

Rapport d'évaluation préalable

Hexachloroéthane

Numéro de registre du Chemical Abstracts Service

67-72-1

Environnement et Changement Climatique Canada

Santé Canada

Avril 2016

N° de cat. : En14-232/2015F-PDF
ISBN 978-0-660-02778-4

Le contenu de cette publication ou de ce produit peut être reproduit en tout ou en partie, et par quelque moyen que ce soit, sous réserve que la reproduction soit effectuée uniquement à des fins personnelles ou publiques mais non commerciales, sans frais ni autre permission, à moins d'avis contraire.

On demande seulement :

- de faire preuve de diligence raisonnable en assurant l'exactitude du matériel reproduit;
- d'indiquer le titre complet du matériel reproduit et l'organisation qui en est l'auteur;
- d'indiquer que la reproduction est une copie d'un document officiel publié par le gouvernement du Canada et que la reproduction n'a pas été faite en association avec le gouvernement du Canada ni avec l'appui de celui-ci.

La reproduction et la distribution à des fins commerciales est interdite, sauf avec la permission écrite de l'auteur. Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec l'informathèque d'Environnement et Changement Climatique Canada au 1-800-668-6767 (au Canada seulement) ou 819-997-2800 ou par courriel à enviroinfo@ec.gc.ca.

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement et Changement Climatique, 2016.

Also available in English

Sommaire

Conformément à l'article 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE], les ministres de l'Environnement et Changement Climatique et de la Santé ont procédé à une évaluation préalable de l'hexachloroéthane (numéro de registre du Chemical Abstracts Service 67-72-1). L'hexachloroéthane a été désigné comme substance prioritaire pour l'évaluation, car il répondait aux critères de catégorisation pour la persistance et présentait le plus fort risque d'exposition humaine en vertu du paragraphe 73(1) de la LCPE. L'hexachloroéthane a également été classé par d'autres organismes comme agent cancérigène possible pour les humains selon le Centre International de Recherche sur le Cancer (groupe 2B) et l'Environmental Protection Agency des États-Unis (groupe C).

Aucun renseignement indiquant que l'hexachloroéthane serait naturellement présent dans l'environnement n'a été relevé. L'hexachloroéthane était auparavant importé au Canada pour être utilisé comme intermédiaire chimique, comme agent de flux pour l'affinage du grain et le dégazage des alliages d'aluminium, comme ignifugeant dans les résines de stratification industrielles et comme réactif dans les munitions fumigènes pour usage militaire. Des données récentes indiquent que de petites quantités d'hexachloroéthane continuent à être importées et utilisées pour le dégazage d'alliages d'aluminium. Au Canada, l'hexachloroéthane n'est pas fabriqué intentionnellement aux fins de distribution commerciale; il est plutôt formé pendant d'autres procédés dans l'industrie des substances chlorées et peut également être formé comme sous-produit de la chloration de l'eau et des eaux usées et de l'incinération d'hydrocarbures chlorés. D'après les résultats d'une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE pour l'année 2000, environ 150 tonnes d'hexachloroéthane ont été fabriquées au Canada, et entre 10 et 100 tonnes ont été importées au pays.

L'utilisation d'hexachloroéthane est abandonnée graduellement au Canada et à l'échelle internationale. D'après les profils d'utilisation déclarés, l'hexachloroéthane devrait être rejeté principalement dans l'air, avec de plus faibles rejets dans l'eau et le sol.

D'après ses propriétés physiques et chimiques, l'hexachloroéthane ne devrait pas se dégrader rapidement dans l'environnement; il s'agit d'une substance persistante dans l'air, dans l'eau et dans le sol. L'hexachloroéthane a un potentiel modéré d'accumulation dans les organismes; toutefois, aucune donnée probante n'indique que la substance connaîtra une bioamplification dans les chaînes alimentaires trophiques. Les valeurs empiriques relatives à la toxicité aquatique aiguë indiquent que la substance est très dangereuse pour les organismes aquatiques.

Pour l'évaluation écologique préalable, plusieurs modèles ont été exécutés en utilisant des hypothèses et des scénarios prudents afin de déterminer les concentrations d'hexachloroéthane dans l'air, l'eau et les sédiments. Les concentrations environnementales estimées (CEE) dans l'air et dans l'eau n'excèdent pas les concentrations associées à des effets. Bien que les concentrations mesurées d'hexachloroéthane dans les sédiments relevées dépassaient les concentrations avec

effet, les données étaient plus anciennes et les concentrations provenaient d'une région où les rejets connus avaient cessé et où des activités d'assainissement avaient eu lieu.

Compte tenu de tous les éléments de preuve contenus dans la présente évaluation préalable, l'hexachloroéthane présente un faible risque d'effets nocifs sur les organismes et sur l'intégrité globale de l'environnement. Il est conclu que l'hexachloroéthane ne satisfait pas aux critères énoncés aux alinéas 64a) ou b) de la LCPE, car il ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

L'air intérieur est la principale source d'exposition à l'hexachloroéthane pour la population générale. L'absorption par l'air ambiant, l'eau potable et le sol devrait être négligeable. Les aliments ne sont pas considérés comme une source d'exposition à l'hexachloroéthane.

Fondée principalement sur des évaluations reposant sur le poids de la preuve réalisées par des organismes internationaux, la cancérogénicité constitue un effet critique pour la caractérisation du risque que représente la substance pour la santé humaine. À la suite d'une exposition orale chronique à l'hexachloroéthane, une augmentation significative de l'incidence de tumeurs au foie et aux reins a été observée chez la souris et le rat, respectivement. On a également observé une augmentation du nombre de phéochromocytomes de la glande surrénale chez les rats exposés à l'hexachloroéthane. Toutefois, les résultats des essais de génotoxicité étaient généralement négatifs. D'autres effets observés chez les animaux de laboratoire exposés à l'hexachloroéthane comprennent des effets non cancérogènes dans les reins ainsi que la toxicité pour le développement à des concentrations d'exposition plus élevées.

La marge entre les estimations de l'absorption d'hexachloroéthane par la population générale et la concentration associée à un effet critique non cancérogène pour la toxicité rénale chez les animaux de laboratoire est considérée comme adéquate pour tenir compte de l'incertitude dans les bases de données relatives aux effets sur la santé et à l'exposition.

Compte tenu de l'adéquation des marges entre l'exposition et les concentrations associées à un effet critique, on conclut que l'hexachloroéthane ne satisfait pas aux critères de l'article 64c) de la LCPE, car la substance ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Conclusion

D'après les renseignements disponibles, on conclut que l'hexachloroéthane ne satisfait à aucun des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE.

