de perte	Proportion (%)	Étapes pertinentes du cycle de vie
Eaux usées	1,9	Utilisation industrielle et utilisation commerciale ou par les consommateurs
Émissions atmosphériques	0,0	-
Surfaces pavées ou non pavées	0,9	Utilisation commerciale et par les consommateurs
Transformation chimique	84,2	Utilisation commerciale et par les consommateurs
Sites d'enfouissement	1,1	Utilisation commerciale et par les consommateurs
Incinération	0,2	Utilisation commerciale et par les consommateurs
Recyclage	11,7	Utilisation industrielle et utilisation commerciale ou par les consommateurs

Le zinc BDBP devrait également être rejeté dans l'environnement par des voies autres que les eaux usées. On compte divers mécanismes de perte de la substance sur des surfaces pavées ou non pavées, comme des fuites et des déversements. La substance perdue sur des surfaces pavées ou non pavées peut être soufflée par le vent pour ensuite pénétrer dans le sol ou dans des égouts proches, entraînant ainsi des rejets dans l'eau et le sol. La quantité de la substance recueillie par les installations de recyclage peut être acheminée dans l'eau ou le sol, selon les caractéristiques opérationnelles de ces installations. La substance éliminée dans des sites d'enfouissement présente un faible risque d'infiltration dans les eaux souterraines.

Les pertes estimées pour le zinc BDBP indiquent que la substance présente un risque modéré de rejets dans l'environnement.

En outre, la substance est probablement présente dans des produits de consommation similaires qui sont importés au Canada. Bien que l'on ne possède actuellement pas assez de renseignements sur le volume total de zinc BDBP rejeté dans l'environnement ou confié à la gestion des déchets et des eaux usées provenant des sources précédemment citées, on prévoit que les proportions des pertes dans chaque milieu récepteur préoccupant ne seront pas très différentes.

En résumé, les rejets de zinc BDBP se produisent principalement durant l'utilisation de la substance par les consommateurs (fuites, déversements, élimination inadéquate) et, dans une moindre mesure, pendant la manipulation, le mélange et la reformulation industrielles.

## Devenir dans l'environnement

Le zinc BDBP ne devrait pas se dissocier dans l'eau étant donné (1) sa résistance à l'hydrolyse (voir la section sur la persistance ci-dessous), (2) le niveau de covalence relativement fort (81 %) du lien entre le zinc et le soufre, qui devrait entraîner une stabilité élevée, indiquant ainsi un potentiel négligeable de dissociation du zinc de la molécule (le pourcentage de covalence a été calculé à partir de la différence d'électronégativité entre le zinc et les atomes de soufre), et (3) le niveau de toxicité aquatique qui serait plus élevé en cas de preuve d'une libération de quantités importantes de zinc dissous<sup>2</sup>. Par conséquent, dans les plans d'eau ayant des pH pertinents du point de vue de l'environnement (entre 6 et 9), le zinc BDPD ne devrait pas se dissocier, ce qui indique qu'il y aura une exposition biotique au produit sous forme neutre. Cela indique également que le comportement de répartition prévu à l'aide des  $\log K_{oe}$ ,  $\log K_{oa}$  et  $\log K_{co}$  est approprié.

D'après les propriétés physiques et chimiques du zinc BDBP (tableau 2), les résultats de la modélisation de la fugacité de niveau III (tableau 4) semblent indiquer que cette substance devrait demeurer principalement dans le sol et les sédiments, selon le milieu dans lequel elle est rejetée.

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

Substance rejetée dans :	Pourcentage de la substance répartie dans chaque milieu			
	Air	Eau	Sol	Sédiments
l'air (100 %)	0,9	0,3	78,7	20,1
l'eau (100 %)	0,0	1,7	0,0	98,3
le sol (100 %)	0,0	0,0	99,9	0,1
l'eau (68 %); le sol (32 %); l'air (0 %) <sup>1</sup>	0,0	1,4	18,8	79,8

1: Il est estimé que 1,9 % de la quantité totale de la substance devrait atteindre les eaux usées, et 0,9 % devrait se perdre sur les surfaces pavées et non pavées pour finalement être rejetée dans le sol. Par conséquent, 68 % de la substance devrait atteindre les eaux usées, et 32 % devrait être rejetée dans le sol (la perte totale serait de 2,8 %, soit 1,9 % + 0,9 %; la perte totale dans l'eau serait de 1,9 % à 2,8 % = 68 % et la perte totale dans le sol serait de 0,9 % à 2,8 % = 32 %).

En cas de rejet dans l'air, une quantité négligeable du zinc BDBP demeurerait dans ce milieu (voir le tableau 4 ci-dessus). D'après les valeurs faibles de la pression de vapeur ( $1,17 \times 10^5$  Pa) et de la constante de la loi de Henry ( $1,49 \times 10^{-2}$  Pa·m<sup>3</sup>/mol), le zinc BDBP est non volatil. Par conséquent, si la substance n'est rejetée que dans l'air, elle n'aura pas tendance à demeurer dans ce milieu mais elle se répartira principalement dans le sol (~ 79 %) et, dans une moindre mesure, dans les sédiments (~ 20 %) (voir le tableau 4 ci-dessus).

<sup>2</sup> Par exemple, une substance analogue (CAS RN 4259-15-8) soit le Bis(dithiophosphate) de zinc et de bis[O,O-bis(2-ethylhexyle)], ne démontre aucun effet sur la truite arc-en-ciel à saturation ainsi qu'à un taux de chargement de 100 mg/L (US EPA, 2008).

Si la substance était rejetée dans l'eau, elle devrait fortement s'adsorber sur les matières en suspension et les sédiments étant donné les valeurs très élevées estimées du  $\log K_{oc}$  ( $\sim 7$ ). La volatilisation à partir de la surface de l'eau devrait être un processus peu important de son devenir d'après la constante estimée de la loi de Henry. Par conséquent, si l'eau était le milieu récepteur, la substance devrait surtout se répartir dans les sédiments (voir le tableau 4).

Si le zinc BDBP était rejeté dans le sol, son adsorption sur place devrait être élevée (la substance devrait être immobile dans ce milieu environnemental), d'après la valeur estimée du  $\log K_{oc}$ . La volatilisation à partir des surfaces de sol humides serait un processus peu important dans le devenir de ces substances d'après la constante estimée de la loi de Henry. La substance ne devrait pas se volatiliser à partir des surfaces de sol sèches d'après sa pression de vapeur. Par conséquent, si elle était libérée dans le sol, elle demeurerait totalement dans ce milieu, comme le montrent les résultats de la modélisation de la fugacité de niveau III (voir le tableau 4).

Comme il est expliqué dans la note de bas de page du tableau 4, selon un scénario plus réaliste, la substance se répartirait dans les sédiments (79,8 %), puis dans le sol (18,8 %) et l'eau (1,4 %).

## **Persistence et potentiel de bioaccumulation**

### **Persistence dans l'environnement**

Le tableau 5a présente les valeurs empiriques de la persistance qui ont été trouvées dans la catégorie de dithiophosphate dialcyle de zinc. Les phosphorodithioates mixtes d'O,O-bis(2-éthylhexyle) et d'isobutyle, sels de zinc constituent l'analogie la plus étroitement apparentée au zinc BDBP (USEPA, 2008). Cette substance a été choisie en fonction des plus petites différences dans le nombre de carbones dans les quatre chaînes et aussi parce qu'elle possède la masse moléculaire la plus proche. Une substance de la même catégorie mais moins pertinente, à savoir le bis(dithiophosphate) de zinc et de bis[bis(dodécylphényle)] (n° CAS 54261-67-5), a également été étudiée. Les études sur la biodégradation rapide (essai de Sturm modifié, OCDE 301B) pour les deux substances montrent une biodégradation relativement lente (4,2 à 5,9 %) des substances sur 28 jours (tableau 5a). Les valeurs sont basées sur l'évolution du dioxyde de carbone. Les essais indiquent que la demi-vie dans l'eau devrait être supérieure à 182 jours (6 mois) et, en conséquence, les substances sont considérées comme persistantes dans ce milieu.

**Tableau 5a. Données empiriques déduites à partir d'analogues sur la dégradation du zinc BDBP**

N° CAS	Moyenne	Processus du devenir	Valeur de la biodégradation pour les analogues (%)	Référence
84605-29-8	Eau	Biodégradation	5,9	USEPA, 2008
54261-67-5	Eau	Biodégradation	4,2-5,9	

Étant donné que les données expérimentales disponibles sur la dégradation du zinc BDBP sont peu nombreuses, une méthode du poids de la preuve reposant sur des relations quantitatives structure-activité (RQSA) (Environnement Canada, 2007) a aussi été utilisée à l'aide des modèles de dégradation présentés au tableau 5b ci-dessous. Les modèles BIOWIN ainsi que d'autres modèles ont été utilisés pour estimer la persistance de la substance dans l'eau, et ces prévisions ont été extrapolées dans le sol et les sédiments, où la substance devrait principalement se répartir lorsque rejetée dans l'environnement. Le zinc BDBP contient des groupements fonctionnels (esters dithiophosphates) qui devraient subir une hydrolyse très lente.

Le tableau 5 résume les résultats des modèles de prédiction RQSA disponibles sur la biodégradation dans l'air et dans l'eau.

