

**Rapport sur l'état des connaissances scientifiques  
écologiques**

**Adipate de bis(2-éthylhexyle)  
(DEHA)**

**Numéro de registre du Chemical Abstracts Service  
103-23-1**

**Environnement Canada**

**Octobre 2013**

## Sommaire

Le 10 septembre 2011, la décision finale après évaluation préalable de l'adipate de bis(2-éthylhexyle) (ou DEHA), dont le numéro de registre du Chemical Abstracts Service est 103-23-1, a été publiée dans la Partie I de la *Gazette du Canada*, conformément au paragraphe 77(6) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE(1999)]. Il a été conclu que le DEHA pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, et à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Puisque l'on s'attendait à ce que les concentrations environnementales estimées (CEE), fondées essentiellement sur des données de surveillance publiées, dépassent la concentration estimée sans effet dans les eaux de surface aux sites de réception des effluents des usines de traitement des eaux usées municipales, il a été déterminé que les rejets de DEHA de sources industrielles ou autres pouvaient nuire aux organismes aquatiques au Canada. Les données disponibles indiquent que le DEHA ne satisfait pas aux critères de persistance ou de bioaccumulation énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* pris en application de la LCPE (1999).

Des études de suivi ont été entreprises afin de quantifier davantage les rejets de DEHA et les concentrations de cette substance dans l'environnement au Canada. De nouveaux renseignements sur les pratiques industrielles en place dans les installations qui fabriquent ou utilisent le DEHA ont été recueillis et pris en considération lors du recalcul des CEE modélisées. De plus, des échantillons d'eaux usées industrielles et d'effluents des usines de traitement des eaux usées municipales ont été obtenus et des études de surveillance des eaux de surface et des sédiments ont été entreprises dans les secteurs potentiellement touchés par des rejets ponctuels ou diffus de DEHA. L'analyse du DEHA a également été incorporée à une étude du lixiviat de sites d'enfouissement. Les concentrations de DEHA dans les échantillons nouvellement recueillis ont été déterminées à l'aide de deux méthodes d'analyse distinctes, toutes deux moins sensibles à l'interférence analytique que la méthode utilisée dans les études de surveillance canadiennes publiées précédemment.

Selon les nouveaux résultats d'analyse, les concentrations mesurées dans les effluents des usines de traitement des eaux usées municipales, les eaux de surface et les sédiments au Canada sont beaucoup plus faibles que ce qu'on croyait, ce qui vient remettre en question la validité des données de surveillance canadiennes disponibles auparavant. De plus, comme les CEE basées sur les nouveaux renseignements (y compris celles estimées au moyen des modèles d'exposition) sont généralement bien inférieures aux concentrations susceptibles de nuire aux organismes aquatiques, il ne semble pas que le DEHA cause des

dommages environnementaux au Canada. Par conséquent, le DEHA n'est plus réputé satisfaisant aux critères du paragraphe 64a) de la LCPE (1999), puisqu'il ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique. Les efforts déployés pour obtenir de l'information permettant d'estimer avec plus de précision les rejets de DEHA des installations de nettoyage des camions se poursuivent et les risques associés à ces sources seront pris en compte lorsque l'information sera disponible.

## **Introduction**

Le 10 septembre 2011, la décision finale sur l'évaluation préalable de l'adipate de bis(2-éthylhexyle) (ou DEHA), dont le numéro de registre du Chemical Abstracts Service est 103-23-1, a été publiée conformément au paragraphe 77(6) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE(1999)] (Canada, 1999; Canada, 2011). L'évaluation préalable qui a été effectuée en vertu de l'article 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (Environnement Canada et Santé Canada, 2011a) a permis de conclure que le DEHA pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, et à constituer ou à pouvoir constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine. Les principaux éléments de preuve relatifs aux dangers pour l'environnement qui ont été pris en compte dans l'évaluation préalable sont décrits ci-dessous.

En raison de sa faible solubilité dans l'eau et de sa forte tendance à se répartir dans le carbone organique, lorsqu'il est rejeté dans l'environnement, le DEHA devrait se distribuer dans la phase particulaire et passer dans les lipides (matières grasses) des organismes, et s'accumuler dans la phase organique des sédiments et du sol. Néanmoins, le DEHA semble avoir un faible potentiel de bioaccumulation probablement dû à sa décomposition métabolique rapide. Les données empiriques et modélisées montrent que le DEHA se biodégrade rapidement dans l'eau et dans l'air, le sol et les sédiments. Par conséquent, le DEHA ne satisfait pas aux critères de persistance ou de bioaccumulation qui figurent au *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (Canada, 2000).

Les essais de toxicité effectués à des concentrations allant jusqu'aux limites de solubilité dans l'eau ne révèlent en général aucun effet aigu, mais Felder *et al.* (1986) ont observé une toxicité chronique chez les invertébrés à des concentrations proches de la limite de solubilité qu'ils avaient mesurée. Les résultats de Felder *et al.* (1986) ont servi à dériver une concentration chronique estimée sans effet (CESE). Étant donné que différentes mesures ont été utilisées

pour mesurer le DEHA à l'aide de méthodes distinctes, le mode d'action ayant les répercussions négatives observées dans cette étude demeure incertain. La CESE en milieu aquatique utilisée dans l'évaluation préalable (3,5 µg/L) était la même que celle utilisée dans le rapport d'évaluation initial de l'Organisation de coopération et de développement économiques pour le DEHA (OCDE, 2005). La CESE dans les sédiments (5,6 mg/kg) a été établie en adoptant une approche de partage à l'équilibre basée sur la valeur critique de toxicité utilisée pour élaborer la CESE en milieu aquatique.

Afin de déterminer les concentrations environnementales estimées dans le cadre de l'évaluation préalable, les données publiées sur les concentrations mesurées dans les eaux de surface ou les effluents canadiens issus d'usines de traitement des eaux usées municipales constituaient le principal élément de preuve. Les estimations modélisées des concentrations environnementales estimées basées sur des hypothèses prudentes relatives aux rejets industriels ont également été prises en compte. Étant donné que les concentrations environnementales estimées dépassaient la concentration estimée sans effet à plusieurs endroits, il a été déterminé que les rejets dans l'eau de surface issue des usines de traitement des eaux usées municipales recevant des déchets provenant de l'utilisation industrielle et manufacturière du DEHA peuvent être dangereux pour les organismes aquatiques au Canada.

On s'attendait à une présence à grande échelle et au rejet continu de DEHA dans l'environnement canadien d'après les données disponibles au moment de l'évaluation préalable. Des études ont été entreprises pour quantifier plus précisément les sources de rejets de DEHA dans l'environnement tout au long de son cycle de vie, ainsi que les concentrations de cette substance pouvant être présentes dans l'environnement canadien.