Cependant, à cause de ses propriétés dangereuses, des options sur la meilleure façon de surveiller les changements apportés au profil d'utilisation de cette substance, incluant l'application des dispositions relatives aux nouvelles activités, ont fait l'objet d'études. Dans ce cas, en se fondant sur la probabilité de l'utilisation décroissante de l'hexachloroéthane au Canada ainsi que le fait que les bénéfices associés aux actions de suivi seront présumément nuls, aucune mesure additionnelle de suivi pour l'hexachloroéthane n'est proposée pour le moment.

Table des matières

Introduction.....	7
2. Identité de la substance	8
3. Propriétés physiques et chimiques	9
4. Sources	11
5. Utilisations.....	12
6. Rejets dans l'environnement.....	13
7. Devenir et comportement dans l'environnement	15
7.1 Distribution dans l'environnement	15
7.2 Persistance dans l'environnement	16
7.3 Potentiel de bioaccumulation	18
8. Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement	18
8.1 Évaluation de l'exposition de l'environnement	18
8.2 Évaluation des effets sur l'environnement.....	22
8.3 Caractérisation des risques pour l'environnement	23
9.1 Évaluation de l'exposition	28
9.2 Évaluation des effets sur la santé	31
9.3 Caractérisation du risque pour la santé humaine et incertitudes	34
9.4 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour la santé humaine.....	35
10. Conclusion	35
Références.....	37
Annexe 1 : Tranche supérieure des estimations de l'absorption quotidienne d'hexachloroéthane pour la population générale du Canada	53
Annexe 2 : Résumé des données sur les effets de l'hexachloroéthane sur la santé	55

Introduction

Conformément à l'article 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE] (Canada, 1999), les ministres de l'Environnement et Changement Climatique et de la Santé procèdent à une évaluation préalable des substances afin de déterminer si elles présentent ou sont susceptibles de présenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine.

Une évaluation préalable de l'hexachloroéthane (numéro de registre du Chemical Abstracts Service [CAS] 67-72-1), une substance qui figure sur la Liste intérieure des substances (LIS), a été réalisée. Une priorité a été accordée à l'évaluation de l'hexachloroéthane au cours de la catégorisation des substances de la LIS, car il répondait aux critères de persistance, de bioaccumulation et de toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques. L'hexachloroéthane a également été classé par d'autres organismes comme agent cancérigène possible pour les humains selon le Centre International de Recherche sur le Cancer (groupe 2B) et l'Environmental Protection Agency des États-Unis (groupe C).

Les évaluations préalables mettent l'accent sur les renseignements jugés essentiels pour déterminer si une substance répond aux critères de l'article 64 de la LCPE. Les évaluations préalables visent à examiner les données scientifiques et à formuler des conclusions fondées sur le poids de la preuve et le principe de prudence¹.

Une ébauche d'un rapport sur l'état des connaissances scientifiques pour une évaluation préalable des effets sur la santé ainsi que des documents de travail connexes qui ne sont pas publiés ont été préparés en 2004 par la Division des substances existantes de Santé Canada. L'ébauche du rapport a été soumise à un examen externe afin de vérifier la pertinence de la couverture des données et la solidité des conclusions. L'ébauche du rapport sur l'état des connaissances scientifiques a été affichée sur le site Web de Santé Canada en janvier 2006. La présente évaluation préalable comprend une mise à jour du Rapport sur l'état des connaissances scientifiques concernant les aspects relatifs à la santé humaine et examine les aspects écologiques.

¹ La détermination de la conformité à un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 repose sur une évaluation des risques pour l'environnement ou la santé humaine associés aux expositions dans l'environnement en général. Pour les humains, cela inclut, sans toutefois s'y limiter, les expositions à l'air ambiant et l'air intérieur, à l'eau potable, aux produits alimentaires et dues à l'utilisation de produits de consommation. Une conclusion établie en vertu de la LCPE n'est pas pertinente, ni n'empêche une évaluation en fonction des critères de danger stipulés dans le *Règlement sur les produits contrôlés*, qui fait partie du cadre réglementaire pour le Système d'information sur les matières dangereuses utilisées au travail (SIMDUT) pour les produits destinés à être utilisés au travail. De plus, une conclusion fondée sur les critères énoncés à l'article 64 de la LCPE n'empêche pas la prise de mesures en vertu d'autres articles de la LCPE ou d'autres lois.

La présente évaluation préalable prend en considération les renseignements sur les propriétés chimiques et les utilisations de l'hexachloroéthane ainsi que les dangers associés à l'exposition à cette substance. Des données recueillies jusqu'en mars 2013 et juin 2014 ont été prises en considération et incluses respectivement dans les sections de ce rapport traitant des effets sur la santé humaine et des aspects écologiques. De plus, une enquête auprès de l'industrie a été menée en 2000 au moyen d'un avis paru dans la *Gazette du Canada*, conformément à l'article 71 de la LCPE. Cette enquête a permis d'obtenir des données sur la fabrication et l'importation au Canada d'hexachloroéthane (Canada, 2001). Les études les plus importantes ont fait l'objet d'une évaluation critique et les résultats de modélisations ont servi à formuler des conclusions.

Dans le cas de l'évaluation des risques pour la santé humaine, ces renseignements comprennent les données utiles à l'évaluation de l'exposition de l'ensemble de la population (exposition non professionnelle) et l'information sur les dangers pour la santé (fondée principalement sur des évaluations effectuées par d'autres organismes selon la méthode du poids de la preuve). Les décisions concernant la santé humaine reposent sur la nature de l'effet critique retenu ou sur les marges entre les valeurs prudentes de concentration associées à un effet et les estimations de l'exposition, en tenant compte de la confiance accordée au caractère exhaustif des bases de données relevées sur l'exposition et les effets, et ce, dans le contexte d'une évaluation préalable. La présente évaluation préalable ne constitue pas un examen exhaustif ou critique de toutes les données disponibles. Il s'agit plutôt d'un sommaire de l'information la plus importante sur laquelle s'appuie la conclusion.

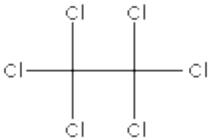
La présente évaluation préalable a été préparée par le personnel du Programme des substances existantes de Santé Canada et d'Environnement et Changement Climatique Canada et son contenu a été examiné par des cadres supérieurs afin de vérifier la pertinence des données utilisées ainsi que la couverture et la solidité de l'évaluation. Les parties de cette évaluation préalable portant sur l'écologie ont fait l'objet d'un examen par des spécialistes canadiens choisis au sein du gouvernement et d'établissements universitaires. De plus, une ébauche de cette évaluation préalable a fait l'objet d'une période de commentaires du public de 60 jours. Bien que les commentaires externes aient été pris en considération, Santé Canada et Environnement et Changement Climatique Canada assument la responsabilité du contenu final et des résultats de l'évaluation préalable.