**Tableau 5b. Données modélisées sur la dégradation du zinc BDBP**

Processus du devenir	Modèle et base du modèle	Résultat et prévision du modèle	Demi-vie extrapolée (jours ou heures)
<b>AIR</b>			
Oxydation atmosphérique	AOPWIN, 2000	$t_{1/2} = 0,034$ jour	< 2
Réaction avec l'ozone	AOPWIN, 2000	s.o. <sup>1</sup>	s.o.
<b>EAU</b>			
Hydrolyse	HYDROWIN, 2000	s.o. <sup>1</sup>	s.o.
Biodégradation (aérobie)	BIOWIN, 2000 Sous-modèle 3 : enquête d'expert (biodégradation ultime)	1,74 <sup>2</sup> « ne se biodégrade pas rapidement »	> 182 <sup>4</sup>
Biodégradation (aérobie)	BIOWIN, 2000 Sous-modèle 4 : enquête d'expert (biodégradation primaire)	2,90 <sup>2</sup> « ne se biodégrade pas rapidement »	< 182 <sup>4</sup>
Biodégradation (aérobie)	BIOWIN, 2000 Sous-modèle 5 : MITI probabilité linéaire	-1,45 <sup>3</sup> « ne se biodégrade pas rapidement »	> 182 <sup>4</sup>
Biodégradation (aérobie)	BIOWIN, 2000 Sous-modèle 6 : MITI, probabilité non linéaire	0,00 <sup>3</sup> « ne se biodégrade pas rapidement »	> 182 <sup>4</sup>
Biodégradation (aérobie)	TOPKAT, 2004 Probabilité	s.o. <sup>1</sup>	s.o.
Biodégradation (aérobie)	Modèle canadien de POP (CPOP) % DBO (demande biochimique en oxygène)	% DBO = 2,7 « se biodégrade très lentement »	> 182 <sup>4</sup>

<sup>1</sup> Le modèle ne précise pas d'estimation pour ce type de structure.

<sup>2</sup> Le résultat s'exprime par une valeur numérique de 0 à 5.

<sup>3</sup> Le résultat s'exprime par un taux de probabilité.

<sup>4</sup> Les prévisions en matière de demi-vie pour les modèles BIOWIN et CPOP sont déterminées en fonction d'Environnement Canada, 2009b.

Dans l'air, la demi-vie prévue par oxydation atmosphérique de 0,034 jour (voir le tableau 5b) indique que le zinc BDBP devrait s'oxyder rapidement. Cette substance ne devrait pas réagir (ou réagir de façon appréciable) avec d'autres espèces photo-oxydantes dans l'atmosphère, notamment O<sub>3</sub>, et elle ne devrait pas se dégrader par photolyse directe. Des réactions avec des radicaux hydroxyles devraient donc constituer le plus important processus régissant son devenir dans l'atmosphère. Sa demi-vie de 0,034 jour sous l'effet des réactions avec des radicaux hydroxyles permet de conclure que le zinc BDBP n'est pas persistant dans l'air.

Les cinq modèles de biodégradation portent à croire que la biodégradation n'est pas rapide et que la demi-vie dans l'eau serait égale ou supérieure à 182 jours (Environnement Canada, 2009b). Les modèles tiennent principalement compte de la biodégradation et de la dégradation ultime. Les prévisions issues du modèle canadien de POP sont jugées plus fiables que celles issues du modèle BIOWIN en raison de la couverture légèrement

meilleure et plus large de l'ensemble d'étalonnage du modèle. Les prévisions du modèle canadien de POP indiquent un rythme de biodégradation très lent. Le zinc BDBP a également deux caractéristiques structurales associées à des substances chimiques qui ne se biodégradent pas facilement, tel qu'il est précisé dans Environnement Canada (2009b) : (1) groupes isopropyles terminaux liés à une substance chimique non cyclique, et (2) structure fortement ramifiée. Ainsi, compte tenu des résultats des modèles, des données empiriques pour l'analogie le plus étroitement apparenté, et des caractéristiques structurales, il y a des preuves tangibles indiquant que la demi-vie de la biodégradation ultime du zinc BDBP est supérieure à 182 jours dans l'eau. En outre, la USEPA étudie toutes les substances du groupe des dithiophosphates de dialkyle, y compris le zinc BDBP, sous la catégorie « P3 » (p. ex. niveau de persistance élevé) dans le cadre de sa caractérisation préalable des dangers (USEPA, 2008; Registre fédéral, 1999).

D'après un ratio d'extrapolation de 1:1:4 pour une demi-vie de biodégradation dans l'eau, le sol et les sédiments (Boethling *et al.*, 1995), la demi-vie de dégradation ultime dans le sol est aussi supérieure à 182 jours et la demi-vie dans les sédiments est supérieure à 365 jours. Cela indique que le zinc BDBP ne devrait pas être persistant dans le sol et les sédiments.

De plus, le potentiel de transport à grande distance (PTGD) de la substance à partir de son point de rejet dans l'air est estimé négligeable si l'on se fonde sur sa très faible répartition dans l'air et sa faible persistance dans ce milieu.

D'après les données empiriques et modélisées (voir les tableaux 5a et 5b), le zinc BDBP répond aux critères de la persistance dans l'eau, le sol et les sédiments (demi-vies dans le sol et l'eau  $\geq 182$  jours et demi-vie dans les sédiments  $\geq 365$  jours) énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000), mais non à ceux de la persistance dans l'air (demi-vie  $\geq 2$  jours) en vertu de ce règlement.

### **Potentiel de bioaccumulation**

Faute de données expérimentales disponibles sur les facteurs de bioaccumulation (FBA) et de bioconcentration (FBC) du zinc BDBP, une méthode prédictive a été appliquée au moyen des modèles de FBA et de FBC disponibles, comme l'indique le tableau 6 ci-dessous. Selon le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000), une substance est bioaccumulable si ses facteurs de bioaccumulation et de bioconcentration sont supérieurs ou égaux à 5 000. Toutefois, le calcul des facteurs de bioaccumulation est la mesure préconisée pour évaluer le potentiel de bioaccumulation des substances. En effet, le facteur de bioconcentration ne prend pas en compte de manière adéquate le potentiel de bioaccumulation des substances par l'alimentation, lequel est un facteur majeur pour les substances dont le  $\log K_{oe} > \sim 4,0$  (Arnot et Gobas, 2003). La modélisation cinétique du bilan massique devrait en principe constituer la méthode de prévision la plus fiable pour déterminer le potentiel de bioaccumulation, car elle permet une correction du métabolisme sur les paramètres ADME (absorption, distribution, métabolisme et élimination) dans la mesure où le  $\log K_{oe}$  de la substance se trouve dans le domaine du  $\log K_{oe}$  du modèle. Malheureusement, les résultats du modèle

Arnot et Gobas n'ont pu être utilisés dans la présente évaluation étant donné que peu des produits chimiques utilisés dans son étalonnage comportent des log  $K_{oe}$  supérieurs à 9. La valeur empirique du log  $K_{oe}$  pour le zinc BDBP est probablement supérieure à 9 étant donné que le log  $K_{oe}$  modélisé est de 12,32 (voir le tableau 2 ci-dessus). Cela porte à croire que ce produit chimique présente un faible potentiel de bioaccumulation dans l'environnement en raison d'une forte adsorption par les matières organiques et une très faible hydrosolubilité résultant d'un poids moléculaire élevé, y compris de nombreux carbones. Ces facteurs favorisent une faible biodisponibilité dans l'eau.

**Tableau 6. Données modélisées sur la bioaccumulation du zinc BDBP**

Organisme d'essai	Paramètre	Valeur (poids humide En L/kg)	Référence
Poisson	FBC	14,5 L/kg	OASIS Forecast, 2005
Poisson	FBC	7,6 L/kg	
Poisson	FBC	32,8 L/kg	BCFWIN, 2000

Les valeurs modélisées d'OASIS et de BCFWIN indiquées au tableau 6 sont jugées suffisamment fiables, car certains produits chimiques d'une structure comparable sont compris dans les ensembles d'étalonnage. Les faibles valeurs (7,6-32,8 L/Kg) provenant de ces modèles indiquent qu'il est probable qu'il y ait une faible biodisponibilité pour les organismes aquatiques et une faible accumulation d'origine alimentaire.

Les preuves disponibles indiquent que le zinc BDBP devrait présenter un faible potentiel de bioaccumulation en raison de ses propriétés physiques et chimiques. Cette conclusion concorde avec celle de l'EPA des États-Unis qui considère toutes les substances du groupe des dithiophosphates de dialkyle, y compris le zinc BDBP, sous la catégorie « B1 » (p. ex. faible potentiel de bioaccumulation) dans le cadre de sa caractérisation préalable des dangers (USEPA, 2008; Registre fédéral, 1999).

Par conséquent, en considérant les données disponibles, le zinc BDBP ne répond pas aux critères de bioaccumulation (FBC ou FBA  $\geq 5\ 000$ ) du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

## Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

### Évaluation des effets sur l'environnement

#### A – Dans le milieu aquatique

Des données expérimentales et modélisées indiquent que le zinc BDBP a des effets nocifs sur les organismes aquatiques à des concentrations relativement faibles.

L'Environmental Protection Agency des États-Unis a demandé que des données empiriques sur la catégorie « dithiophosphate dialkyle et de zinc » (y compris le zinc

BDBP) soient générées de sorte à effectuer une évaluation préalable des niveaux de risque pour cette catégorie de produit chimique afin d'appuyer l'établissement de priorités axées sur le risque pour les substances chimiques produites en grande quantité (HPV) (USEPA, 2008). La Commission européenne a procédé à un exercice similaire dans le cadre duquel l'industrie a soumis des données qui ont été compilées sous forme de fichiers IUCLID, conformément aux règlements suivants sur l'évaluation et le contrôle des risques présentés par les substances existantes dans l'Union européenne (Commission européenne, 2000a; 2000b; 2000c; 2000d; 2000e). Sept substances de la catégorie « dithiophosphate dialkyle et de zinc » ont des fichiers IUCLID, y compris le zinc BDBP. L'information sur la toxicité aquatique issue de ces deux sources a été compilée par Environnement Canada, et la distribution de la sensibilité des espèces (DSE) a été ensuite générée avec les ensembles de données (voir la figure 1 ci-après). Le but est d'utiliser le 5<sup>e</sup> centile de la DSE au titre de la valeur de toxicité critique (VTC). La valeur de toxicité aquatique la plus basse a été déterminée pour chacune des huit espèces comprises dans l'ensemble de données (voir le tableau 7 ci-après). Le groupe comprenait deux espèces marines invertébrées (*Crassostrea virginica* et *Mysidopsis bahia*). Ces deux espèces ont été incluses dans la DSE en raison du nombre limité d'espèces. L'hypothèse avancée est que la DSE reflète les substances du groupe des dithiophosphates de dialkyle et de zinc les plus toxiques, qui constituent une chaîne plus courte à faible masse moléculaire. Le logiciel SSD master v2.0 (SSD Master, 2008) a été utilisé afin de tracer la distribution de la sensibilité des espèces. Plusieurs fonctions cumulative de distributions (normale, logistique, Gompertz, Weibull et Fisher-Tippett) ont été ajustées avec les données à l'aide de méthode de régression. L'ajustement de la distribution a été analysé à l'aide de techniques statistiques et graphiques. La meilleure distribution a été sélectionnée sur considération du meilleur ajustement ainsi que sur la faisabilité du modèle. Les assumptions apportées par les modèles ont été vérifiées graphiquement ainsi que statistiquement. La distribution normale représentait le meilleur modèle (Test statistique d'Anderson-Darling ( $A^2$ ) = 0,316) et le cinquième centile du graphique de la distribution de sensibilité des espèces a été établi à 0,017 mg/L avec une limite de confiance inférieure et supérieure de 0,05 et 0,057 mg/L, respectivement (Figure 1). Cette valeur a été sélectionnée comme la VTC à court terme. Étant donné qu'aucune donnée sur la toxicité chronique n'a été trouvée dans l'ensemble de données, une DSE à long terme n'a pu être établie. Par conséquent, un facteur d'application de 10 a été utilisé pour convertir la VTC à court terme en une CESE (chronique) à long terme. La valeur calculée de cette dernière est de 0,017 mg/L.