La surveillance et le suivi ciblés étaient axés sur les installations industrielles fabriquant ou utilisant les plus grandes quantités de DEHA au Canada. Ces installations comprenaient les quatre installations déterminées durant l'évaluation préalable et présentant des risques pour les organismes aquatiques. En outre, de nouveaux renseignements liés aux pratiques industrielles ont été recueillis grâce à des questionnaires et à des entrevues (Cheminfo, 2012). Un prélèvement d'échantillons d'effluents d'usines de traitement des eaux usées municipales, d'eaux de surface et de sédiments, ainsi que de lixiviats s'écoulant du site d'enfouissement a également été entrepris en 2011-2012 dans des zones pouvant être touchées par une source ponctuelle et par des rejets diffus de DEHA (Cheminfo, 2012; Conestoga-Rovers and Associates, 2012; Smyth et Parsa, 2012; courriel daté du 7 juin 2012 entre la Direction des sciences et de la technologie de l'eau d'Environnement Canada et la Direction générale des sciences et de l'évaluation des risques d'Environnement Canada, source non citée). En outre, les niveaux d'exposition modélisés (c'est-à-dire les concentrations environnementales estimées) ont été calculés de nouveau, en tenant compte des résultats de la surveillance aux installations industrielles et

aux usines de traitement des eaux usées connexes, et des nouveaux renseignements sur les pratiques industrielles d'utilisation et de fabrication. Voici une analyse des renseignements scientifiques obtenus récemment. Les renseignements tirés de l'évaluation préalable et qui sont pertinents pour cette analyse sont également présentés.

## **Résumé des résultats et des considérations scientifiques**

### **Fabrication et utilisation à des fins industrielles**

Le DEHA est un produit chimique industriel principalement utilisé en tant que plastifiant au Canada, d'après les renseignements soumis pour 2006 en vertu de l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (Environnement Canada, 2010), et les relevés volontaires et entrevues effectués plus récemment avec des intervenants (Cheminfo, 2012). Il est aussi utilisé dans une variété d'applications plastiques, notamment lorsqu'une flexibilité est requise à de basses températures, comme pour les emballages alimentaires en polychlorure de vinyle flexible (pellicules d'emballages alimentaires) et les emballages alimentaires. Il est également utilisé moins souvent dans le caoutchouc, l'uréthane, les adhésifs, les produits d'étanchéité, les liquides hydrauliques, les lubrifiants, les agents protecteurs pour automobiles et les nettoyeurs pour les mains, ainsi que dans certains cosmétiques et produits de soins personnels.

En 2006, entre 1 000 000 et 10 000 000 de kilos de DEHA ont été fabriqués au Canada, et environ 250 000 kilogrammes ont été importés au Canada, d'après les renseignements soumis en vertu de l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (Environnement Canada, 2010). De nouvelles données recueillies à l'aide de questionnaires et d'entrevues destinés à l'industrie indiquent que la quantité de DEHA fabriqué en 2011 était la même que celle déclarée pour 2006, bien qu'une plus grande partie (environ 75 %) de celle-ci ait été exportée en dehors du Canada. Les quantités importées étaient également plus élevées en 2011. Par conséquent, la quantité totale de DEHA consommé par les plus grands utilisateurs industriels au Canada était la même que la quantité estimée pour 2006 (Cheminfo, 2012). Environ 97 % de la quantité totale de DEHA dans le commerce canadien sont utilisés pour des applications de PVC, et un fort pourcentage (jusqu'à 89 %) correspond à la fabrication de films autocollants en PVC pour les emballages alimentaires (Cheminfo, 2012).

La production de DEHA déclarée par les fabricants représentait une petite partie de leurs activités totales de production (en nombre de jours par an). Les entreprises ont fourni des détails sur les processus de production, le nombre de périodes de production par an et leur durée, des renseignements sur le traitement par lots (le cas échéant) et les quantités de DEHA produites (Cheminfo, 2012). Elles ont également donné des détails sur les systèmes de

traitement des eaux usées *in situ*. Les installations ont confirmé qu'elles déversaient leurs effluents dans une usine de traitement des eaux usées municipale et ont indiqué que le DEHA était normalement expédié aux utilisateurs industriels par camion-citerne.

Les utilisateurs industriels de DEHA ont également fourni des détails sur leurs processus de production, y compris le nombre de périodes de production par an et leur durée, des renseignements sur le traitement par lots (le cas échéant) et les quantités de DEHA utilisées. Ils ont déclaré que la production de films autocollants en PVC à base de DEHA avait lieu presque toute l'année, alors que les autres opérations de compounding au PVC à base de DEHA représentaient en général une petite partie des opérations totales des installations (en nombre de jours par an). Toutes les installations ont confirmé qu'elles déversaient leurs effluents dans une usine de traitement des eaux usées municipale (Cheminfo, 2012).

## **Surveillance**

### ***Échantillonnage ciblé***

Un prélèvement d'échantillons d'eaux usées a été effectué au début de l'année 2012 à cinq installations industrielles (2 fabricants de DEHA et 3 utilisateurs principaux) pour améliorer les analyses d'exposition industrielle dans les installations associées aux plus grandes quantités de DEHA (Cheminfo, 2012). Dans le cadre de cette étude, des échantillons d'influents et d'effluents de deux usines de traitement des eaux usées municipales ont également été prélevés; l'un recevant les effluents industriels de l'un des fabricants de DEHA étudiés et l'autre recevant les effluents industriels de l'un des utilisateurs industriels étudiés. Comme nous l'avons noté précédemment, les installations industrielles visitées comprennent les quatre sites industriels dont les rejets déterminés dans l'évaluation préalable (Environnement Canada et Santé Canada, 2011a) pouvaient nuire aux organismes aquatiques.

### ***Échantillonnage dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques : 2011-2012***

Le DEHA a aussi été inclus dans le programme de contrôle et de surveillance du Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) 2011-2012 en vue de quantifier les concentrations de cette substance pouvant être présentes dans l'environnement. Les trois composantes pertinentes pour la collecte de données sur le DEHA comprenaient le prélèvement d'échantillons d'eaux usées aux usines de traitement des eaux usées municipales, un relevé synoptique des eaux de surface et du sédiment aquatique, et une étude sur le lixiviat s'écoulant du site d'enfouissement.

### *Eaux usées et biosolides*

En vertu du programme de contrôle et de surveillance du Plan de gestion des produits chimiques de 2011-2012, des échantillons d'influent, d'effluent et de biosolides ont été prélevés à cinq usines de traitement des eaux usées municipales situées en Ontario et au Québec. Parmi les cinq usines de traitement des eaux usées échantillonnées, on a trouvé des concentrations élevées de DEHA dans un effluent identifié à partir de données de suivi précédemment publiées et citées dans l'évaluation préalable.