Les principales données et considérations sur lesquelles repose le présent rapport sont résumées ci-après.

2. Identité de la substance

Le tableau 1 présente des renseignements sur l'identité de l'hexachloroéthane.

Tableau 1. Identité de la substance

N° CAS	67-72-1
Nom dans la LIS	Hexachloroéthane
Noms dans les NCI¹	Hexachlorure de carbone, hexachloréthane, hexachlorure d'éthylène, hexachloroethane, 1,1,1,2,2,2-hexachloroéthane, hexachloroéthylène, perchloroéthane
Autres noms	Avlothane, Caswell n° 479, Distokal, Distopan, Distopin, Egitol, Falkitol, Fasciolin, Fron 110, Phenohep, Mottenhexe, NCI-C04604, NSC 9224
Groupe chimique (groupe de la LIS)	Produits chimiques organiques définis
Principale classe chimique ou utilisation	Éthanes
Formule chimique	C ₂ Cl ₆
Structure chimique	
SMILES	<chem>C(C(Cl)(Cl)Cl)(Cl)(Cl)Cl</chem> <chem>C(C(Cl)(Cl)Cl)(Cl)(Cl)Cl</chem>
Masse moléculaire	236,7 g/mol

Abréviations : N° CAS, Numéro de registre du Chemical Abstracts Service; LIS, liste intérieure des substances; NCI, National Chemical Inventories; SMILES, simplified molecular input line entry system.

¹ AICS (inventaire des substances chimiques de l'Australie); ASIA-PAC (listes des substances de l'Asie-Pacifique); ECL (liste des substances chimiques existantes de la Corée); EINECS (inventaire européen des substances chimiques commerciales existantes); ELINCS (liste européenne des substances chimiques notifiées); ENCS (inventaire des substances chimiques existantes et nouvelles du Japon); PICCS (inventaire des produits et substances chimiques des Philippines); TSCA (inventaire des substances chimiques visées par la *Toxic Substances Control Act* des États-Unis.

Source : NCI (2006).

3. Propriétés physiques et chimiques

Le tableau 2 résume les données des propriétés physiques et chimiques expérimentales et modélisées de l'hexachloroéthane qui se rapportent à son devenir dans l'environnement.

Tableau 2. Propriétés physiques et chimiques expérimentales et modélisées de l'hexachloroéthane

Propriété	Type	Valeur	Température (°C)	Références
Point d'ébullition	Modélisé	0,01		MPBPWIN, 2008

Propriété	Type	Valeur	Température (°C)	Références
(°C)				
Point d'ébullition (°C)	Expérimental 1	185		Gerhartz <i>et al.</i> , 1985; Lewis, 1993
Point d'ébullition (°C)	Modélisé	154,45		MPBPWIN, 2008
Point d'ébullition (°C)	Expérimental	185		Gerhartz <i>et al.</i> , 1985; Lewis, 1993
Pression de vapeur (Pa)	Modélisé	8,02	20	MPBPWIN, 2008
Pression de vapeur (Pa)	Expérimental	28 à 29	20	Grayson et Eckroth, 1979; Mackay et Shiu, 1981; Verschueren, 1983; Konietzko, 1984; Gerhartz <i>et al.</i> , 1985
Constante de la loi de Henry (Pa · m ³ /mol)	Modélisé	6,23 × 10 ¹	25	HENRYWIN, 2008
Constante de la loi de Henry (Pa · m ³ /mol)	Expérimental	1,71 × 10 ²		BUA, 1989
Log K _{oe} (sans dimension)	Modélisé	4,03		KOWWIN, 2008
Log K _{oe} (sans dimension)	Expérimental	3,34 à 5,31		Callahan <i>et al.</i> , 1979; Könemann <i>et al.</i> , 1979; McDuffe, 1981; Veith <i>et al.</i> , 1983; Curtis, 1984; Konietzko, 1984; Chiou, 1985; Hansch et Leo, 1985; Tu <i>et al.</i> , 1985; Munz et Roberts, 1987; Samiullah, 1990; Ptacek et Gillham, 1992; PISSC, 2004
Log K _{co} (sans dimension)	Modélisé	3,59		PCKOCWIN, 2008
Log K _{co} (sans dimension)	Expérimental	2,24 à 4,3		Lyman <i>et al.</i> , 1982; Mabey <i>et al.</i> , 1982; Sabljic, 1984; Abdul <i>et al.</i> , 1987; Oliver, 1987

Propriété	Type	Valeur	Température (°C)	Références
dimension)				
Solubilité dans l'eau (mg/L)	Modélisé	1,47	25	WSKOWWIN, 2008
Solubilité dans l'eau (mg/L)	Expérimental	3,7	25	

Abréviations : K_{oc} , coefficient de partage carbone organique-eau; K_{oe} , coefficient de partage octanol-eau.

¹. Se sublime sans décomposition.

4. Sources

La formation d'hexachloroéthane par trois espèces d'algues (*Meristiella gelidium*, *Eucheuma platycladum* et *Gracilaria cornea*) [Rhodophyta] a été établie par Abrahamsson *et al.* (1995a, b). La capacité d'halogénéation de l'algue a été établie par des expériences d'incubation au moyen de la chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse aux fins d'identification.

Une enquête effectuée en application de l'article 71 de la LCPE a révélé qu'en 2000, environ 150 tonnes d'hexachloroéthane ont été fabriquées et de 10 à 100 tonnes ont été importées (Environnement Canada, 2001). Bien que la substance ne soit pas fabriquée aux fins de distribution commerciale, l'hexachloroéthane est formé pendant d'autres procédés dans l'industrie des substances chlorées; par exemple, ce produit chimique est un sous-produit provenant du procédé de fabrication du 1,2-dichloroéthane (Environnement Canada, 2001). L'hexachloroéthane est ensuite recueilli et oxydé thermiquement, et les produits de cette destruction sont utilisés dans d'autres procédés dans l'entreprise de fabrication, comme la production d'une solution d'acide chlorhydrique aqueuse, qui est utilisée à l'interne. Une partie de l'hexachloroéthane produit peut être mélangé de façon sporadique et non intentionnelle avec des matières solides inertes (p. ex., pendant les activités d'entretien); toutefois, ces matériaux contaminés sont transférés hors site pour élimination.

L'hexachloroéthane peut également être un sous-produit de la chloration de l'eau et des eaux usées, et de l'incinération d'hydrocarbures chlorés (Abrams *et al.*, 1975; Class et Ballschmiter, 1986; Howard, 1989).