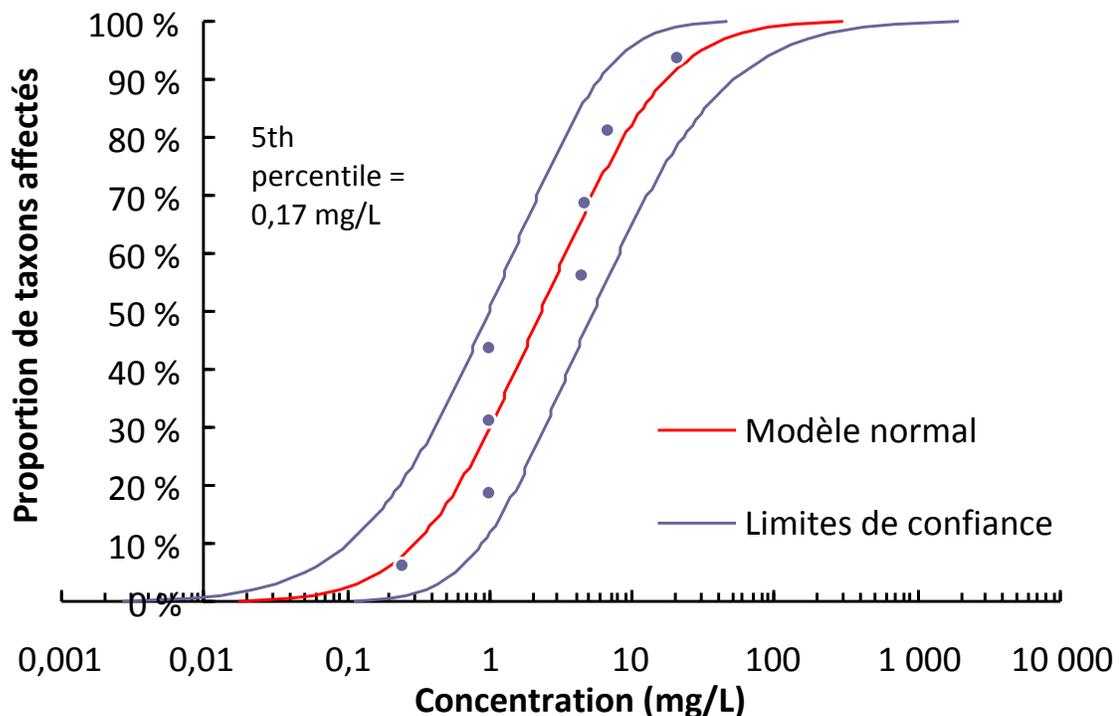
Des sommaires de rigueur d'études (SRE) n'ont pu être générés pour évaluer la fiabilité des études en raison du manque d'information dans les sources IUCLID. Cependant, un RSE a été créé pour la plus faible valeur de l'analogie le plus étroitement apparenté au zinc BDBP (n° CAS 84605-29-8) (USEPA, 2008). La  $LL_{50}$  (taux de charge causant probablement 50 % de mortalité) pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) était de 4,5 mg/L (voir RSS à l'annexe 1). La fiabilité de l'étude était satisfaisante. Un facteur d'application (FA) de 100 a été appliqué à la  $LL_{50}$  afin de tenir compte de la variabilité inter et intraspécifique de la sensibilité et d'estimer la concentration sans effet à long terme à partir d'une  $CL_{50}$  à court terme. L'application du FA à la  $LL_{50}$  donne une CESE de 0,045 mg/L. On a préféré utiliser la CESE calculée à partir de la DSE (0,017 mg/L) au lieu de la valeur déterministe unique dérivée de l'étude impliquant le taux de charge des

analogues, car la CESE est plus susceptible d'inclure la variabilité naturelle des réponses aux substances du groupe des dithiophosphates de dialkyle. La valeur de la DSE de 0,017 mg/L est également inférieure à la solubilité dans l'eau prédite du zinc BDBP ainsi qu'à la solubilité expérimentale dans l'eau de ses analogues.

**Tableau 7. Données empiriques sur la toxicité aquatique des substances du groupe des dithiophosphates de dialkyle utilisées dans la DSE**

Organisme d'essai	Substance	Type d'essai	Paramètre	Valeur (mg/L)	Référence
<i>Crassostrea virginica</i> ( <i>Eastern oyster-invertebrate</i> )	dithiophosphate dialkyle et de zinc (C8)	Toxicité aiguë (96 heures)	CE <sub>50</sub> <sup>1</sup> (croissance)	0,25	Commission européenne (2000a)
<i>Daphnia magna</i> ( <i>cladocère-invertébré</i> )	inconnue	Toxicité aiguë (48 heures)	CE <sub>50</sub> (immobilisation)	1	IUCLID (2000b)
<i>Pimephales promelas</i> ( <i>Tête-de-boule-poisson</i> )	inconnue	Toxicité aiguë (96 heures)	CL <sub>50</sub> <sup>2</sup>	1	IUCLID (2000c)
<i>Selenastrum subcapitata</i> ( <i>algues vertes</i> )	dithiophosphate dialkyle et de zinc (C8)	Toxicité aiguë (96 heures)	CE <sub>50</sub>	1	IUCLID (2000d)
<i>Oncorhynchus mykiss</i> ( <i>Truite arc-en-ciel-poisson</i> )	n° CAS 84605-29-8	Toxicité aiguë (96 heures)	LL <sub>50</sub> <sup>3</sup>	4,5	USEPA (2008)
<i>Cyprionodon variegatus</i> ( <i>Mené tête-de-mouton-poisson</i> )	phosphorodithioates mixtes d'O,O-diester avec alcools en C4 et C5, sels de zinc; CAS non précisé	Toxicité aiguë (96 heures)	CL <sub>50</sub>	4,6	IUCLID (2000a)
<i>Mysidopsis bahia</i> ( <i>Mysis effilée-invertébré</i> )	n° CAS 4259-15-8	Toxicité aiguë (96 heures)	CL <sub>50</sub>	6,9	IUCLID (2000e)
<i>Scenedesmus subspicatus</i> ( <i>algues</i> )	n° CAS 84605-29-8	Toxicité aiguë (72 heures)	CE <sub>50</sub> (croissance)	21	USEPA (2008)

<sup>1</sup> CE<sub>50</sub> – Concentration d'une substance qu'on estime susceptible de causer un effet chez 50 % des organismes d'essai.<sup>2</sup> CL<sub>50</sub> – Concentration d'une substance qu'on estime létale pour 50 % des organismes d'essai.<sup>3</sup> LL<sub>50</sub> – Taux de charge d'une substance qu'on estime létale pour 50 % des organismes d'essai. Il ne s'agit pas de la concentration dans l'eau. Elle est similaire à la CL<sub>50</sub> où seules les concentrations nominales auraient été signalées.



**Figure 1. Distribution de la sensibilité des espèces pour la toxicité aiguë des substances de la catégorie « dithiophosphate de dialcyle et de zinc »**

## B – Dans d'autres milieux naturels

On n'a trouvé aucune étude concernant les effets du zinc BDBP sur l'environnement dans d'autres milieux que l'eau. Les concentrations avec effets de cette substance n'ont pas été estimées dans le sol ou dans les sédiments.

## Évaluation de l'exposition de l'environnement

On n'a trouvé aucune donnée relative aux concentrations de cette substance dans l'eau au Canada; par conséquent, on a estimé les concentrations dans l'environnement à partir des données disponibles, notamment les quantités déclarées de la substance, les estimations des taux de rejet, ainsi que les renseignements liés à la taille potentielle des eaux réceptrices.

## Rejets industriels

Étant donné que le zinc BDBP est utilisé dans un cadre industriel et qu'on prévoit des rejets de cette substance dans l'eau, un scénario prudent de rejets industriels est utilisé pour estimer la concentration de la substance dans l'eau (Environnement Canada, 2009d).

Le scénario est prudent, à savoir qu'il suppose que limite supérieure de la gamme de quantité de la substance sujettes aux rejets industriels (10 000 à 100 000 kg) est utilisée par une seule installation industrielle sur un petit site hypothétique. Les pertes dans les égouts sont de l'ordre de 0,31 % de la quantité totale résultant principalement de la manipulation et du mélange des conteneurs. Le scénario présume également que les rejets se produisent 250 jours par an, habituellement pour les petites et moyennes installations, et qu'ils sont envoyés dans une usine de traitement des eaux usées avec un taux d'élimination de 57,3 % pour la substance, d'après le modèle AS Treat 1.0 (Environnement Canada, 2009d). Au Canada, les eaux réceptrices sur un site aussi petit ont normalement une capacité de dilution de dix fois pour les effluents de l'usine de traitement des eaux usées, ce qui équivaut à 3 456 m<sup>3</sup>/jour. D'après les hypothèses ci-dessus, une concentration en milieu aquatique de 0,0153 mg/L est calculée pour un petit emplacement générique (Environnement Canada, 2009e).