### *Eau et sédiment*

Un relevé synoptique des eaux de surface et des sédiments a été effectué en novembre 2011 dans le cadre du programme de contrôle et de surveillance du Plan de gestion des produits chimiques (courriel daté du 7 juin 2012 entre la Direction des sciences et de la technologie de l'eau d'Environnement Canada et la Direction générale des sciences et de l'évaluation des risques d'Environnement Canada, source non citée). On a prélevé des échantillons à un certain nombre de sites en amont et en aval des points de décharge des usines de traitement des eaux municipales en Ontario. Les sites dans lesquels des échantillons d'eau et de sédiments ont été prélevés comprenaient plusieurs sites situés à une courte distance (jusqu'à trois kilomètres) en aval des usines de traitement des eaux usées qui reçoivent des déchets des installations industrielles qui utilisent ou fabriquent du DEHA. Au total, 30 échantillons d'eau et 29 échantillons de sédiments ont été prélevés.

### *Lixiviat s'écoulant du site d'enfouissement*

Le DEHA est un composant de nombreux produits à base de PVC, notamment le film autocollant en PVC, qui seront probablement tous rejetés dans les sites d'enfouissement à la fin de leur cycle de vie. Par conséquent, le DEHA a été inclus dans la liste des substances faisant l'objet d'une enquête dans une étude sur le lixiviat s'écoulant du site d'enfouissement réalisé en vertu du programme de contrôle et de surveillance du Plan de gestion des produits chimiques 2011-2012 (Conestoga-Rovers and Associates, 2012). Une participation volontaire a été sollicitée auprès des sites d'enfouissement ayant un taux d'enfouissement annuel supérieur à 40 000 tonnes de matières résiduelles par an, ayant actuellement plus de 1 000 000 de tonnes de déchets sur le site, et ayant un système opérationnel de collecte de lixiviat. Au total, 12 sites ont participé à l'étude d'échantillonnage, y compris de sites dans l'ouest du Canada et 10 sites dans le centre du Canada. Des échantillons de lixiviat ont été prélevés à chacun des 12 sites d'enfouissement avant le traitement du site. Un échantillon de lixiviat traité a également été prélevé à trois des 12 sites d'enfouissement.

### **Autres échantillonnages dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques**

Les concentrations de DEHA ont été mesurées dans les échantillons de quatre effluents d'usines de traitement des eaux usées municipales qui avaient été prélevés préalablement en Ontario, en Alberta et au Québec dans le cadre du programme de contrôle et de surveillance du Plan de gestion des produits chimiques de 2010-2011 d'Environnement Canada (courriel daté du 1<sup>er</sup> août 2012 entre la Direction des sciences et de la technologie de l'eau d'Environnement Canada et la Direction des secteurs des produits chimiques d'Environnement Canada, source non citée).

### **Méthodes d'analyse**

Des échantillons d'eau de surface, d'influents et d'effluents ont été extraits avec du dichlorométhane (DCM) à l'aide d'un liquide/système liquide ou d'un système d'extraction en phase solide (SGS, 2010; Smyth et Parsa, 2012; Lee 2012; courriel du 7 juin 2012 entre la Direction des sciences et de la technologie de l'eau d'Environnement Canada et la Direction des sciences et de l'évaluation des risques d'Environnement Canada, source non citée). Les échantillons de biosolides ont été séchés avec du sulfate de sodium anhydre, puis extraits avec du DCM dans un système d'extraction en lit fluidisé (Smyth et Parsa, 2012). Pour les échantillons de sédiments, l'extraction a été effectuée avec du DCM à l'aide d'un bain à ultrasons suivi par une distillation (courriel daté du 7 juin 2012 entre la Direction des sciences et de la technologie de l'eau d'Environnement Canada et la Direction générale des sciences et de l'évaluation des risques d'Environnement Canada, source non citée).

Le contenu en DEHA a été déterminé en utilisant deux méthodes analytiques différentes. Presque tous les échantillons ont été analysés en adoptant des méthodes standard basées sur un chromatographe en phase gazeuse lié à un spectromètre de masse. Les seuils de détection enregistrés pour les méthodes de couplage CG-SM étaient compris dans la gamme 0,4 à 1,0 µg/L pour l'eau et les effluents, 2,0 mg/kg pour les biosolides et 0,2 mg/kg pour les sédiments aquatiques (SGS, 2010; Smyth et Parsa, 2012; courriel du 7 juin 2012 entre la Direction des sciences et de la technologie de l'eau d'Environnement Canada et la Direction des sciences et de l'évaluation des risques d'Environnement Canada, source non citée). La plupart des eaux usées d'origine industrielle échantillonnées ont également été analysées en adoptant une nouvelle méthode de couplage de chromatographie en phase liquide et spectrométrie de masse/spectrométrie de masse (CPL-SM/SM) (Lee, 2012). Par rapport à la méthode de couplage CG-SM, cette méthode est plus sélective et peut atteindre des seuils de détection bien plus faibles – 0,010 µg/L ou mieux dans les effluents (Lee, 2012).



Ces deux méthodes utilisées dans les nouvelles études sont moins sensibles aux interférences analytiques et sont donc plus sélectives et plus sensibles que la méthode de détection par chromatographie en phase gazeuse et ionisation de flammes (CG-DIF) utilisée dans les études de suivi environnemental sur lesquels les concentrations environnementales estimées reposaient dans l'évaluation préalable.

### **Exposition et caractérisation des risques**

Les résultats pour le DEHA extraits des études de suivi environnemental ciblées et de la surveillance du Plan de gestion des produits chimiques sont résumés dans les tableaux 1 et 2, respectivement.

Dans le tableau 1, les résultats concernent les échantillons fractionnés qui n'ont pas été filtrés avant l'extraction par solvant et l'analyse par couplage CG-SM et CPL-SM/SM. Les échantillons du site 2 ont été extraits et analysés 16 jours après le prélèvement des échantillons, tandis que tous les autres échantillons ont été extraits et analysés durant la période recommandée de 14 jours. En comparant les résultats des deux méthodes analytiques, on peut s'attendre à des différences en raison de la sensibilité et de la sélectivité accrues de la méthode CPL-SM/SM, et de la variabilité associée au fractionnement des échantillons contenant des matières solides en suspension.