5. Utilisations

Il a été signalé que l'hexachloroéthane était utilisé au Canada comme produit chimique intermédiaire, agent de flux pour l'affinage du grain et le dégazage d'alliages d'aluminium et comme ignifugeant dans les résines de stratification industrielles. On a également signalé son utilisation en tant que réactif dans les munitions fumigènes pour usage militaire (Environnement Canada, 2001). Des publications scientifiques et techniques antérieures ont signalé d'autres utilisations de l'hexachloroéthane dans les domaines de la pyrotechnie militaire et de la métallurgie, de même que comme plastifiant ou agent extincteur, auxiliaire de traitement dans divers procédés industriels, composante de préparations fongicides ou insecticides et (anciennement) comme anthelminthique en médecine vétérinaire (Kirk-Othmer, 1993; ATSDR, 1997; CIRC, 1999; MDN, 2001; HSDB, 2003; USEPA, 2011). L'hexachloroéthane figure sur la Liste critique des ingrédients dont l'utilisation est restreinte ou interdite dans les cosmétiques (communément appelée « liste critique ») de Santé Canada, qui est un outil administratif que Santé Canada utilise pour aviser les fabricants et d'autres intervenants que certaines substances, si elles sont présentes dans un cosmétique, peuvent contrevenir à : a) l'interdiction générale prévue à l'article 16 de la *Loi sur les aliments et drogues* ou b) une disposition du *Règlement sur les cosmétiques* (Santé Canada, 2011). L'hexachloroéthane n'est pas utilisé dans les préparations pesticides au Canada (communication personnelle de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, Santé Canada, 2013; source non citée). De plus, à l'heure actuelle au Canada, cette substance n'est pas présente dans les produits vétérinaires (communication personnelle de la Direction des médicaments vétérinaires de Santé Canada, 2013) et n'est plus utilisée dans les munitions fumigènes pour usage militaire. En outre, on n'a trouvé aucune indication d'une utilisation actuelle comme agent ignifuge (communications personnelles du Bureau de la gestion du risque de Santé Canada, 2013; source non citée). L'hexachloroéthane n'est pas un additif alimentaire approuvé au Canada et ne figure pas dans diverses bases de données de la réglementation des aliments (Canada, 2013; FDA, 2013a, 2013b; FAO, 2013a, 2013b). Toutefois, l'hexachloroéthane continue d'être importé au Canada aux fins d'utilisation comme agent de dégazage pour l'élimination d'oxydes et d'hydrogène dans les alliages d'aluminium pendant la coulée sous pression, à une quantité inférieure à 2 000 kg par année (communication personnelle du Bureau de la gestion du risque de Santé Canada, 2013; source non citée).

La production et les utilisations d'hexachloroéthane sont abandonnées graduellement à l'échelle internationale. La Commission européenne interdit son utilisation dans la fabrication ou le traitement de métaux non ferreux (CCE, 2001). Aux États-Unis, il y a eu une tendance à l'abandon de l'utilisation du flux d'hexachloroéthane dans l'industrie de l'aluminium de deuxième fusion (Strueter, 1999). De même, des représentants de l'industrie de l'aluminium aux États-Unis ont indiqué que l'hexachloroéthane n'est plus

utilisé dans la plupart des activités de dégazage de l'aluminium de première fusion (CGLI, 1999). L'Association de l'aluminium du Canada a également rapporté que ses membres n'utilisent pas l'hexachloroéthane dans le cadre de leurs activités (industrie de l'aluminium de première fusion) [communication personnelle de la Direction générale de la protection de l'environnement (Région du Québec) d'Environnement Canada, 2005; source non citée].

Il a été signalé que l'hexachloroéthane peut être un constituant d'huiles et de graisses de lubrification, de matériaux d'étanchéité et de composés de calfeutrage non structurels, de produits chimiques pour automobiles, de produits de lessive et de repassage ainsi que d'agents de nettoyage à sec, mais aucune donnée quantitative n'a été fournie (Scorecard, 2005).

6. Rejets dans l'environnement

Les sources de rejets actuelles dans l'environnement au Canada sont mineures mais potentiellement nombreuses. Ces sources comprennent des rejets possibles provenant d'installations industrielles pendant la fabrication et le traitement, de la chloration de l'eau et des eaux usées, de l'incinération d'hydrocarbures chlorés, de sites d'enfouissement municipaux et industriels par lixiviation et de l'utilisation de solvants contaminés (p. ex., tétrachloroéthylène).

Les rejets d'hexachloroéthane déclarés à l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) par les industries canadiennes sont présentés dans le tableau 3 (INRP, 2003, 2013). Il n'y a pas eu de rejet, aux seuils de déclaration, depuis 2006 et, avant cette année, tous les rejets se sont produits dans l'air et lors d'éliminations hors site. La base de données de l'INRP indique que l'on a recours à l'incinération et à l'enfouissement avec confinement pour l'élimination de l'hexachloroéthane (INRP, 2013). De 1999 à 2005, les rejets sur place ont varié de 0,001 à 0,012 tonne par année, et entre 0,004 et 19 tonnes par année ont été rejetées à des sites d'élimination hors site. Les rejets sont beaucoup moins élevés que les quantités totales importées et fabriquées, étant donné que la majorité des quantités déclarées étaient associées à une utilisation destructive. L'hexachloroéthane devrait être rejeté principalement dans l'air par les utilisateurs (plutôt que par les producteurs), avec de plus faibles rejets dans l'eau et le sol.

Les rejets d'hexachloroéthane associés à la coulée sous pression de produits d'aluminium devraient être minimales en raison des quantités nominales utilisées et de la méthode de traitement (communication personnelle du Bureau de la gestion du risque de Santé Canada, 2013; source non citée).

Tableau 3. Rejets d'hexachloroéthane pertinents pour le Canada

Source et emplacement	Période	Rejets sur place (kg)	Milieu récepteur	Transferts pour élimination (kg)	Références
-----------------------	---------	-----------------------	------------------	----------------------------------	------------