### **Rejets par les consommateurs**

Puisque l'on trouve du zinc BDBP dans les produits de consommation et qu'on a signalé des rejets de cette substance dans l'eau, Mega Flush, outil d'Environnement Canada qui sert à estimer les rejets à l'égout issus d'utilisations par les consommateurs, a été utilisé pour estimer la concentration possible de la substance dans différents cours d'eau récepteurs d'effluents issus des usines de traitement des eaux usées du Canada dans lesquelles ont été rejetés par les consommateurs des produits contenant cette substance (Environnement Canada, 2009f). Cet outil est conçu de manière à fournir des estimations sur la base d'hypothèses prudentes en ce qui concerne la quantité de produit chimique utilisé et rejeté par les consommateurs.

Par défaut, nous supposons de façon prudente des taux d'élimination primaire et secondaire des usines de traitement des eaux usées de 0 %. Les pertes découlant de l'utilisation sont supposés être de l'ordre de 2,5 %, une utilisation par les consommateurs de la substance supérieure à 365 jours/an, et le taux d'écoulement à tous les emplacements comme faible – c.-à-d., égale au dixième centile des débits annuels. Ces estimations sont réalisées pour 1 000 sites de rejet environ dans tout le Canada, prenant donc en compte les usines de traitement des eaux usées les plus importantes du pays.

L'équation et les paramètres d'entrée utilisés pour calculer la CEE du zinc BDBP dans les cours d'eau récepteurs sont décrits dans Environnement Canada (2009g). Dans le scénario qui a été retenu, on a présumé que les consommateurs utilisaient au total 1 000 000 kg de zinc BDBP par an, ce qui constitue le pire scénario puisque cette quantité représente la plus grande quantité importable dans la fourchette des quantités déclarées. En outre, la proportion de la masse totale perdue dans les égouts a été définie à 2,5 % d'après l'outil de débit massique, qui a estimé des rejets potentiels de la substance dans le sol et les égouts au cours de son cycle de vie (fuites, déversements, élimination inadéquate). Les valeurs par défaut ont été utilisées pour d'autres paramètres.

Selon ce scénario, l'outil a calculé que la CEE dans les cours d'eau récepteurs variait de 0,00098 à 0,038 mg/L.

### **Caractérisation des risques pour l'environnement**

La démarche suivie dans cette évaluation écologique préalable consistait à examiner les divers renseignements à l'appui et à tirer des conclusions suivant la méthode du poids de la preuve et le principe de prudence requis par la LCPE (1999). Les éléments de preuve pris en compte comprennent les résultats d'un calcul du quotient de risque prudent ainsi que des renseignements sur la persistance, la bioaccumulation, la toxicité inhérente, les sources et le devenir de la substance et de ses analogues dans l'environnement.

Le zinc BDBP devrait être persistant dans l'eau, le sol et les sédiments, et avoir un faible potentiel de bioaccumulation. Le grand volume d'importation de cette substance au Canada, ainsi que les renseignements sur ses utilisations, indiquent un risque modéré de rejets dans l'environnement canadien. Une fois rejetée dans l'environnement, cette substance se trouverait surtout dans le sol et les sédiments. Il a été démontré qu'elle présentait un potentiel faible à modéré de toxicité pour les organismes aquatiques.

Une analyse du quotient de risque, intégrant des estimations prudentes de l'exposition aux renseignements liés à la substance, a été réalisée pour le milieu aquatique, afin de déterminer si la substance pourrait avoir des effets nocifs sur l'environnement au Canada. Le scénario industriel prudent décrit précédemment (tenant compte de la quantité totale de la substance dans la fourchette des quantités déclarées) utilisée par une seule installation industrielle, a donné une concentration environnementale estimée de 0,0153 mg/L (Environnement Canada, 2009e). Une concentration estimée sans effet (CESE) chronique à long terme a été déterminée à partir de la valeur du cinquième centile de la DSE à court terme (0,17 mg/L), et en divisant cette valeur par un facteur de 10 afin d'estimer la concentration sans effet à long terme à partir du cinquième centile de la DSE à court terme, donnant ainsi une valeur de 0,017 mg/L. Le quotient de risque (CEE/CESE) qui en résulte se chiffre à 0,9. Compte tenu de la prudence de la CEE et de la CESE, ce résultat indique qu'il est peu probable que du tort soit causé aux organismes aquatiques pélagiques. En utilisant une approche similaire CEE/CESE, le scénario de rejet par les consommateurs a prédit que les valeurs prudentes de CEE pour le zinc BDBP ne dépassent pas la CESE dans la plupart des cours d'eau récepteurs d'eaux usées dans tout le Canada en période d'étiage (10<sup>e</sup> centile) (Environnement Canada, 2009g) et en supposant aucune élimination par les usines de traitement des eaux usées. Le rapport CEE/CESE le plus élevé était de 2,2.

Comme il a été mentionné précédemment, lorsque le zinc BDBP est rejeté dans un plan d'eau, il se répartit dans les matières particulaires en suspension et les sédiments benthiques, où les organismes vivant dans les sédiments seront exposés à la substance. Étant donné qu'on ne dispose d'aucune donnée de surveillance environnementale ou de toxicité propre aux organismes vivant dans les sédiments, un quotient de risque basé sur l'exposition dans l'eau interstitielle des sédiments peut être calculé en fonction des valeurs

de la CEE et de la CESE du milieu aquatique présentées ci-dessus et utilisées pour la caractérisation des risques liés aux sédiments. Dans le calcul, les sédiments benthiques et leur eau interstitielle sont censés être en équilibre avec l'eau sus-jacente, et les organismes benthiques et pélagiques sont censés montrer des sensibilités similaires à la substance. Par conséquent, la CEE et la CESE pour l'eau interstitielle des sédiments sont jugées identiques pour le milieu aquatique. Cette approche d'équilibre donnera donc lieu à des quotients de risque pour le milieu sédimentaire qui seront identiques à ceux du milieu aquatique (p. ex. presque tous les quotients seront inférieurs à 1).

Ces renseignements indiquent que le zinc BDBP n'a pas le potentiel de causer des effets écologiques nocifs au Canada.

### **Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement**

Bien que l'on ne possède aucun renseignement sur la quantité totale des importations de produits de consommation renfermant du zinc BDBP, on prévoit que les volumes de rejets dans les divers milieux naturels ne différeront pas énormément des quantités. C'est parce qu'on a supposé une valeur de limite supérieure de 1 000 000 kg pour représenter la masse dans le commerce canadien pour les calculs du scénario de rejets par les consommateurs. On reconnaît également que les rejets potentiels à partir de sites d'élimination des déchets sont possibles et qu'ils contribueraient à une concentration générale dans l'environnement. Néanmoins, les renseignements disponibles ne sont pas suffisants actuellement pour déterminer une estimation quantitative de ces rejets.

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

La distribution de la sensibilité des espèces présentée dans la présente évaluation préalable ne répond pas aux exigences d'une ligne directrice de type A (CCME, 2007), mais elle a été utilisée puisque la CESE dérivée de cette dernière est inférieure à la CESE basée sur la plus faible valeur acceptable et constitue donc un scénario plus prudent fondé sur l'ensemble du groupe des dithiophosphates de dialkyle.

Enfin, il existe des incertitudes quant à la conclusion (excluant une évaluation fondée sur les groupes caractéristiques) selon laquelle les substances individuelles peuvent contribuer aux rejets totaux de zinc biodisponible dans l'environnement. À titre de conclusion de cette évaluation, il a donc été établi que le zinc BDBP ne se dissocie pas de façon significative dans l'environnement et qu'il présente un faible potentiel d'effets écologiques nocifs au Canada, ce qui n'exclut pas l'inclusion de cette substance dans la future évaluation fondée sur les groupes caractéristiques des composés contenant du zinc.

## Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

### Évaluation de l'exposition

#### *Milieu naturel*

Aucune donnée n'a été déterminée pour le zinc BDBP dans les milieux naturels, quel que soit l'endroit. Faute de données sur les rejets issues d'inventaires accessibles au public et étant donné que dans les réponses à un avis publié en application de l'article 71 de la LCPE (1999), aucun rejet n'a été déclaré, à titre d'approche prudente, les concentrations environnementales ont été estimées à l'aide des pourcentages des pertes prévus par l'outil de débit massique par Environnement Canada (voir le tableau 3) (Environnement Canada, 2009c). Ces pourcentages représentent les pertes d'une substance à différents stades de son cycle de vie et ils ont été appliqués à la quantité totale de zinc BDBP commercialisée au Canada en 2006.

La quantité totale commercialisée a été prudemment estimée à une quantité maximale de la fourchette des quantités importées en 2006, notamment 1 000 000 kg (Environnement Canada, 2009a). Les quantités des pertes sont estimées dans les proportions suivantes : 19 000 kg dans l'eau par les eaux usées, 11 000 kg dans le sol par lixiviation des sites d'enfouissement et 9 000 kg sur les surfaces pavées et non pavées. Les quantités de ces pertes dans l'eau et le sol sont considérées comme des surestimations, comme l'explique la section Rejets dans l'environnement.

Les pertes estimées ont été utilisées dans ChemCAN, un modèle d'exposition environnementale propre au Canada, afin d'estimer les concentrations dans différents milieux naturels (ChemCAN, 2003). Les concentrations prévues sont indiquées à l'annexe II. Ce modèle diffère des modèles aux sources ponctuelles utilisés dans la section de l'évaluation écologique du document, dans le sens où il s'agit d'un modèle régional de fugacité de niveau III en champ lointain qui est utilisé pour estimer les concentrations moyennes dans différents milieux, dans le but d'informer les estimations relatives à l'exposition humaine. Les concentrations environnementales estimées ont été utilisées comme substituts pour les données mesurées afin d'obtenir les estimations de l'absorption. La concentration estimative dans l'air ambiant a été utilisée comme substitut pour les données relatives à l'air intérieur. De plus, la concentration estimative dans l'eau de surface a été utilisée comme substitut pour l'eau potable. L'absorption estimée pour chaque milieu ainsi que l'absorption totale pour chaque groupe sont présentées à l'annexe III. L'absorption maximale totale estimée était de l'ordre de grandeur de  $10^{-3}$  µg/kg p.c., ce qui indique que l'exposition environnementale est considérée négligeable comparativement à l'exposition potentielle au zinc BDBP dans les produits de consommation.