**Tableau 1. Suivi ciblé et résultats estimés pour le DEHA**

Méthode d'échantillonnage		Concentrations basées sur l'analyse par couplage CG-SM ( $\mu\text{g/L}$ ) <sup>a</sup>	Concentrations basées sur l'analyse CPL-SM/SM ( $\mu\text{g/L}$ ) <sup>b</sup>
Décharge d'effluents industriels mesurée	Site 1 (fabricant)	857	1 125
	Site 2 (fabricant)	5 777	2 091
	Site 3 (utilisateur)	41	37
	Site 4 (utilisateur)	2 443	286
	Site 5 (utilisateur)	2 287	2 630
Influent d'usine de traitement des eaux usées municipale	Site 1	11,9	14,4
	Site 3	< 1,0 (LDM)	0,99

Méthode d'échantillonnage		Concentrations basées sur l'analyse par couplage CG-SM ( $\mu\text{g/L}$ ) <sup>a</sup>	Concentrations basées sur l'analyse CPL-SM/SM ( $\mu\text{g/L}$ ) <sup>b</sup>
mesuré			
Influent d'usine de traitement des eaux usées municipale estimé	Site 1	9,5	12,5
	Site 2	24,6	8,9
	Site 3	0,21	0,19
	Site 4	0,50	0,059
	Site 5	0,034	0,039
Effluent d'usine de traitement des eaux usées municipale mesuré	Site 1	2,16	1,46
	Site 3	< 1,0 (LDM)	0,36
Effluent d'usine de traitement des eaux usées municipale estimé	Site 1	4,1	5,4
	Site 2	2,8	1,0
	Site 3	0,031	0,028
	Site 4	0,073	0,0085
	Site 5	0,005	0,0057

<sup>a</sup> Cheminfo (2012); les échantillons ont été analysés par un laboratoire agréé

<sup>b</sup> Lee (2012)

En ce qui concerne les résultats du suivi du Plan de gestion des produits chimiques dans le tableau 2, les résultats de la chromatographie en phase gazeuse liée à un spectromètre de masse sont basés sur les échantillons non filtrés ayant subi une extraction par solvant avant l'analyse. Les résultats du couplage de chromatographie en phase liquide et spectrométrie de masse/spectrométrie de masse concernent les échantillons filtrés extraits par extraction en phase solide et, par conséquent, devraient être inférieurs à ceux des échantillons non filtrés.

**Tableau 2. Résultats du suivi environnemental du Plan de gestion des produits chimiques pour le DEHA**

Méthode d'échantillonnage		Concentrations basées sur l'analyse par couplage CG-SM ( $\mu\text{g/L}$ pour les liquides ou $\text{mg/kg}$ pour les solides)	Concentrations basées sur l'analyse CPL-SM/SM ( $\mu\text{g/L}$ pour les liquides ou $\text{mg/kg}$ pour les solides)
Influent issu d'usines de traitement des eaux usées municipales	recevant des effluents de différentes sources	< 1,0 à 1,4 <sup>a</sup>	s. o.
Effluent issu d'usines de traitement des eaux usées municipales	recevant des effluents de différentes sources	< 1,0 à 2,4 <sup>a</sup>	0,02 à 0,25 <sup>b</sup>
Biosolides – 12 échantillons <sup>a</sup>		< 2	s. o.
Eau de surface – 30 échantillons <sup>c</sup>		< 0,4	s. o.
Sédiment aquatique – 29 échantillons <sup>c</sup>		< 0,2	s. o.
Lixiviats de sites d'enfouissement – 15 échantillons <sup>d</sup>		< 0,1 à 1,0	s. o.

Abréviation : s. o. = sans objet

<sup>a</sup> Smyth et Parsa (2012); 5 installations

<sup>b</sup> Lee (2012); courriel daté du 1<sup>er</sup> août 2011 entre la Direction des sciences et de la technologie de l'eau d'Environnement Canada et la Direction des secteurs des produits chimiques d'Environnement Canada (source non citée); 4 installations; les résultats sont considérés comme étant semi-quantitatifs étant donné qu'un étalon analogue n'était pas encore disponible

<sup>c</sup> courriel daté du 7 juin 2012 entre la Direction des sciences et de la technologie de l'eau d'Environnement Canada et la Direction des sciences et de l'évaluation des risques d'Environnement Canada (source non citée).

<sup>d</sup> Conestoga-Rovers and Associates (2012)

Les concentrations environnementales estimées dans les eaux de surface recevant des effluents d'usines de traitement des eaux usées ont été dérivées en utilisant les données de suivi présentées dans les tableaux 1 et 2, et les valeurs du quotient de risque associées sont résumées dans le tableau 3. La dérivation de ces concentrations environnementales estimées est décrite dans les sections suivantes du présent rapport. Les quotients de risque ont été calculés en divisant la concentration environnementale estimée par la concentration estimée sans effet (CESE en milieu aquatique = 3,5  $\mu\text{g/L}$ ; CESE dans les sédiments =

5,6 mg/kg; en vertu de l'étude menée par Environnement Canada et Santé Canada, 2011a).

**Tableau 3. Concentrations environnementales estimées et quotients de risque pour le DEHA**

Conditions d'exposition		CEE basées sur l'analyse par couplage CG-SM (µg/L ou mg/kg)	CEE basées sur l'analyse CPL-SM/SM (µg/L ou mg/kg)	Quotients de risque (CEE/CESE) <sup>a</sup>
Fabrication industrielle	Site 1	8,2	10,8	2,3 à 3,1
	Site 1 (CEE basées sur les effluents mesurés aux usines de traitement des eaux usées)	4,3	2,9	0,8 à 1,2
	Site 2	2,8	1,0	0,3 à 0,8
Utilisation à des fins industrielles	Site 3	0,018	0,016	0,0045 à 0,005
	Site 3 (CEE basées sur les effluents mesurés aux usines de traitement des eaux usées)	< 0,6	0,2	0,06 à 0,2
	Site 4	0,049	0,006	0,002 à 0,014
	Site 5	0,0005	0,0006	0,0001 à 0,0002
Autres sources <sup>b</sup>	Diverses usines de traitement des eaux usées	< 0,1 à 0,24	0,002 à 0,025	< 0,03 à 0,07
Eau de surface – 30 échantillons		< 0,4	s. o.	< 0,1
Sédiment aquatique – 29 échantillons		< 0,2	s. o.	< 0,04
Lixiviat s'écoulant du site d'enfouissement – 15 échantillons		< 0,1 à 1,0	s. o.	< 0,03 à 0,3 <sup>c</sup>

Abréviation : s. o. = sans objet

<sup>a</sup> Pour l'eau, la CESE = 3,5 µg/L; pour le sédiment aquatique, la CESE = 5,6 mg/kg

<sup>b</sup> Aucune de ces usines de traitement des eaux usées n'est associée aux industries qui fabriquent ou utilisent le DEHA. Les données de l'analyse par couplage de chromatographie en phase liquide et spectrométrie de masse/spectrométrie de masse concernent les échantillons d'effluents filtrés, tandis que les données de l'analyse par couplage de chromatographie en phase gazeuse et spectrométrie de masse concernent les échantillons non filtrés.

<sup>c</sup> Les concentrations environnementales estimées et les quotients de risque seront inférieurs à ces valeurs, car la dilution au point de rejet des effluents et l'élimination partielle dans les usines

de traitement des eaux usées diminueront les concentrations dans l'eau de surface par rapport à celles des lixiviats.