Source et emplacement	Période	Rejets sur place (kg)	Milieu récepteur	Transferts pour élimination (kg)	Références
Dow Chemical, Sarnia (Ontario) ¹	1997	0	-	227 (incinération)	INRP, 2013
Dow Chemical, Sarnia (Ontario) ¹	1999	0	-	19 455 (incinération)	
Dow Chemical, Fort Saskatchewan (Alberta) ¹	1999	12	Air	0 (incinération)	INRP, 2003
Dow Chemical, Fort Saskatchewan (Alberta) ¹	2000	5	Air	7 096 (incinération)	INRP, 2003
Dow Chemical, Fort Saskatchewan (Alberta) ¹	2001	3	Air	4 (incinération)	INRP, 2003
Dow Chemical, Fort Saskatchewan (Alberta) ¹	2002	1	Air	3 918 (incinération)	INRP, 2003
Dow Chemical, Fort Saskatchewan (Alberta) ¹	2003	8	Air	0	INRP, 2013
Dow Chemical, Fort Saskatchewan (Alberta) ¹	2004	1	Air	0	INRP, 2013
Dow Chemical, Sarnia, Ontario	2004	1	Air	4928	INRP, 2013
Dow Chemical, Fort Saskatchewan (Alberta) ¹	2005	1	Air	0	INRP, 2013
Dow Chemical, Fort Saskatchewan (Alberta) ¹	2006 à 2011	0	Air	0	INRP, 2013
Nexen Chemicals Canada Limited Partnership, Nanaimo (Colombie-Britannique) ¹	2003	0	-	25 (site d'enfouissement)	INRP, 2003
Fonderies d'aluminium, Indiana, Ohio, Michigan (États-Unis)	1999	18 366	Air	-	Great Lakes Commission, 2002
Secteur industriel (États-Unis)	2003	474,9	Émissions atmosphériques	0	TRI, 2003
Secteur industriel (États-Unis)	2003	115,2	Injection souterraine	0	TRI, 2003
Secteur industriel (États-Unis)	2003	3,6	Rejets dans les eaux de	0	TRI, 2003

Source et emplacement	Période	Rejets sur place (kg)	Milieu récepteur	Transferts pour élimination (kg)	Références
			surface		
Secteur industriel (États-Unis)	2003	0	Site d'enfouissement hors site	117,9	TRI, 2003
Secteur industriel (États-Unis)	2003	0	Total de la gestion hors site	121,1	TRI, 2003
Secteur industriel (États-Unis)	2011	467,2	Émissions atmosphériques	0	TRI, 2013
Secteur industriel (États-Unis)	2011	75,7	Injection souterraine	0	TRI, 2013
Secteur industriel (États-Unis)	2011	142,4	Sites d'enfouissement sur place et hors site	22,2	TRI, 2013
Secteur industriel (États-Unis)	2011	0	Autre gestion hors site	644,1	TRI, 2013

¹ L'installation n'est plus en exploitation (communication personnelle du Bureau de la gestion du risque de Santé Canada, 2013; source non citée).

Dans le rapport intitulé *2002 Inventory of Toxic Air Emissions for the Great Lakes Region*, on a signalé le rejet de 251 kg d'hexachloroéthane à partir d'une source ponctuelle (Great Lakes Commission, 2006). De 2011 à 2013 (années les plus récentes pour lesquelles des données examinées complètes sont disponibles), Dow Chemical Canada a déclaré n'avoir fait aucun rejet ni aucune élimination d'hexachloroéthane (INRP, 2013). D'après le Toxics Release Inventory des États-Unis, en 2011, 467,2 kg d'hexachloroéthane ont été rejetés dans l'atmosphère, 75,7 kg ont été injectés dans des puits souterrains, 164,6 kg ont été enfouis dans des sites d'enfouissement sur place et hors site, et 644,1 kg ont été rejetés à d'autres installations de gestion hors site (TRI, 2013).

7. Devenir et comportement dans l'environnement

7.1 Distribution dans l'environnement

Les résultats du modèle de fugacité de niveau III (EQC, 2003) sont résumés dans le tableau 4.

Tableau 4. Résultats de la modélisation de la fugacité de niveau III pour l'hexachloroéthane (EQC, 2003)

Substance rejetée dans :	Fraction de la substance répartie dans chaque milieu (%)			
	Air	Eau	Sol	Sédiments
l'air (100 %)	88,7	1,16	9,57	0,541
l'eau (100 %)	13,1	58,4	1,41	27,1
le sol (100 %)	0,965	0,08	98,9	0,038

D'après les valeurs expérimentales de la pression de vapeur de 28 à 29 Pa et de la constante de la loi de Henry de 171 Pa·m³/mol, l'hexachloroéthane est une substance volatile. Par conséquent, si l'hexachloroéthane n'est rejeté que dans l'air, il aura tendance à demeurer dans ce milieu, mais de faibles quantités devraient se répartir dans le sol et des quantités négligeables devraient se retrouver dans l'eau et les sédiments (tableau 4).

Selon les valeurs expérimentales modérées à élevées du log du coefficient de partage carbone organique-eau (log K_{co}) de 2,24 à 4,3, l'hexachloroéthane devrait demeurer dans l'eau s'il est rejeté dans ce milieu, bien qu'une grande partie devrait également s'adsorber sur les sédiments, et environ 1 % de la substance devrait se répartir dans le sol. La volatilisation à partir de la surface de l'eau devrait être un processus de devenir important d'après la valeur expérimentale de la constante de la loi de Henry. Par conséquent, si l'eau était le milieu récepteur, l'hexachloroéthane devrait surtout demeurer dans l'eau et dans les sédiments, et se répartir dans une certaine mesure dans l'air (voir le tableau 4).

Si l'hexachloroéthane était rejeté dans le sol, sa capacité d'adsorption dans le sol devrait être modérée à élevée (c.-à-d. que la substance devrait être relativement immobile) d'après la valeur expérimentale du log K_{co}. La volatilisation à partir des surfaces de sol humides semble être un processus de devenir peu important d'après la valeur expérimentale de la constante de la loi de Henry. Cette substance pourrait se volatiliser légèrement à partir des surfaces de sol sèches en raison de sa pression de vapeur. Par conséquent, si l'hexachloroéthane était rejeté dans le sol, il demeurerait principalement dans ce milieu, ce qu'illustrent les résultats de la modélisation de la fugacité de niveau III (tableau 4).

Ces résultats représentent la répartition de la substance dans un environnement d'évaluation hypothétique résultant de la répartition entre les milieux, ainsi que de la perte tant par les processus de transport d'advection (à l'extérieur du milieu modélisé) que de dégradation et de transformation. Les valeurs de répartition présentées au tableau 4 représentent les effets nets de ces processus dans des conditions de rejets continus lorsqu'un « état stable » hors de l'équilibre est atteint.

7.2 Persistance dans l'environnement

L'hexachloroéthane devrait être une substance persistante dans l'air, l'eau et le sol, d'après les demi-vies de minéralisation présentées dans le tableau 5.