### Produits de consommation

Afin d'estimer l'exposition des consommateurs au zinc BDBP, on a considéré l'exposition cutanée lors d'une vidange d'huile de moteur fait soi-même comme la pire source d'exposition à la substance, en raison du risque élevé d'exposition manuelle durant la vidange. Les huiles de moteurs sont des agents servant à réduire l'usure et à assurer le refroidissement des pièces d'équipement et elles doivent être remplacées régulièrement chez le concessionnaire, à un garage de réparation ou par le consommateur.

Une vidange d'huile de moteur fait soi-même implique de vidanger l'huile utilisée, de remplacer le filtre et de verser la nouvelle huile dans le carter du moteur à l'aide d'un entonnoir (eHow, 2009). Dans une étude empirique des concentrations de dithiophosphate de zinc dans l'huile de moteur, on a constaté des niveaux d'appauvrissement à un taux relativement linéaire dans deux échantillons d'huile utilisés qui ont été évalués à des intervalles réguliers de temps de conduite (Yamaguchi *et al.*, 2002). En supposant que les voitures plus anciennes exigent une vidange d'huile tous les 4 800 km, un véhicule roulant à une vitesse moyenne de 50 km/h nécessiterait une vidange d'huile toutes les 96 heures (eHow, 2009). Après 96 heures de conduite, environ 40 % de la quantité totale de zinc BDBP serait épuisée (Yamaguchi *et al.*, 2002). Par conséquent, la charge cutanée de la substance après un renversement de cette dernière sur les mains au cours du drainage de l'huile du moteur, pourrait être inférieure à celle résultant de l'exposition à une nouvelle huile. Cependant, les consommateurs utilisent souvent leurs mains pour lubrifier le filtre avec la nouvelle huile. Par ailleurs, le fait de verser l'huile à utiliser dans le carter du moteur présente un risque supplémentaire de déversement sur les mains. On a déterminé que le pire scénario d'exposition cutanée à une dose aiguë de zinc BDBP lors de l'utilisation d'huile de moteur pendant la vidange d'huile était de 0,858 mg/kg p.c. par événement. Ce scénario d'exposition cutanée est présenté à l'annexe IV.

### Évaluation des effets sur la santé

Seules des données toxicologiques limitées sont disponibles pour le zinc BDBP. La toxicité aiguë est faible, avec une DL<sub>50</sub> se situant entre 2 000 et 5 000 mg/kg p.c. par gavage chez des rats (Auteur anonyme, 1986). Des lapins néo-zélandais blancs ont été exposés par voie cutanée à une concentration de zinc BDBP de 0,8 mL/kg (convertie à 884 mg/kg p.c. par jour) ou de 1,6 mL/kg pendant trois semaines; les effets observés comprenaient une irritation de la peau, une perte de poids et un nombre de globules blancs accru, à de faibles et fortes doses. En outre, on comptait parmi les effets notés dans le groupe d'exposition élevée, une diminution du poids moyen des testicules, des rapports testicules-poids corporel et testicules-poids du cerveau ainsi qu'une baisse de l'activité des spermatozoïdes. Aucune dose sans effet observé (DSEO) n'a pu être déterminée (Auteur anonyme, 1979).

Les résultats des modèles de prévision ont également été pris en considération dans quatre modèles différents, DEREK, TOPKAT, CASETOX et Leadscope Model Applier,

dont les prévisions relatives à la cancérogénicité, à la génotoxicité et à la toxicité pour le développement, et à la toxicité pour la reproduction étaient majoritairement négatives (DEREK, 2008; TOPKAT, 2008; CASETOX, 2008; Leadscope, 2009).

L'EPA des États-Unis a effectué une caractérisation préalable du niveau de risque lié aux dithiophosphates de dialcyle et de zinc, y compris le zinc BDBP (USEPA, 2008). Cette caractérisation, qui compare le zinc BDBP aux substances analogues, indique que la toxicité aiguë par voie orale est faible d'après les données mesurées, et que la toxicité aiguë par voie cutanée est également faible lorsqu'on se base sur la méthode déduite à partir d'analogues. Une dose sans effet observé (DSEO) de 10 mg/kg p.c. par jour et une dose minimale avec effet nocif observé (DMENO) de 50 mg/kg p.c. par jour ont été déterminées pour la toxicité à doses répétées par voie orale fondée sur des données déduites à partir d'analogues (issues d'une étude); ces doses ont révélé une toxicité générale modérée. On a également utilisé des données déduites à partir d'analogues issues d'une étude concernant une exposition unique par voie orale, dans laquelle une DSEO de 30 mg/kg p.c. par jour et une CMENO de 100 mg/kg p.c. par jour ont été établies pour les effets systémiques ainsi que sur la reproduction et le développement. Les données déduites à partir d'analogues étaient négatives pour la mutagénicité dans les cellules bactériennes, mais ont donné une réponse positive dans les cellules de mammifères. Aucune aberration chromosomique n'a été induite *in vivo*.

### **Caractérisation du risque pour la santé humaine**

L'exposition potentielle de la population générale au zinc BDBP présent dans les milieux naturels devrait être négligeable. Toutefois, il existe un potentiel d'exposition par voie cutanée découlant de l'utilisation de produits de consommation (additifs dans l'huile à moteur).

Une comparaison entre la DMEO à court terme par voie cutanée de 884 mg/kg p.c. par jour chez des lapins néo-zélandais blancs, et l'absorption totale journalière estimée de la population générale par toutes les voies d'exposition d'un ordre de grandeur de  $10^{-3}$  µg/kg/ p.c. par jour, a donné une marge d'exposition d'un ordre de grandeur de  $10^8$ . Cette même DMEO à court terme (884 mg/kg p.c. par jour) et l'exposition par voie cutanée liée aux produits de consommation (huile de moteur) de 0,858 mg/kg p.c. ont donné une marge d'exposition de 1 030. D'après les renseignements disponibles, ces marges sont jugées adéquates pour tenir compte des incertitudes dans la base de données, à la lumière de la nature conservatrice de l'exposition estimée et des niveaux d'effets critiques.

### **Incertitudes de l'évaluation des risques pour la santé humaine**

La confiance à l'égard des estimations de l'exposition environnementale est modérée. Aucune donnée documentaire n'a été définie pour les concentrations dans les milieux naturels. Cependant, comme aucun rejet n'a été déclaré en réponse à un avis publié en

application de l'article 71 de la LCPE (1999), conjointement avec l'utilisation prudente des quantités des pertes prévues par l'outil de débit massique pour représenter les estimations du pire scénario de rejet, il est peu probable que les valeurs des absorptions soient des sous-estimations. La confiance à l'égard des estimations relatives à l'exposition des produits de consommation est modérée. Bien que l'on considère que les produits finaux utilisés actuellement au Canada sont pris en charge de manière exhaustive dans les réponses à un avis publié en application de l'article 71 de la LCPE (1999), la durée de l'exposition par voie cutanée ainsi que la surface de peau exposée ont été déterminées par des professionnels dans le scénario d'une vidange d'huile de moteur faite soi-même.

L'étude sur la toxicité par voie cutanée n'a pas défini de DSEO. Cependant, les effets observés à la DMEO sont considérés comme mineurs. En raison du nombre limité de données disponibles sur le zinc BDBP, le niveau de confiance à l'égard de l'ensemble des données toxicologiques est jugé faible. Cependant, les données empiriques et l'information issues des modèles de prévision n'indiquent pas un risque élevé.

## Conclusion

D'après les renseignements contenus dans la présente évaluation préalable, il est conclu que le zinc BDBP ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions de nature à avoir ou pouvoir avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sa diversité biologique ou qui constitue ou peut constituer un danger pour l'environnement essentiel pour la vie. De plus, le zinc BDBP répond aux critères de persistance, mais ne répond pas aux critères de potentiel de bioaccumulation énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

En outre, on peut conclure que le zinc BDBP ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions qui constituent ou peuvent constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Par conséquent, il est conclu que le zinc BDBP ne répond pas aux critères énoncés à l'article 64 de la LCPE (1999).

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

## Références

[ACC] American Chemistry Council. 2005. Final Submission for Zinc Dialkyldithiophosphate Category [en ligne]. High Production Volume (HPV) Chemical Challenge Program. American Chemistry Council, Petroleum Additives Panel, Health Environmental and Regulatory Task Group. [consulté le 6 octobre 2009] 32p. Rapport n° 201-15864A. Accès : <http://www.regulations.gov/fdmspublic/ContentViewer?objectId=0900006480367cc3&disposition=attachment&contentType=pdf>

[AOPWIN] Atmospheric Oxidation Program for Windows [modèle d'estimation]. 2000. Version 1.92a. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté en mai 2009]. Accès : [www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm](http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm)

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

Auteur anonyme. 1979. Étude inédite préparée par une société membre du HERTG. [cité dans HPVIS, 2009]. Accès : [http://iaspub.epa.gov/oppt/vp/Public\\_Search.PublicTabs?SECTION=1&epcount=1&v\\_rs\\_list=24978911](http://iaspub.epa.gov/oppt/vp/Public_Search.PublicTabs?SECTION=1&epcount=1&v_rs_list=24978911)

Auteur anonyme. 1986. Étude inédite préparée par une société membre du HERTG. [cité dans HPVIS, 2009]. Accès : [http://iaspub.epa.gov/oppt/vp/Public\\_Search.PublicTabs?SECTION=1&epcount=1&v\\_rs\\_list=24977145](http://iaspub.epa.gov/oppt/vp/Public_Search.PublicTabs?SECTION=1&epcount=1&v_rs_list=24977145)

[BCFWIN] BioConcentration Factor Program for Windows [modèle d'estimation]. 2000. Version 2.15. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté en mai 2009]. Accès : [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 4.10. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté en mai 2009]. Accès : [www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm](http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm)

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

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

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

Canada. Ministère de l'Environnement, ministère de la Santé. 2006b. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances considérées comme priorité pour suivi*, *Gazette du Canada*. Partie I, vol. 140, n° 9, p. 435-459. Accès : <http://canadagazette.gc.ca/partI/2006/20060304/pdf/g1-14009.pdf>

Canada. Ministère de l'Environnement, ministère de la Santé. 2009a. Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999 : *Avis concernant certaines substances identifiées dans le huitième lot du Défi*, *Gazette du Canada*. Partie I, vol. 143, n° 5. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/rp-pr/p1/2009/2009-01-31/pdf/g1-14305.pdf>

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

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

Canada. 2000. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*, C.P. 2000-348, le 29 mars 2000, DORS/2000-107. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/archives/p2/2000/2000-03-29/pdf/g2-13407.pdf>

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

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2007. Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique. *In* : *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999. Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999.