### **Résultats pour les usines de traitement des eaux usées desservant les industries fabriquant ou utilisant du DEHA**

Les concentrations moyennes de DEHA mesurées dans les effluents industriels non filtrés à 5 sites industriels différents étaient comprises entre 41 et 5 777 µg/L d'après une analyse par couplage de chromatographie en phase gazeuse et spectrométrie de masse (Cheminfo, 2012) et entre 37 et 2 630 µg/L d'après une analyse par couplage de chromatographie en phase liquide et spectrométrie de masse/spectrométrie de masse (Lee, 2012) (tableau 1). À une exception près, les résultats pour les deux méthodes étaient semblables; c'est-à-dire avec un facteur de 2 à 3. Les concentrations de DEHA variaient d'un site à l'autre en fonction de différents facteurs : la fabrication ou l'utilisation de DEHA par l'installation, les processus de production particuliers en place et le volume d'effluents subséquent. Par exemple, les concentrations élevées de DEHA dans certains effluents issus d'utilisateurs industriels étaient dues à l'accumulation de DEHA dans l'eau de refroidissement remise en circulation et aux volumes limités d'eau de refroidissement utilisés. Les concentrations élevées de DEHA dans les effluents industriels issus de fabricants de DEHA étaient aussi dues à un volume plus faible d'eau de traitement utilisé. Les deux installations de fabrication de DEHA ont un système de traitement des déchets sur place. Toutes les eaux usées issues de la fabrication industrielle et des utilisations de DEHA sont rejetées dans les réseaux d'égouts municipaux et entrent dans les usines de traitement des eaux usées en ayant subi un traitement primaire, secondaire ou en lagune.

Comme cela a été mentionné précédemment, des échantillons d'influent et d'effluent de deux usines de traitement des eaux usées municipales ont été prélevés; l'un recevant les effluents industriels de l'un des fabricants de DEHA étudiés et l'autre recevant les effluents industriels de l'un des utilisateurs industriels étudiés. La concentration la plus élevée de DEHA mesurée dans des effluents non filtrés était de 2,2 µg/L et les résultats étaient uniformes pour les deux méthodes (tableau 1).

D'après ces données de suivi environnemental (tableau 3), les concentrations environnementales estimées ont été calculées pour estimer le niveau d'exposition dans l'environnement récepteur proche du point de rejet (c'est-à-dire une concentration environnementale estimée propre au site et proche du site). La concentration de DEHA mesurée dans les effluents de l'usine de traitement des eaux usées municipales associée au fabricant de DEHA a été utilisée pour calculer une concentration environnementale estimée, en tenant compte de la possibilité que la concentration de pointe ait pu atteindre un facteur 20 fois supérieur (en raison du moment de l'échantillonnage relatif à l'appariement hydraulique pour le rejet en lots; Stropky *et al.*, 2007) et en tenant compte d'une

capacité de dilution propre au site (en appliquant un facteur de dilution limitatif maximum de 10) de l'eau réceptrice dans le milieu environnant. La concentration de DEHA mesurée dans les effluents de l'usine de traitement des eaux usées municipale associée à l'utilisateur industriel de DEHA a été utilisée pour calculer une concentration environnementale estimée en tenant compte uniquement de la capacité de dilution propre au site, étant donné que le rejet a été considéré comme étant continu. Étant donné que le DEHA a été mesuré dans les effluents industriels de ce fabricant et de cet utilisateur industriel, les concentrations environnementales estimées ont également été calculées de la même manière que les trois autres sites industriels où le DEHA a été mesuré dans les effluents industriels uniquement (c'est-à-dire à l'endroit où les effluents des usines de traitement des eaux usées municipales associés n'ont pas été échantillonnés), tel que cela est décrit ci-dessous.

Les concentrations environnementales estimées propres aux sites ont été déterminées pour les cinq sites industriels et de fabrication en utilisant les charges quotidiennes de DEHA dans les usines de traitement des eaux usées locales estimées à partir des données de suivi environnemental des effluents industriels du tableau 1. On a d'abord déterminé l'usine de traitement des eaux usées municipale vers laquelle l'installation effectuait ses rejets, le type de traitement utilisé à l'usine de traitement des eaux usées et son taux de rejet en litres par jour. En utilisant les modèles ASTreat (2006) et STP-EX (2012), on estime que les efficacités d'élimination dans les usines de traitement des eaux usées pour le DEHA sont entre 85 et 89 %. La concentration environnementale estimée a été déterminée à partir du calcul de la concentration d'effluents dans les usines de traitement des eaux usées en tenant compte de la capacité de dilution des eaux réceptrices dans le milieu environnant. Lorsque les eaux réceptrices étaient un lac de grande taille ou une rivière, un facteur de dilution limitatif de 10 a été appliqué au calcul de la concentration d'effluents.

Les estimations des concentrations environnementales estimées pour les usines de traitement des eaux usées desservant les installations fabriquant du DEHA étaient de l'ordre de 1,0 à 10,8 µg/L, selon l'endroit et la méthode d'analyse. Les quotients de risque associés variaient entre 0,3 et 3,1 (tableau 3). Ces résultats laissent supposer qu'il est peu probable qu'il y ait des risques associés à la fabrication industrielle de DEHA. Pour l'installation de fabrication associée à la concentration environnementale estimée la plus élevée et au quotient de risque le plus élevé (c'est-à-dire le site 1), les estimations d'exposition peuvent sembler prudentes étant donné que les concentrations d'eaux usées municipales ont été ajustées à la hausse (par un facteur de 20) afin de refléter les possibles concentrations de pointe de DEHA dans les effluents, qui ont pu être enregistrées à un moment différent de la collecte d'échantillons associés au rejet en lots. Cela est d'autant plus vrai que les concentrations environnementales estimées basées sur le DEHA mesuré dans les effluents industriels sont plus élevées que celles mesurées dans les effluents des usines de traitement des eaux usées par un facteur de 2 à 4. En outre, la concentration estimée sans effet appliquée est conservatrice pour les fabricants de DEHA, car elle suppose des

expositions chroniques (à relativement long terme). Toutefois, en raison de l'approche par lots relative à la fabrication, la durée des concentrations de pointe découlant de la fabrication devrait être relativement courte. Compte tenu de ces facteurs, les quotients de risque associés à la fabrication de DEHA ne sont pas jugés significatifs.

Toutes les concentrations environnementales estimées pour les usines de traitement des eaux usées desservant les utilisateurs industriels de DEHA ont été estimées à moins de 0,6 µg/L (tableau 3). Les quotients de risque étaient inférieurs à 1 et étaient compris entre 0,0001 et 0,2. Les résultats pour ces trois installations indiquent que les rejets des utilisateurs industriels de DEHA ne nuisent probablement pas aux organismes aquatiques.

Pour l'ensemble des cinq installations examinées dans le cadre de ces analyses d'exposition, les résultats indiquent que les rejets de DEHA provenant de sources industrielles dans le milieu aquatique au Canada ne nuisent probablement pas aux organismes aquatiques.