Tableau 5. Données empiriques et modélisées sur la persistance de l'hexachloroéthane

Milieu	Processus du devenir	Valeur pour la dégradation	Paramètre (unités)	Références
Air	Minéralisation	30 ¹	Demi-vie (années)	Callahan <i>et al.</i> , 1979
		> 73 ¹		Howard <i>et al.</i> , 1991
Eaux de surface	Volatilisation	70 ¹	Demi-vie (heures)	Spanggord <i>et al.</i> , 1985
	Transformation	12 ¹	Demi-vie (jours)	Curtis et Reinhard, 1994
	Minéralisation	6 à 24 ¹	Demi-vie (mois)	Howard <i>et al.</i> , 1991
Eaux souterraines	Transformation	40	Demi-vie (jours)	Criddle <i>et al.</i> , 1986
	Minéralisation	12 ¹	Demi-vie (mois)	Howard <i>et al.</i> , 1991
	Minéralisation	12	Demi-vie (mois)	Kriegman-King et Reinhard, 1991
Sol	Minéralisation	6 ¹	Demi-vie (mois)	Howard <i>et al.</i> , 1991
Sédiments	Biodégradation	19,7 ²	Demi-vie (minutes)	Jafvert et Wolfe, 1987

¹ Valeurs modélisées ou estimées (comme il est mentionné dans les références).

² Cette valeur très faible est étonnante. Elle peut être attribuable aux conditions expérimentales; par exemple, les sédiments contenaient des concentrations élevées de fer soluble dans l'acide (de 2 à 4 mg/g), ce qui serait lié à la dégradation de l'hexachloroéthane.

Parmi les produits de dégradation environnementale de l'hexachloroéthane, on retrouve le tétrachloroéthylène et le trichloroéthylène, deux substances inscrites à l'annexe 1 de la LCPE [Canada, 1993a, b].

L'hexachloroéthane devrait être une substance persistante dans l'air, d'après les demi-vies de minéralisation présentées dans le tableau 5 (Callahan *et al.*, 1979; Howard *et al.*, 1991). Cette substance est également propice au transport sur une grande distance, selon la très longue distance de transport caractéristique de l'hexachloroéthane estimée par la modélisation de la fugacité du modèle de transport et de persistance de niveau III de $1,8 \times 10^6$ km (TaPL3, 2000).

L'hexachloroéthane devrait également être persistant dans les eaux de surface, puisque cette substance a des demi-vies allant de 70 heures résultant de la volatilisation (Spanggord *et al.*, 1985) à 12 jours pour la transformation (Curtis et Reinhard, 1994) et d'un maximum de 24 mois pour la minéralisation (Howard *et al.*, 1991).

La dégradation d'hexachloroéthane dans le sol ne devrait pas être importante. Howard *et al.* (1991) ont signalé une demi-vie de six mois, alors que Spanggord *et al.* (1985) ont constaté une perte de 99 % d'hexachloroéthane après quatre jours d'incubation anaérobie et après quatre semaines dans des sols aérobies.

On a signalé que l'hexachloroéthane a été transformé dans un aquifère sableux libre, avec une demi-vie de 40 jours (Criddle *et al.*, 1986). Des études en laboratoire ont montré la réduction microbienne de l'hexachloroéthane en tétrachloroéthylène en conditions aérobies dans cet aquifère.

7.3 Potentiel de bioaccumulation

L'hexachloroéthane n'est pas considéré comme étant une substance très bioaccumulable, mais il a quand même le potentiel de se bioaccumuler dans une certaine mesure. Une évaluation critique des facteurs de bioconcentration (FBC) et des facteurs de bioaccumulation (FBA) publiés dans les documents de Gobas et Arnot (2003) a déterminé que la valeur la plus élevée du FBA validé pour les organismes aquatiques était de 1 513 pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) [Oliver et Niimi, 1983]. Les autres FBA déclarés pour les poissons variaient entre 661 et 1 202 (Burkhard *et al.*, 1997). Des FBC entre 138 et 1 200 ont également été signalés pour les poissons (Veith *et al.*, 1980; Oliver et Niimi, 1983; Smith *et al.*, 1988; Wang *et al.*, 2008). Liu *et al.* (2006) ont élaboré deux modèles de relation quantitative structure-propriété (QSPR) qui ont été utilisés pour prévoir le FBC de l'hexachloroéthane. La valeur expérimentale du FBC de 832 obtenue par Liu *et al.* (2006) est conforme aux valeurs prévues de 348 et 112. Il a été indiqué qu'en raison du métabolisme rapide de l'hexachloroéthane et de la faible incidence de contamination de l'eau, il est peu probable que cette substance se bioaccumule dans la chaîne alimentaire (ATSDR, 1997).

L'hexachloroéthane est rarement détecté dans les eaux de surface ou dans le biote. Toutefois, des concentrations chez les poissons entre 0,01 et 0,06 ng/g ont été mesurées dans des truites arc-en-ciel adultes de la rivière Ganaraska, un affluent du lac Ontario, au printemps 1981 (Oliver et Niimi, 1983). Aucune information n'a été trouvée sur les concentrations d'hexachloroéthane chez les animaux situés plus haut dans la chaîne alimentaire. On a signalé que la demi-vie de l'hexachloroéthane dans les tissus de crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) était inférieure à une journée (Barrows *et al.*, 1980). Les données sur la clairance tissulaire indiquent que l'hexachloroéthane est éliminé par le rat avec une demi-vie entre deux et trois jours (Gorzinski *et al.*, 1985). Toutefois, d'autres études ont montré des vitesses de métabolisation plus faibles chez les lapins (Jondorf *et al.*, 1957) et les moutons (Fowler, 1969). Il a été indiqué qu'en raison du métabolisme rapide de l'hexachloroéthane et de la faible incidence de contamination de l'eau, il est peu probable que cette substance se bioaccumule dans la chaîne alimentaire (ATSDR, 1997).

8. Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

8.1 Évaluation de l'exposition de l'environnement

On devrait trouver de l'hexachloroéthane dans l'ensemble du Canada, étant donné sa persistance dans l'air, son potentiel de transport à grande distance, ainsi que ses nombreuses sources réparties dans tout le pays. Les organismes de réglementation provinciaux, territoriaux ou fédéraux du Canada ne procèdent à aucune surveillance courante de l'hexachloroéthane. Aucune donnée sur les concentrations dans l'air du Canada n'a été trouvée pour l'hexachloroéthane, et l'hexachloroéthane n'a pas été décelé dans les échantillons de sol canadien étudiés (Gizyn, 1994; Webber, 1994). Les concentrations d'hexachloroéthane dans les eaux canadiennes ont été mesurées dans

quelques plans d'eau et stations de traitement des eaux en Ontario entre 1983 et 2002. Des concentrations dans les sédiments ont seulement été détectées dans la rivière Sainte-Claire, entre 1985 et 2001. Afin de combler les lacunes en matière de données, les concentrations environnementales ont été prédites au moyen de modèles.