ChemCAN [Level III fugacity model of 24 regions of Canada]. 2003. Version 6.00. Peterborough (Ont.) : Trent University, Canadian Centre for Environmental Modelling and Chemistry. [consulté le 6 octobre 2009]. Accès : <http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/CC600.html>

Commission européenne. 2000a. IUCLID Dataset, phosphorodithioic acid mixed O,O-bis(iso-Bu and pentyl) esters, zinc salts CAS No. 68457-79-4 [en ligne]. Édition CD-ROM année 2000. [endroit inconnu] : Bureau européen des substances chimiques, Commission européenne. [réalisé le 19 février 2000 et consulté le 15 septembre 2009]. Accès : [http://ecb.jrc.ec.europa.eu/DOCUMENTS/Existing-Chemicals/IUCLID/DATA\\_SHEETS/68457794.pdf](http://ecb.jrc.ec.europa.eu/DOCUMENTS/Existing-Chemicals/IUCLID/DATA_SHEETS/68457794.pdf)

Commission européenne. 2000b. IUCLID Dataset, phosphorodithioic acid mixed O,O-C1-14-alkyl esters, zinc salts CAS No. 68649-42-3 [en ligne]. Édition CD-ROM année 2000. [endroit inconnu] : Bureau européen des substances chimiques, Commission européenne. [réalisé le 19 février 2000 et consulté le 15 septembre 2009]. Accès : [http://ecb.jrc.ec.europa.eu/DOCUMENTS/Existing-Chemicals/IUCLID/DATA\\_SHEETS/68649423.pdf](http://ecb.jrc.ec.europa.eu/DOCUMENTS/Existing-Chemicals/IUCLID/DATA_SHEETS/68649423.pdf)

Commission européenne. 2000c. IUCLID Dataset, zinc bis(O-O,diisooctyl) bis dithiophosphate CAS No. 28629-66-5 [en ligne]. Édition CD-ROM année 2000. [endroit inconnu] : Bureau européen des substances chimiques, Commission européenne. [réalisé le 19 février 2000 et consulté le 15 septembre 2009]. Accès : [http://ecb.jrc.ec.europa.eu/DOCUMENTS/Existing-Chemicals/IUCLID/DATA\\_SHEETS/28629665.pdf](http://ecb.jrc.ec.europa.eu/DOCUMENTS/Existing-Chemicals/IUCLID/DATA_SHEETS/28629665.pdf)

Commission européenne. 2000d. IUCLID Dataset, zinc O,O,O',O'-tetrakis(1,3-dimethylbutyl) bis(phosphorodithioate CAS No. 2215-35-2 [en ligne]. Édition CD-ROM année 2000. [endroit inconnu] : Bureau européen des substances chimiques, Commission européenne. [réalisé le 19 février 2000 et consulté le 15 septembre 2009]. Accès : [http://ecb.jrc.ec.europa.eu/DOCUMENTS/Existing-Chemicals/IUCLID/DATA\\_SHEETS/2215352.pdf](http://ecb.jrc.ec.europa.eu/DOCUMENTS/Existing-Chemicals/IUCLID/DATA_SHEETS/2215352.pdf)

Commission européenne. 2000e. IUCLID Dataset, zinc bis[O-(1,3-dimethylbutyl)] bis[O-(isopropyl)] bis(dithiophosphate) CAS No. 14548-64-2 [en ligne]. Édition CD-ROM année 2000. [endroit inconnu] : Bureau européen des substances chimiques, Commission européenne. [réalisé le 19 février 2000 et consulté le 15 septembre 2009]. Accès : [http://ecb.jrc.ec.europa.eu/DOCUMENTS/Existing-Chemicals/IUCLID/DATA\\_SHEETS/14548642.pdf](http://ecb.jrc.ec.europa.eu/DOCUMENTS/Existing-Chemicals/IUCLID/DATA_SHEETS/14548642.pdf)

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

Danish Environmental Protection Agency. 2005. Mapping and Development of Alternatives to Chlorinated Lubricants in the Metal Industry. Danish Ministry of the Environment. 142 p. Disponible à partir de: <http://www2.mst.dk/udgiv/publications/2005/87-7614-807-6/pdf/87-7614-808-4.pdf>

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

[ECOSAR] Ecological Structural Activity Relationships [en ligne]. 2009. Version 1.00. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation.

eHow. 2009. How to change your motor oil [en ligne]. [consulté le 14 octobre 2009]. Accès : [http://www.ehow.com/video\\_11\\_change-motor-oil.html](http://www.ehow.com/video_11_change-motor-oil.html)

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

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

Environnement Canada. 2009a. Données sur les substances du lot 8 recueillies en vertu de l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances identifiées dans le huitième lot du Défi*. Données préparées par : Environnement Canada, Programme des substances existantes.

Environnement Canada. 2009b. Guidance for Conducting Ecological Assessments under CEPA, 1999: Science Resource Technical Series, Technical Guidance Module: Suggested Approach to Determining the Persistence of a Chemical from Biodegradation Data. Document de travail préliminaire révisé. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des évaluations écologiques, Ottawa, K1A 0H3

Environnement Canada 2009c. Assumptions, limitations and uncertainties for zinc BDBP, CAS RN 2215-35-2. Rapport inédit. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des évaluations écologiques.

Environnement Canada. 2009d. 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 (Qc) : Environnement Canada, Division des évaluations écologiques.

Environnement Canada. 2009e. IGETA report: CAS RN 2215-35-2, 2009-09-15. Rapport inédit. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des évaluations écologiques.

Environnement Canada. 2009f. Guidance for Conducting Ecological Assessments under CEPA, 1999, Science Resource Technical Series, Technical Guidance Module: Mega Flush Consumer Release Scenario. Document de travail. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des évaluations écologiques.

Environnement Canada. 2009g. Mega Flush report: CAS RN 2215-35-2, 2009-09-15. Version xxx. Rapport inédit. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des évaluation écologiques.

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

Federal Register. 1999, Category for Persistent, Bioaccumulative, and Toxic New Chemical Substances. *Federal Register* 64(213):60194-60204 (4 novembre 1999).

Ford Motor Company. 2002. Fiche signalétique : Motorcraft, Ford Internal Reference Number (Tox No.: 164586) [en ligne]. 2002. Dearborn (MI) : Ford Motor Company [consultée le 6 octobre 2009]. Accès : [http://www.dcmsds.com/Demo/Car\\_Dealer/Service/MSDS%5CMotorcraft%5C164586\\_Super%20Duty%20Motor%20Oil%20-%20All%20Grades.pdf](http://www.dcmsds.com/Demo/Car_Dealer/Service/MSDS%5CMotorcraft%5C164586_Super%20Duty%20Motor%20Oil%20-%20All%20Grades.pdf)

Ford Motor Company. 2005. Fiche signalétique : SAE (5W-20 and 5W-30 Premium Synthetic Blend, 10W-30 Super Premium, and 10W-40 Premium) Motor Oil [en ligne]. 2005. Dearborn (MI) : Ford Motor Company. [consultée le 6 octobre 2009]. Accès : [http://www.canyonstateoil.com/msdssheets/Motorcraft/SAE\\_5W20\\_and\\_5W30\\_Premium\\_Synthetic\\_Blend\\_10W30\\_Super\\_Premium.pdf](http://www.canyonstateoil.com/msdssheets/Motorcraft/SAE_5W20_and_5W30_Premium_Synthetic_Blend_10W30_Super_Premium.pdf)

[FS] Fiche signalétique : Motorcraft, Ford Internal Reference Number (Tox No.: 164586) [en ligne]. 2002. Dearborn (MI) : Ford Motor Company. [consultée le 6 octobre 2009]. Accès : [http://www.dcmsds.com/Demo/Car\\_Dealer/Service/MSDS%5CMotorcraft%5C164586\\_Super%20Duty%20Motor%20Oil%20-%20All%20Grades.pdf](http://www.dcmsds.com/Demo/Car_Dealer/Service/MSDS%5CMotorcraft%5C164586_Super%20Duty%20Motor%20Oil%20-%20All%20Grades.pdf)

[FS] Fiche signalétique : SAE (5W-20 and 5W-30 Premium Synthetic Blend, 10W-30 Super Premium, and 10W-40 Premium) Motor Oil [en ligne]. 2005. Dearborn (MI) : Ford Motor Company. [consultée le 6 octobre 2009]. Accès : [http://www.canyonstateoil.com/msdssheets/Motorcraft/SAE\\_5W20\\_and\\_5W30\\_Premium\\_Synthetic\\_Blend\\_10W30\\_Super\\_Premium.pdf](http://www.canyonstateoil.com/msdssheets/Motorcraft/SAE_5W20_and_5W30_Premium_Synthetic_Blend_10W30_Super_Premium.pdf)

[HENRYWIN] Henry's Law Constant Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2008. Version 3.20. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation [consulté en mai 2009]. Accès : [www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm](http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm)

[HYDROWIN] Hydrolysis Rates Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2000. Version 2.00. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté en mai 2009]. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>

[ICCA] Conseil international des associations chimiques. 1999 - Site Web (en anglais) du programme mondial sur les substances chimiques produites en grande quantité (PGQ). Conseil international des associations chimiques. [révisé en octobre 2005 et consulté en janvier 2006]. Accès : <http://www.cefic.org/activities/hse/mgt/hpv/hpvinit.htm>