### **Résultats pour d'autres usines de traitement des eaux usées**

En ce qui concerne les résultats de surveillance du Plan de gestion des produits chimiques dans le tableau 2, aucune des usines de traitement des eaux usées municipales d'Ontario, d'Alberta ou du Québec n'a été associée aux industries qui fabriquent ou utilisent du DEHA (Smyth et Parsa, 2012; Lee, 2012; courriel daté du 1<sup>er</sup> août 2012 entre la Direction des sciences et de la technologie de l'eau d'Environnement Canada et la Direction des secteurs des produits chimiques d'Environnement Canada, source non citée). Ces usines de traitement des eaux usées emploient une variété de processus de traitements primaires et secondaires des eaux d'égout et reçoivent différents types d'influents, y compris des lixiviats de sites d'enfouissement ainsi que des rejets industriels/d'utilisation commerciale et domestique. Les échantillons prélevés incluaient des influents bruts, des effluents et des biosolides traités.

Au total, environ 30 échantillons d'influents et d'effluents non filtrés obtenus à partir de cinq usines de traitement des eaux usées en Ontario et au Québec ont été analysés par couplage entre la chromatographie en phase gazeuse et la spectrométrie de masse. Du DEHA a été détecté à une concentration de 1,4 µg/L dans un échantillon d'influents et à 2,4 µg/L dans un échantillon d'effluents (tableau 2) qui ont été prélevés à des jours différents à la même usine de traitement des eaux usées. Cette installation recevait également un lixiviat de sites d'enfouissement. Aucun DEHA n'a été détecté dans les autres échantillons d'influents ou d'effluents, ou dans les 12 échantillons de biosolides (seuil de détection = 1,0 µg/L et 2 mg/kg; Smyth et Parsa, 2012).

En outre, les concentrations de DEHA ont été mesurées dans les échantillons d'influents et d'effluents filtrés de quatre usines de traitement des eaux usées en

Ontario, en Alberta et au Québec en utilisant la méthode de couplage de chromatographie en phase liquide et spectrométrie de masse/spectrométrie de masse (Lee, 2012; courriel daté du 1<sup>er</sup> août 2012 entre la Direction des sciences et de la technologie de l'eau d'Environnement Canada et la Direction des secteurs des produits chimiques d'Environnement Canada, source non citée). Bien que les résultats ne soient pas directement comparables aux résultats de la méthode par couplage de chromatographie en phase gazeuse et spectrométrie de masse (qui était basée sur des échantillons non filtrés), les résultats indiquent que les concentrations de DEHA sont faibles (entre 0,02 et 0,25 µg/L dans les effluents; tableau 2) à toutes les installations testées. Ces résultats sont considérés comme étant semi-quantitatifs étant donné qu'aucun étalon analogue n'était encore disponible.

Une concentration environnementale estimée a été estimée pour l'effluent d'une usine de traitement des eaux usées ayant la concentration la plus élevée (2,4 µg/L) dans ses effluents. La concentration environnementale estimée était de 0,24 µg/L, permettant ainsi un facteur de dilution limitatif 10 fois supérieur dans les eaux réceptrices. Les concentrations environnementales estimées pour les autres usines de traitement des eaux usées ont également été estimées en utilisant un facteur de dilution limitatif dix fois supérieur dans les eaux réceptrices et les valeurs étaient toutes inférieures à 0,1 µg/L. Comme le tableau 3 l'indique, les quotients de risque résultants sont compris entre moins de 0,03 et 0,07.

Ces résultats indiquent qu'aux usines de traitement des eaux usées ne recevant pas de déchets de fabrication ou d'utilisation industrielle de DEHA, les possibles rejets diffus de DEHA dans le milieu aquatique ne nuisent probablement pas aux organismes aquatiques.

### **Résultats pour l'eau et les sédiments**

Comme le tableau 2 l'indique, aucun DEHA n'a été détecté dans les échantillons d'eau de surface ou de sédiments recueillis en novembre 2011 dans divers bassins versants en Ontario (courriel daté du 7 juin 2012 entre la Direction des sciences et de la technologie de l'eau d'Environnement Canada et la Direction générale des sciences et de l'évaluation des risques d'Environnement Canada, source non citée). Pour l'eau de surface et les sédiments, les concentrations enregistrées dans le tableau 2 ont été directement utilisées (pas de dilution) pour déterminer les concentrations environnementales estimées pour ces milieux dans l'environnement ambiant (c'est-à-dire les concentrations environnementales estimées loin du site).

Des seuils de détection de 0,4 µg/L pour l'eau et 0,2 mg/kg pour les sédiments ont été utilisés pour estimer les limites supérieures des concentrations environnementales estimées pour le calcul du quotient de risque. Comme le tableau 3 l'indique, les valeurs maximales du quotient de risque résultantes sont inférieures à 0,1, ce qui indique que les concentrations de DEHA dans les eaux



de surface ambiantes et les sédiments au Canada ne sont probablement pas nocives pour les organismes aquatiques pélagiques ou benthiques.

### ***Résultats pour le lixiviat des sites d'enfouissement***

Aucun DEHA n'a été détecté dans l'un des échantillons de lixiviat de prétraitement ou de post-traitement obtenus dans des sites d'enfouissement dans le centre et l'ouest du Canada (tableau 2). Le seuil de détection pour le DEHA était compris entre 0,1 et 1,0 µg/L (Conestoga-Rovers et Associates, 2012).

Les concentrations mesurées de lixiviat de sites d'enfouissement ont été utilisées directement (pas de dilution) pour déterminer les concentrations environnementales estimées dans le milieu aquatique. De nombreux lixiviats de sites d'enfouissement sont rejetés dans les usines de traitement des eaux usées municipales, et sont dilués et traités avant d'entrer dans l'environnement. Étant donné qu'aucun DEHA n'a été détecté dans les échantillons, les limites de détection de la méthode ont été utilisées pour déterminer la limite supérieure des concentrations environnementales estimées dans le milieu environnant. Cela représente le pire des cas étant donné que les concentrations réelles étaient inférieures aux seuils de détection, et que les concentrations présentes dans le lixiviat diminueront en raison de l'élimination par les usines de traitement des eaux usées et par dilution lorsqu'elles se mélangeront avec les eaux de surface. Comme le tableau 3 l'indique, les valeurs maximales du quotient de risque résultantes sont faibles (< 0,03 à 0,3), ce qui indique que les concentrations de DEHA dans les lixiviats de sites d'enfouissement canadiens ne sont probablement pas nocives pour les organismes aquatiques.

### ***Comparaison avec les résultats de l'évaluation préalable***

Lors de l'évaluation préalable du DEHA (Environnement Canada et Santé Canada, 2011a), des données de suivi publiées pour les effluents des usines de traitement des eaux usées d'un certain nombre de municipalités au Québec ont bien appuyé la conclusion. Ces données canadiennes indiquaient le risque potentiel provenant de sources diffuses de DEHA, étant donné qu'un certain nombre de concentrations environnementales estimées dans le milieu environnant estimées pour l'environnement ambiant étaient bien au-dessus de la concentration estimée sans effet. Cependant, les résultats des initiatives d'échantillonnage décrites dans le présent rapport indiquent que les concentrations de DEHA dans les effluents des usines de traitement des eaux usées canadiennes et dans les eaux de surface ambiante et les sédiments sont bien en dessous des concentrations estimées sans effet pertinentes. Par conséquent, la fiabilité des données de suivi utilisées dans l'évaluation préalable a été réévaluée.