Le modèle ChemCAN (ChemCAN, 2003) a été utilisé pour étudier les concentrations régionales. ChemCAN est un modèle de fugacité de niveau III qui contient une base de données des propriétés environnementales pour 24 régions du Canada. Il peut estimer les concentrations moyennes à l'équilibre de produits chimiques dans l'air, l'eau douce de surface, les poissons, les sédiments, les sols, la végétation et les eaux marines littorales en fonction des données d'entrée sur les rejets et des propriétés physicochimiques (ChemCAN, 2003). Pour exécuter le modèle, un scénario de pire éventualité raisonnable a été élaboré selon les utilisations connues de l'hexachloroéthane et les rejets présentés dans le tableau 3. Cela comprend les rejets dans l'air provenant des installations de production de métaux non ferreux (aluminium de deuxième fusion), d'autres sources industrielles, d'un incinérateur, des munitions fumigènes pour usage militaire, de l'utilisation de solvants contaminés et du transport à grande distance (total de 273 220 kg par année). Les rejets dans l'eau provenaient d'activités industrielles et de stations de traitement de l'eau (total de 22 502 kg par année) et les rejets dans le sol tenaient compte des rejets provenant des activités industrielles (total de 18 309 kg par année). Les quantités de rejets ont été estimées selon les exigences minimales de déclaration de l'INRP (seuil de 10 000 kg par année par installation), en supposant que les quantités maximales de la substance utilisée seraient rejetées, et selon le nombre d'installations qui se trouvent dans la zone industrialisée d'intérêt. Lorsqu'ils étaient pertinents, des renseignements provenant des États-Unis ont également été utilisés. De plus, des concentrations de fond élevées ont été utilisées. L'hexachloroéthane a été modélisé comme une substance chimique de type 2, en utilisant des propriétés physicochimiques moyennes (tirées du tableau 2) et des demi-vies prudentes (tirées du tableau 5), dans les plaines à forêts mixtes de l'Ontario et dans les zones du nord du Manitoba.

La concentration possible d'hexachloroéthane dans l'air à proximité des responsables des rejets a également été étudiée à l'aide du modèle SCREEN3 (2003), qui a été développé par l'Environmental Protection Agency des États-Unis et qui est un modèle de panache gaussien à source unique qui fournit la concentration maximale sur une heure pour les sources ponctuelles, diffuses, volumiques et de torchage, à la hauteur du récepteur. Un scénario général a été créé au moyen de l'option de source volumique (émissions fugitives) pour un bâtiment de 100 m sur 100 m sur 15 m. Des rejets de 73 900 kg par année ont été utilisés pour représenter des rejets de 50 % de l'hexachloroéthane total produit par la plus grande entreprise individuelle de production d'hexachloroéthane au Canada. On a estimé que les rejets se produisaient 18 heures par jour, 350 jours par année, ce qui donnait un taux de rejet de 3,26 g/s. Le modèle a été exécuté pour un milieu urbain avec une météorologie complète et un relief simple. La hauteur du récepteur était de 0,1 m.

La concentration possible d'hexachloroéthane dans l'eau à proximité des responsables des rejets a également été étudiée. Des scénarios de la répartition aquatique locale ont été étudiés à l'aide de ChemSim, un outil d'estimation d'exposition aquatique basé sur un système d'information géographique (CHC, 2003). Le modèle ChemSim combine les quantités de rejet estimées avec l'information concernant le cours d'eau récepteur pour estimer les valeurs d'exposition aquatique. Encore une fois, le scénario a pris en considération la plus grande installation de production qui rejette 1,35 kg par jour dans la rivière Saskatchewan Nord. Ces rejets correspondent à 1 % de la quantité totale produite, rejetée continuellement pendant 350 jours par année. Ces rejets devraient tenir compte des rejets provenant des procédés et des procédures de manutention et de nettoyage. Le scénario retenu suppose des rejets dans un cours d'eau provenant d'une installation de traitement des eaux usées, où une efficacité d'élimination de 68 % est prévue (d'après EPIWIN, 2000). La concentration obtenue à une distance de 250 m du point de rejet, déterminée au moyen de l'état de faible débit correspondant au 10^e percentile, a été sélectionnée.

Les concentrations historiques et prévues d'hexachloroéthane dans l'environnement (pertinentes pour le Canada) sont présentées dans le tableau 6.

Tableau 6. Concentrations environnementales d'hexachloroéthane dans des lieux pertinents au Canada (les valeurs modélisées sont ombrées)

Milieu	Lieu	Période d'échantillonnage	Concentration moyenne ¹	Références
Air (troposphère)	Ouest du Canada (zones rurales)	Avril 2001 à décembre 2002	15,58 ng/m ³ (1 480 ng/m ³ max.)	You <i>et al.</i> , 2008
Air (troposphère)	Hémisphère Nord	1982 à 1985	2,9 ng/m ³	Class et Ballschmiter, 1987
Air (troposphère)	Ontario — Plaines	-	8,13 × 10 ⁻³ ng/m ³	ChemCAN, 2003
Air (troposphère)	Manitoba — Nord	-	1,45 × 10 ⁻² ng/m ³	ChemCAN, 2003
Air (troposphère)	Dispersion de l'air à l'échelle locale	-	1,215 × 10 ⁶ ng/m ³ (max.)	SCREEN3, 2003
Sédiments	Rivière Sainte-Claire	1985	1,4 à 530 ng/g mes	Oliver et Kaiser, 1986
Sédiments	Affluents de la	1985	2,0 à 41 ng/g mes	Oliver et Kaiser,

Milieu	Lieu	Période d'échantillonnage	Concentration moyenne ¹	Références
	rivière Sainte-Claire			1986
Sédiments	Rivière Sainte-Claire - Canada	1985	N.D. à $2,9 \times 10^5$ ng/g	Oliver et Pugsley, 1986
Sédiments	Rivière Sainte-Claire - États-Unis	1985	N.D. à 0,8 ng/g	Oliver et Pugsley, 1986
Sédiments	Rivière Sainte-Claire - Canada	1994	< 1 à 3 100 ng/g	BII, 1997
Sédiments	Rivière Sainte-Claire - Canada	2001	N.D. à 660 ng/g	Communication personnelle du ministère de l'Environnement de l'Ontario en 2001; source non citée
Sédiments	Ontario — Plaines	-	9,11 ng/g	ChemCAN, 2003
Sédiments	Manitoba — Nord	-	14,4 ng/g	ChemCAN, 2003
Sol	Militaire (de 0 à 7 m du récipient)	1985	6 054 ng/g	Schaeffer <i>et al.</i> , 1988
	Ontario — Plaines	-	20,9 ng/g	ChemCAN, 2003
	Manitoba — Nord	-	19,1 ng/g	ChemCAN, 2003
Boues provenant d'UTEU	Lieux canadiens (Winnipeg, Hamilton, etc.)	1981 à 1985	Substance détectée à une quantité trace (< 1 µg/g) dans un échantillon	Webber et Lesage, 1989
Biosolides	Ontario	2002	$3,0 \times 10^5$ ng/L (0,3 mg/L)	Ontario, 2004
Eau	Rivière Sainte-Claire	1985	0,94 à 1 700 ng/L	Oliver et Kaiser, 1986
Eau	Affluents de la rivière Sainte-Claire	1985	0,02 à 41 ng/L	Oliver et Kaiser, 1986
Eau	Lac Ontario	Avant 1983	0,02 ng/L	Oliver et Niimi, 1983
Eau	Secteur riverain de Toronto	1987	0,009 à 0,030 ng/L	Halfon et Poulton, 1992
Eau	Toronto (eau du robinet)	2003	< 5 ng/L	Ville de Toronto, 2003a,b
Eau	Ontario - Eau brute	1990 à 2002	0 à 6 ng/L	Communication personnelle du gouvernement de l'Ontario en 2003; non publiée
Eau	Ontario — Eau traitée	1990 à 2002	0 à 46 ng/L	Communication personnelle du gouvernement de l'Ontario en 2003; non publiée