[INRP] Inventaire national des rejets de polluants [base de données sur Internet]. 2008. Gatineau (Qc) : Environnement Canada. [consultée le 6 octobre 2009]. Accès : <http://www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?lang=Fr&n=4A577BB9-1>

[KOWWIN] Octanol-Water Partition Coefficient Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2008. Version 1.67a. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté en mai 2009]. Accès : [www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm](http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm)

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

[MPBPWIN] Melting Point Boiling Point Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2008. Version 1.43. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté en mai 2009]. Accès : [www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm](http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm)

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

[OASIS Forecast] Optimized Approach based on Structural Indices Set [en ligne]. 2005. Version 1.20. Bourgas (Bulgarie) : Bourgas Prof. Assen Zlatarov University, Laboratory of Mathematical Chemistry. [consulté en mai 2009]. Accès : <http://oasis-lmc.org/?section=software>

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2004. La liste 2004 OCDE de substances chimiques produites en grandes quantités [en ligne]. Paris (France) : OCDE, Direction de l'environnement. [consulté le 1<sup>er</sup> janvier 2006]. Accès : <http://www.oecd.org/dataoecd/55/38/33883530.pdf>

[PCKOCWIN] Organic Carbon Partition Coefficient Program for Windows [modèle d'estimation]. 2008. Version 2.0. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté en mai 2009]. Accès : [www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm](http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm)

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

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

[SPIN] Substances in Products in Nordic Countries [base de données sur Internet]. 2009. Financé par le Conseil des ministres des pays nordiques, Groupe chimique. [consultée en septembre 2009]. Accès : <http://195.215.251.229/Dotnetnuke/Home/tabid/58/Default.aspx>

[SSD master] Determination of Hazardous Concentrations with Species Sensitivity Distributions. [modèle informatique]. 2008. Version 2. Ottawa (Canada) : Intrinsikscience, Ottawa, Ontario.

[TOPKAT] Toxicity Prediction by Komputer Assisted Technology [en ligne]. 2004. Version 6.2. San Diego (CA) : Accelrys Software Inc. [consulté en mai 2009]. Accès : <http://www.accelrys.com/>

[TRI] Toxics Release Inventory [base de données sur Internet]. 2007. TRI Explorer 4.8. Washington (DC) : US Environmental Protection Agency. [consultée le 6 octobre 2009]. Accès : <http://www.epa.gov/triexplorer/>

[USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2008. Supporting documents for initial risk-based prioritization of High Production Volume chemicals zinc dialkyldithiophosphates (ZDDP) Category.

[consulté le 6 novembre 2009]. Accès :  
[http://www.epa.gov/champ/pubs/rbp/Cat\\_ZincDialkyldithiophosphates\\_Web\\_SuppDocs\\_Sept2008.pdf](http://www.epa.gov/champ/pubs/rbp/Cat_ZincDialkyldithiophosphates_Web_SuppDocs_Sept2008.pdf)

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

Versar. 1985. Methods of assessing exposure to chemical substances. Volume 7. Methods for assessing consumer exposure to chemical substances. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency. EPA 560/5-85-007.

[WATERNT] Water Solubility Program [modèle d'estimation]. 2002. Version 1.01. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté en juin 2009]. Accès : [www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm](http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm)

Yamaguchi, E.S., Wilson, D.M., Kasrai, M., Bancroft, G.M. 2002. XANES analysis of used engine oils and relationship to wear. Présenté par la Society of Tribologists and Lubrication Engineers lors de la ASME/STLE Tribology Conference, à Cancun (Mexique).

## Annexe I – Sommaire de rigueur d'étude

Formulaire et instruction pour sommaires de rigueur d'études : toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques				
Non	Point	Pondération	Oui/Non	Précisions
1	Référence : USEPA (2008)			
2	Identité de la substance : n° CAS	s.o.		84605-29-8
3	Identité de la substance : nom(s) chimique(s)	s.o.		Phosphorodithioates mixtes d'O,O-bis(2-éthylhexyle) et d'isobutyle, sels de zinc
4	Composition chimique de la substance	2	N	
5	Pureté chimique	1	N	
6	Indication de la persistance/stabilité de la substance en milieu aqueux?	1	O	
<b>Méthode</b>				
7	Référence	1	O	
8	Méthode normalisée (OCDE, UE, nationale, ou autre)?	3	O	Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques : essai n° 203 de toxicité aiguë pour le poisson
9	Justification de la méthode ou du protocole si une méthode non normalisée a été utilisée	2		
10	BPL (bonnes pratiques de laboratoire)	3	O	
<b>Organisme d'essai</b>				
11	Identité de l'organisme : nom	s.o.	O	
12	Indication du nom latin ou des deux noms (latin et commun)?	1	O	<i>Oncorhynchus mykiss</i>
13	Âge ou stade biologique de l'organisme d'essai	1	O	Alevins d'un an
14	Longueur et/ou poids	1	O	Moyennes de 4,6 cm et de 1,23 g
15	Sexe	1		
16	Nombre d'organismes par répétition	1	O	
17	Charge en organismes	1	O	0,62 g/L
18	Type de nourriture et périodes d'alimentation au cours de la période d'acclimatation	1	O	Non nourri pendant l'étude
<b>Conception et conditions des essais</b>				
19	Type d'essai (toxicité aiguë ou chronique)	s.o.		Toxicité aiguë
20	Type d'expérience (en laboratoire ou sur le terrain)	s.o.		En laboratoire
21	Voies d'exposition (nourriture, eau, les deux)	s.o.		Eau

22	Durée de l'exposition	s.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	
26	Des concentrations mesurées sont-elles indiquées?	3	N	
27	Type de nourriture et périodes d'alimentation durant les essais à long terme	1		
28	Les concentrations ont-elles été mesurées périodiquement (spécialement dans les essais de toxicité chronique)?	1	N	
29	Les conditions des milieux d'exposition étaient-elles pertinentes pour la substance? (p. ex. : pour la toxicité des métaux – pH, COD/COT, dureté de l'eau, température)	3	O	
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		
33	Si un agent émulsionnant ou stabilisant a été employé, sa concentration est-elle indiquée?	1		
34	Si un agent émulsionnant ou stabilisant a été employé, des données sont-elles fournies sur son écotoxicité?	1		
35	Les intervalles des contrôles (y compris les observations et les paramètres de la qualité de l'eau) sont-ils indiqués?	1	O	
36	Méthodes statistiques utilisées	1	O	
<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 au Canada?	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	N	

41	Le pH de l'eau d'essai était-il dans la plage des valeurs typiques de l'environnement au Canada (6 à 9)?	1	O	7,5 à 8,1
42	La température de l'eau d'essai était-elle dans la plage des valeurs typiques de l'environnement au Canada (5 à 27 °C)?	1	O	13,3 à 14,3
43	La valeur de la toxicité était-elle inférieure à celle de la solubilité de la substance dans l'eau?	3	O	La solubilité empirique est de 15,8 mg/L.
<b>Résultats</b>				
44	Valeurs de la toxicité (fournir paramètres et valeurs)	s.o.	s.o.	LL <sub>50</sub> (taux de charge provoquant 50 % de mortalité) = 4,5 mg/L
45	Autres paramètres indiqués – p. ex., FBC/FBA, CMEO/CSEO (préciser)?	s.o.	O	Taux de charge sans effet observé = 1,8 mg/L
46	Autres effets nocifs indiqués (p. ex., carcinogénicité, mutagénicité)?	s.o.	N	
47	<b>Note : ... %</b>	<b>73,8</b>		
48	<b>Code de fiabilité d'Environnement Canada :</b>	<b>2</b>		
49	<b>Catégorie de fiabilité (élevée, satisfaisante, faible) :</b>	<b>Confiance satisfaisante</b>		
50	<b>Remarques</b>			

**Annexe II : Estimation des concentrations du zinc BDBP dans les milieux naturels à l'aide du modèle ChemCAN, version 6.00 (ChemCAN, 2003)<sup>1</sup>**

Milieu <sup>2</sup>	Concentration estimée
Air ambiant <sup>3</sup>	0,0784 ng/m <sup>3</sup>
Eau de surface <sup>4</sup>	14,5 ng/L
Sol <sup>4</sup>	415 ng/g de solides
Sédiments <sup>4</sup>	1149 ng/g de solides

<sup>1</sup>Les concentrations ont été estimées pour la région du sud de l'Ontario.

<sup>2</sup>Les concentrations du débit entrant par défaut, soit 2 ng/m<sup>3</sup> dans l'air et 3 ng/L dans l'eau ont été précisées par ChemCAN.

<sup>3</sup>La demi-vie de dégradation dans l'air a été estimée à 0,06709 jour (AOPWIN, 2000).

<sup>4</sup>Les processus de dégradation dans le sol et les sédiments ont été jugés négligeables. Le logiciel HYDROWIN 2000 ne peut traiter cette structure pour estimer un taux d'hydrolyse en milieu aqueux.

### Annexe III. Estimations des absorptions journalières totales et propres aux milieux de zinc BDBP pour différents groupes d'âge

Voie d'exposition	Absorption estimée ( $\mu\text{g}/\text{kg p.c. par jour}$ ) de zinc BDBP par divers groupes d'âge							
	0 à 0,5 an <sup>1,2,3</sup>			0,5 à 4 ans <sup>4</sup>	5 à 11 ans <sup>5</sup>	12 à 19 ans <sup>6</sup>	20 à 59 ans <sup>7</sup>	60 ans et plus <sup>8</sup>
	Nourris au lait maternel	Nourris au lait maternisé	Sans lait maternisé					
Air <sup>9</sup>	$< 10^{-4}$	$< 10^{-4}$	$< 10^{-4}$	$< 10^{-4}$	$< 10^{-4}$	$< 10^{-4}$	$< 10^{-4}$	$< 10^{-4}$
Eau potable <sup>10</sup>	s.o.	$10^{-4}$	$10^{-3}$	$10^{-4}$	$10^{-4}$	$10^{-4}$	$10^{-4}$	$10^{-4}$
Aliments et boissons <sup>11</sup>	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
Sol <sup>12</sup>	$10^{-3}$	$10^{-3}$	$10^{-3}$	$10^{-3}$	$10^{-4}$	$10^{-4}$	$10^{-4}$	$10^{-4}$
Absorption totale	$10^{-3}$	$10^{-3}$	$10^{-3}$	$10^{-3}$	$10^{-3}$	$10^{-4}$	$10^{-4}$	$10^{-4}$
Absorption maximale totale à partir de toutes les voies d'exposition : $10^{-3} \mu\text{g}/\text{kg p.c. par jour}$								

Aucune donnée n'a été déterminée pour les concentration de zinc BDBP dans le lait maternel.