Les données de suivi enregistrées par Horn *et al.* (2004), Barnabe *et al.* (2008) et Beauchesne *et al.* (2008) ont été utilisées en tant qu'éléments de preuve clés liés à l'exposition dans l'évaluation préalable. Ces auteurs ont employé la chromatographie en phase gazeuse avec ionisation de flamme pour l'analyse du DEHA dans des extraits d'effluents, d'eau de rivière, de lixiviat de sites d'enfouissement, de boues et de neige. L'examen critique de leurs procédures a révélé plusieurs lacunes possibles (De Silva, 2012; Lee, 2012). La méthode de quantification par détecteur à ionisation de flamme utilisée n'est pas spécifique, et est par conséquent sujette à erreur en raison des possibles interférences analytiques des produits chimiques organiques dans des mélanges environnementaux complexes typiques des boues et des eaux usées. L'approche privilégiée pour les matrices complexes consiste à utiliser un détecteur propre à la matière à analyser, tel que les méthodes basées sur la spectrométrie de masse (CG-SM et CL-SM/SM) utilisées lors des récentes études de suivi environnemental décrites dans le présent rapport.

Dans le cadre d'un travail préliminaire effectué en 2011, l'analyse basée sur la spectrométrie de masse de deux échantillons d'influent et d'un échantillon d'effluents provenant d'usines de traitement des eaux usées canadiennes a révélé la présence d'une substance (9-octadécénamide, n° CAS 301-02-0) coéluante avec le DEHA (Lee, 2012). Cette substance coéluante a interféré avec la désignation et la quantification du DEHA, tel que cela a été démontré en utilisant le couplage entre la chromatographie en phase gazeuse et la spectrométrie de masse (CG-SM) en mode balayage, qui sert à déterminer les composants non ciblés de la base de données des spectres de masse standard. Si l'on considère que la méthode CG-DIF n'est pas aussi sensible et spécifique que les méthodes CG-SM et CL-SM/SM (étant donné que la méthode CG-DIF détermine un pic analytique uniquement par son temps de rétention), on pense que les études de suivi environnemental utilisées dans l'évaluation préliminaire surestimaient la quantité de DEHA en raison de l'interférence des produits coextraits des échantillons (De Silva, 2012; Lee, 2012).

D'après ces examens, les données sur la concentration de DEHA enregistrées par Horn *et al.* (2004), Barnabe *et al.* (2008) et Beauchesne *et al.* (2008) sont supplantées par les résultats de suivi environnemental plus récents.

L'exposition associée aux installations de nettoyage de camions de transport n'a pas été réévaluée dans le présent rapport. D'après les nouveaux renseignements recueillis sur les pratiques de manipulation industrielle pour le DEHA, la majorité du transport du DEHA s'effectue par camions-citernes. Étant donné que les camions utilisés ne sont pas destinés au transport de DEHA, ils doivent être nettoyés après chaque utilisation (Cheminfo, 2012) dans des installations de nettoyage spécialisées. D'après certains renseignements nouvellement recueillis, les calculs du modèle d'exposition pour le nettoyage de conteneurs présentés dans l'évaluation préalable ont pu sous-estimer la quantité de DEHA possiblement rejetée par ces installations de nettoyage de camions.

Cependant, tous les renseignements nécessaires pour modéliser avec plus de précision les rejets issus de ces types d'activités ne sont pas disponibles actuellement. Les efforts pour obtenir ces renseignements sont en cours, et le potentiel de risque découlant de ces sources sera pris en compte lorsque l'information nécessaire sera disponible.

### ***Incertitudes***

Les données de suivi les plus récentes utilisées afin d'estimer les concentrations d'exposition dans le présent rapport sont basées sur des méthodes analytiques plus fiables que les données de suivi publiées utilisées dans l'évaluation préalable. Les nouvelles données devraient être représentatives des conditions proches des pollutions ponctuelles majeures de rejet de DEHA. Les nouvelles données sont plus exhaustives que celles utilisées dans l'évaluation préalable, en ce qui concerne les régions du pays représenté (Ontario, Québec et Alberta), le nombre et les types d'échantillons prélevés (eau de surface, sédiments et eaux usées). En raison de sa tendance à se répartir dans les phases organiques, le DEHA rejeté dans le milieu aquatique aura tendance à s'accumuler dans les sédiments benthiques. Par conséquent, l'inclusion des données d'exposition dans le présent rapport pour les sédiments canadiens est très importante.

La CESE en milieu aquatique utilisée pour estimer le risque dans le présent rapport est la même que celle utilisée dans l'évaluation préalable et dans le rapport d'évaluation initial de l'Organisation de coopération et de développement économiques (2005). Il est important de noter que la concentration estimée sans effet en milieu aquatique est proche des limites de détection de la méthode actuellement utilisées par les laboratoires commerciaux. Des méthodes analytiques standard (p. ex. nettoyage plus rigoureux des échantillons, utilisation de DEHA étiqueté selon les isotopes en tant qu'étalon analogue, analyse des phases dissoutes par rapport aux phases particulières) amélioreraient la détermination quantitative du DEHA dans divers milieux.

Enfin, bien que la quantité de DEHA dans le commerce au Canada semble être demeurée stable au cours des dernières années, le DEHA est un substitut potentiel aux plastifiants phtaliques d'après les nouveaux renseignements recueillis (Cheminfo, 2012). Compte tenu du pourcentage élevé du marché mondial des plastifiants qui utilise les produits phtaliques, il est possible que la tendance du marché change et entraîne une augmentation des quantités de DEHA utilisées et rejetées dans l'environnement à l'avenir. Si ces quantités augmentent de manière significative, il faudrait devoir prendre des mesures supplémentaires.

## **Conclusion**

Dans l'évaluation préalable pour le DEHA (Environnement Canada et Santé Canada, 2011a) il a été conclu que cette substance ne satisfait pas aux critères liés à la persistance et à la bioaccumulation qui figurent au *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000). Il a également été déterminé que les concentrations environnementales estimées dans le milieu aquatique sont suffisamment élevées pour pouvoir nuire au biote aquatique. Cependant, les renseignements industriels plus récents et les résultats de suivi décrits dans le présent rapport ont remis en cause la validité des données de suivi publiées qui représentaient un élément de preuve important dans l'évaluation préalable. Les estimations d'exposition dans les analyses de suivi, y compris celles calculées à l'aide de modèles, étaient donc basées sur des renseignements plus récents, et sont ainsi considérées comme étant plus fiables. Les nouveaux renseignements sur l'exposition écologique indiquent que les concentrations dans le milieu aquatique sont probablement inférieures à celles pouvant nuire à l'environnement. On ne pense pas que le DEHA soit nocif pour les organismes aquatiques pélagiques ou benthiques au Canada.

Par conséquent, on a conclu que le DEHA (n° CAS 103-23-1) n'est plus réputé satisfaisant aux critères du paragraphe 64a) de la LCPE (1999), puisqu'il ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique. Le DEHA ne satisfait pas non plus aux critères énoncés à l'alinéa 64b) de la LCPE (1999), car il ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

Lorsque nous obtiendrons les nouveaux renseignements nécessaires pour modéliser avec plus de précision les rejets issus des activités de nettoyage des camions de transport, le potentiel de risque de ces sources sera pris en compte. Les activités d'évaluation réglementaire dans d'autres provinces ou territoires seront suivies afin de déterminer toute nouvelle information ou décision réglementaire relative au DEHA.

## **Références**

ASTreat. 2006. Un programme d'ordinateur pour la prévision de l'élimination des usines de traitement des eaux usées. Version 1.0. Élaboré par la Proctor & Gamble Company, Cincinnati (OH), États-Unis. Révisé et lancé en 2006.

Barnabé, S., Beauchesne, I., Cooper, D.G., Nicell, J.A. 2008. Plasticizers and their degradation products in the process streams of a large urban physicochemical sewage treatment plant. *Water Research* 42:153-162.

Beauchesne, I., Barnabé, S., Cooper, D.G., Nicell, J.A. 2008. Plasticizers and related toxic degradation products in wastewater sludges. *Water Science & Technology* 57:367-374.

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

Canada. 2000. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*, C.P. 2000-348, 23 mars 2000, DORS/2000-107. Accès : [www.gazette.gc.ca/archives/p2/2000/2000-03-29/pdf/g2-13407.pdf](http://www.gazette.gc.ca/archives/p2/2000/2000-03-29/pdf/g2-13407.pdf)

Canada. Ministère de l'Environnement, ministère de la Santé. 2011. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Publication de la décision finale après évaluation préalable d'une substance — l'Adipate de bis(2-éthylhexyle), numéro de CAS 103-23-1 — inscrite sur la Liste intérieure (paragraphe 77(6) de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. *Gazette du Canada*, Partie I, vol. 145, n° 37, Supplément de la *Gazette du Canada*, p. 15-17. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/rp-pr/p1/2011/2011-09-10/html/sup1-fra.html#m106>

Cheminfo. 2012. Technical study and sampling campaign for Hexanedioic acid, bis(2-ethylhexyl) ester (CAS RN: 103-23-1). Rapport interne (inédit) préparé pour la Division de la production des produits chimiques, Direction du secteur des produits chimiques, Environnement Canada. 27 mars 2012. 182 p.

Conestoga-Rovers and Associates. 2012. Results for landfill monitoring for Chemicals Management Plan substances, 2011 field season sampling program. Rapport interne (inédit) préparé pour Direction du secteur des produits chimiques, Environnement Canada. Mars 2012. 61 p.

De Silva, A. 2012. Technical review of methodologies for analysis of di-2-ethylhexyl adipate (DEHA) and related chemicals by Barnabé *et al.* (2008), Beauchesne *et al.* (2008) and Horn *et al.* (2004). Rapport interne (inédit) préparé par De Silva, A., Direction de la recherche sur les contaminants aquatiques, Direction des sciences et de la technologie de l'eau, Environnement Canada pour la Division des évaluations écologiques, Direction des sciences et de l'évaluation des risques, Environnement Canada. 6 p.

Environnement Canada. 2010. Données sur les substances du lot 11 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 onzième lot du Défi*. Données préparées par Environnement Canada, Programme des substances existantes.

Environnement Canada, Santé Canada. 2011a. Évaluation préalable pour le Défi concernant l'adipate de bis(2-éthylhexyle) (DEHA), n° CAS 103-23-1. Accès : [http://www.ec.gc.ca/ese-ees/39958D25-E900-488F-9190-F776660D4A0A/Batch%2011\\_103-23-1\\_FR.pdf](http://www.ec.gc.ca/ese-ees/39958D25-E900-488F-9190-F776660D4A0A/Batch%2011_103-23-1_FR.pdf)

Environnement Canada, Santé Canada. 2011b. Approche de gestion des risques proposée pour l'adipate de bis(2-éthylhexyle) (DEHA), n° CAS 103-23-1. Accès : <http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=2AC65068-1>

Felder, J.D., Adams, W.J., Saeger, V.W. 1986. Assessment of the safety of dioctyl adipate in freshwater environments. *Environmental Toxicology and Chemistry* 5(8):777-784.

Horn, O., Nalli, S., Cooper, D., Nicell, J. 2004. Plasticizer metabolites in the environment. *Water Research* 38:3693-3698.

Lee, B. 2012. DEHA – Internal report distributed to members of the DEHA Risk Assessment/Risk Management workgroup. Révision 1.0, 1<sup>er</sup> août 2012. Rapport interne (inédit) préparé par la Direction de la recherche sur les contaminants aquatiques, Direction des sciences et de la technologie de l'eau, Environnement Canada pour la Division de la gestion des substances chimiques, Direction du secteur des produits chimiques, Environnement Canada. 13 p.

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2005. Bis(2-ethylhexyl)adipate (DEHA). Organisation de coopération et de développement économiques, SIDS Initial Assessment Report for SIAM 10, Tokyo (Japon), du 15 au 17 mars 2000. Accès : <http://www.inchem.org/documents/sids/sids/103231.pdf>

[SGS] SGS Canada Inc. 2010. Determination of semi-volatile organic compounds in water and soil by GC/MS. Environmental Services Method Summary MTH-CHR-16-2.2. Rapport interne (inédit) présenté à la Division de la production des produits chimiques, Direction du secteur des produits chimiques, Environnement Canada. Révision 2.2. Lakefield (Ont.) : SGS Environmental Services. 8 p.

Smyth, S.A., Parsa, M. 2012. Bis(2-ethylhexyl)hexanedioic acid (DEHA, 103-23-1) in municipal wastewater and biosolids. Rapport interne (inédit) préparé par la Direction de la recherche sur les contaminants aquatiques, Environnement Canada présenté à la Division des nouvelles priorités, Direction des sciences et de l'évaluation des risques, Environnement Canada. 4 juin 2012. 4 p.

STP-EX. 2012. Un programme d'ordinateur pour la prévision de l'élimination des usines de traitement des eaux usées. Élaboré par l'Université de Windsor, Windsor (Ont.), Canada. Lancé le 1<sup>er</sup> février 2012.

Stropky, D., Pougatch, K., Nowak, P., Salcudean, M., Pagoria, P., Gartshore, I., Yuan, J. 2007. RTD (residence time distribution) predictions in large mechanically aerated lagoons. *Water Science and Technology* 55(11):29-36.