<sup>2</sup> On présume que le nourrisson pèse 7,5 kg, respire 2,1 m<sup>3</sup> d'air par jour, boit 0,8 L d'eau par jour (lait maternisé) ou 0,3 L d'eau par jour (lait non maternisé) et ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

<sup>3</sup> Dans le cas des enfants uniquement nourris au lait maternisé, l'absorption par l'eau correspond à l'absorption par la nourriture. La concentration de zinc BDBP dans l'eau potable utilisée pour reconstituer le lait maternisé était basée sur une estimation de la concentration dans l'eau de surface de 14,5 ng/L fournie par le modèle ChemCAN, version 6.00. En ce qui concerne les enfants non nourris au lait maternisé, 50 % d'entre eux ont commencé à manger des aliments solides à 4 mois et 90 % ont commencé à 6 mois (Santé Canada, 1990).

<sup>4</sup> En supposant que l'enfant pèse 15,5 kg, qu'il respire 9,3 m<sup>3</sup> d'air par jour, qu'il boive 0,7 L d'eau par jour et qu'il ingère 100 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

<sup>5</sup> En supposant que l'enfant pèse 31 kg, qu'il respire 14,5 m<sup>3</sup> d'air par jour, qu'il boive 1,1 L d'eau par jour et qu'il ingère 65 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

<sup>6</sup> En supposant que le jeune pèse 59,4 kg, qu'il respire 15,8 m<sup>3</sup> d'air par jour, qu'il boive 1,2 L d'eau par jour et qu'il ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

<sup>7</sup> En supposant que la personne pèse 70,9 kg, qu'elle respire 16,2 m<sup>3</sup> d'air par jour, qu'elle boive 1,5 L d'eau par jour et qu'elle ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

<sup>8</sup> En supposant que la personne pèse 72,0 kg, qu'elle respire 14,3 m<sup>3</sup> par jour, qu'elle boive 1,6 L d'eau par jour et qu'elle ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

<sup>9</sup> Les concentrations de zinc BDBP dans l'air ambiant et l'air intérieur était basée sur une concentration estimative dans l'air ambiant de 0,0784 ng/m<sup>3</sup> fournie par le modèle ChemCAN, version 6.00.

<sup>10</sup> La concentration de zinc BDBP dans l'eau potable était basée sur une estimation de la concentration dans l'eau de surface de 14,5 ng/L fournie par le modèle ChemCAN, version 6.00.

<sup>11</sup> On n'a défini aucune donnée à partir de laquelle l'exposition par les aliments pouvait être estimée.

<sup>12</sup> La concentration de zinc BDBP dans le sol était basée sur une estimation de la concentration dans le sol de 415 ng/g de solides fournie par le modèle ChemCAN, version 6.00.

**Annexe IV : Exposition par voie cutanée au zinc BDBP lors d'un changement d'huile de moteur fait soi-même**

Hypothèses	Calculs	Estimations de l'exposition
<p><b>VOIE CUTANÉE :</b></p> <p>Fraction massique maximale : 0,01 (Ford Motor Company, 2002)</p> <p>Surface de la main exposée : 0,043 m<sup>2</sup> (RIVM, 2006)</p> <p>Densité de l'huile à moteur : 0,89 g/mL (Ford Motor Company, 2002)</p> <p>Épaisseur de la couche sur la peau : <math>15,88 \times 10^{-3}</math> cm (Versar, 1985)</p> <p>Poids du corps d'un adulte : 70,9 kg (Santé Canada, 1998)</p> <p>Fraction absorbée : 1 (prudent)</p>	<p>Volume du produit présent sur la main : <math>(0,043 \text{ m}^2)(15,88 \times 10^{-5} \text{ m})</math>  <math>= 6,828 \times 10^{-6} \text{ m}^3</math>  <math>= 6,828 \text{ mL}</math></p> <p>Quantité du produit en contact avec la peau  <math>= (\text{volume du produit restant}) (\text{densité})</math>  <math>= (6,828 \text{ mL}) (0,89 \text{ g/mL})</math>  <math>= 6,08 \text{ g}</math></p> <p>Quantité de zinc BDBP absorbée  <math>= (\text{fraction absorbée}) (\text{quantité du produit}) (\text{fraction massique maximale}) / (\text{poids corporel d'un adulte})</math>  <math>= (1) (6,08 \text{ g}) (0,01) / (70,9 \text{ kg})</math>  <math>= 0,858 \text{ mg/kg p.c.}</math></p>	<p>Dose cutanée aiguë (interne) : 0,858 mg/kg p.c.</p>

### Annexe V : Résumé des résultats des modèles R(Q)SA pour le zinc BDBP

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

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

MA – Model applier

CT – Multicase Casetox

TK – Topkat

TT – Toxtree

BB – Benigni-Bossa rule

HD – hors domaine

« - » aucun modèle disponible dans la suite RQSA

AR – aucun résultat

N – Négative

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

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

MA – Model applier  
 CT – Multicase Casetox  
 TK – Topkat  
 TT – Toxtree  
 BB – Benigni-Bossa rule  
 HD – hors domaine  
 « - » aucun modèle disponible dans la suite RQSA  
 AR – aucun résultat  
 N – Négative

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

### Model Applier

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

### Multicase Casetox

Paramètre/espèce	Hamster	Mammifères	Divers
Tératogénicité	-	HD	HD
Développement	HD	-	-

MA – Model applier

CT – Multicase Casetox

TK – Topkat

TT – Toxtree

BB – Benigni-Bossa rule

HD – hors domaine

« - » aucun modèle disponible dans la suite RQSA

AR – aucun résultat

N – Négative

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

Modèle/ paramètre	Femelle			Mâle		
	Souris	Rat	Rongeur	Souris	Rat	Rongeur
Reproducti on	HD	HD	HD	N	N	N
Sperme	-	-	-	N	N	N

**Multicase Casetox**

Souris	Rat	Lapin	Humain
HD	HD	HD	HD

MA – Model applier

CT – Multicase Casetox

TK – Topkat

TT – Toxtree

BB – Benigni-Bossa rule

HD – hors domaine

« - » aucun modèle disponible dans la suite RQSA

AR – aucun résultat

N – Négative

## Annexe II – Tableau sommaire des intrants des modèles de la persistance, de la bioaccumulation et de la toxicité

	Propriétés physico-chimiques et devenir	Devenir	Devenir	Devenir	Profils de persistance, bioaccumulation et toxicité	Écotoxicité
<b>Paramètres d'entrée des modèles</b>	Suite EPIWIN (tous les modèles, notamment AOPWIN, KOCWIN, BCFWIN, BIOWIN et ECOSAR)	STP (1) ASTreat (2) SimpleTreat (3) (différents intrants requis selon le modèle)	EQC (différents intrants requis selon le type de substances – type I ou II)	<i>Modèle d'Arnot et Gobas pour le modèle (non utilisé)</i>	<i>Modèle de POP canadien (notamment le modèle de Dimitrov, le modèle de toxicité OASIS) (non utilisé)</i>	<i>Artificial Intelligence Expert System (AIES)/ TOPKAT/ (non utilisé)</i>
<b>SMILES</b>	<chem>CC(CC(C)OP(OC(CC(C)C)C)(S[Zn]SP(OC(C)CC(C)C)(OC(C)CC(C)C)=S)=S)C</chem>					
<b>Masse moléculaire (g/mol)</b>	660,26	660,27	662,3			
<b>Point de fusion (°C)</b>	-16		-16			
<b>Point d'ébullition (°C)</b>						
<b>Température (°C)</b>		20 (1)	20			

Masse volumique (kg/m <sup>3</sup> )		0,96 (2)				
Pression de vapeur (Pa)		1,17 x 10 <sup>-4</sup> (1, 3)	1,17 x 10 <sup>-4</sup>			
Constante de la loi de Henry (Pa·m <sup>3</sup> /mol)		1,49 x 10 <sup>-2</sup> (3)	1,49 x 10 <sup>-2</sup>			
Log K <sub>oe</sub> Coefficient de partage air-eau (sans dimension)						
Log K <sub>oe</sub> (coefficient de partage octanol-eau) [sans dimension]	12,32	12,32 (1)	12			
Log K <sub>co</sub> (coefficient de partage carbone organique/eau – L/kg)						
Solubilité dans l'eau (mg/L)	3,05 x 10 <sup>-2</sup>	3,05 x 10 <sup>-2</sup> (1,3)	3,05 x 10 <sup>-2</sup>			
Log K <sub>oa</sub> (coefficient de partage octanol-air) (sans dimension)						
Coefficient de partage sol-eau (L/kg) <sup>1</sup>		1,93 x 10 <sup>8</sup> (2,3)				
Demi-vie dans			0,816			

<b>l'air (heures)</b>						
<b>Demi-vie dans l'eau (jours)</b>			182			
<b>Demi-vie dans les sédiments (jours)</b>			728			
<b>Demi-vie dans le sol (jours)</b>			182			
<b>Constante cinétique de métabolisme (1/jour)</b>						
<b>Constante cinétique de biodégradation (jour 1 ou heure 1) – préciser</b>		0,096 1/heure (3) 2,30 1/jours (2)				
<b>Demi-vie de biodégradation en clarificateur primaire (t1/2-p; h)</b>		72 (1)				
<b>Demi-vie de biodégradation en bassin d'aération (t1/2-s; h)</b>		7,2 (1)				
<b>Demi-vie de biodégradation en bassin de décantation (t1/2-s; h)</b>		7,2 (1)				

<sup>1</sup> D'après le log K<sub>co</sub>