Milieu	Lieu	Période d'échantillonnage	Concentration moyenne ¹	Références
Eau	Ontario — Eaux usées brutes	1988	90 ng/L (max.)	Canviro Consultants, 1988
Eau	Ontario — Plaines	-	145 ng/L	ChemCAN, 2003
Eau	Manitoba — Nord	-	229 ng/L	ChemCAN, 2003
Eau	Rivière Saskatchewan Nord	-	741 ng/L	CHC, 2003

Abréviations : max., maximum; N.D., non détecté; mes, matières en suspension; UTEU, usine de traitement des eaux usées.

¹ Sauf indication contraire.

8.2 Évaluation des effets sur l'environnement

Il existe une quantité satisfaisante de données empiriques sur la toxicité pour l'hexachloroéthane (tableau 7). La plupart des études d'écotoxicité portent sur la toxicité aiguë pour les organismes aquatiques. Les principales études ont fait l'objet d'un examen critique et il a été déterminé qu'elles sont d'une fiabilité satisfaisante pour la présente évaluation des risques (annexe 3). L'hexachloroéthane peut être létal pour les poissons (concentrations létales médianes [CL₅₀] variant entre 0,77 et 2,36 mg/L) [Call *et al.*, 1983; Phipps et Holcombe, 1985; Thurston *et al.*, 1985; Russom *et al.*, 1997] et les invertébrés aquatiques (CL₅₀ entre 1,36 et 2,70 mg/L) [Thurston *et al.*, 1985], même après de courtes périodes d'exposition. On a rapporté une toxicité pour les algues (concentration efficace médiane [CE₅₀] à 48 heures de 1,30 à 1,66 mg/L) [Hsieh *et al.*, 2006]. Katritzky *et al.* (2001) ont obtenu une valeur de toxicité aquatique estimée de 1,53 mg/L. Des données de létalité aiguë pour les amphibiens ont également été relevées dans la documentation (CL₅₀ de 2,44 mg/L) [Thurston *et al.*, 1985]. Il n'y avait pas d'information disponible concernant la toxicité pour les organismes microbiens. Seules des données sur la toxicité chronique pour les poissons ont été trouvées. Il y a également un manque de données caractérisant les effets de l'hexachloroéthane sur les organismes vivant dans les sédiments, sur les invertébrés terrestres et sur la faune. L'exposition chronique (32 jours) d'embryons et de larves de tête-de-boule à l'hexachloroéthane à une concentration de 207 µg/L a entraîné une diminution de la prise de poids (concentration minimale avec effet observé [CMEO] pour la croissance). Une concentration de 1 604 µg/L a entraîné un taux de mortalité de 100 % (Ahmad *et al.*, 1984).

Tableau 7. Données empiriques sur la toxicité aquatique

Catégorie	Organisme	CL ₅₀ (IC de 95 %) (mg/L)	Durée de l'exposition	Références
Invertébrés aquatiques	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	1,36 (1,04-1,76)	48 h	Thurston <i>et al.</i> , 1985

Catégorie	Organisme	CL ₅₀ (IC de 95 %) (mg/L)	Durée de l'exposition	Références
	<i>Tanytarsus dissimilis</i> (Chironomidae)	1,23 (1,07-1,42)	48 h	Thurston <i>et al.</i> , 1985
	Écrevisse (0,42 g)	2,70 (2,13-3,41)	96 h	Thurston <i>et al.</i> , 1985
Poisson	Truite arc-en-ciel (1,8 g)	0,77 (0,72-0,83)	192 h	Call <i>et al.</i> , 1983
	Truite arc-en-ciel (1,8 g)	0,97 (0,73-1,28)	96 h	Phipps et Holcombe, 1985
	Barbue de rivière (3,48 g)	2,36 (1,9-2,9)	96 h	Thurston <i>et al.</i> , 1985
	Tête-de-boule (0,44 g)	1,24 (0,967-1,25)	96 h	Thurston <i>et al.</i> , 1985
	Tête-de-boule (0,28 g)	1,42	96 h	Russom <i>et al.</i> , 1997
Amphibiens	Têtard (4,21 g)	2,81 (1,47-4,06)	96 h	Thurston <i>et al.</i> , 1985

Abréviations : IC, intervalle de confiance; CL₅₀, concentration létale médiane.

Des expériences de toxicité sublétales chroniques (inhalation) sur de petits mammifères terrestres et sur des oiseaux ont été utilisées pour estimer les concentrations auxquelles aucun effet n'est observé : 465 mg/m³ et 2 517 mg/m³ pour les mammifères et les oiseaux, respectivement (Weeks *et al.*, 1979). Des études sur la toxicité orale chez les rongeurs (Weeks *et al.*, 1979) ont montré qu'une seule dose d'hexachloroéthane peut être létale pour les rats (dose létale médiane [DL₅₀] = 4 460 mg/kg de poids corporel [p.c.]), mais qu'une dose de 100 mg/kg p.c. par jour n'entraîne aucun effet chez les lapins exposés pendant 12 jours. Des doses de 15 mg/kg p.c. par jour et de 62 mg/kg p.c. par jour ont entraîné des effets légers sur le poids corporel, le foie et les reins des rats mâles et femelles, respectivement, après une période d'exposition de 16 semaines (Gorzinski *et al.*, 1985). De plus, des doses de 10 mg/kg p.c. par jour sur une période de deux ans ont provoqué des changements dans les tissus des reins chez les rats mâles (NTP, 1989). Il est peu probable que ces dernières concentrations soient atteintes dans les sources alimentaires des mammifères terrestres inférieurs; par conséquent, la voie alimentaire n'a pas été jugée préoccupante. De plus, des études de toxicité sublétales aiguës effectuées sur des arbres (Sadusky *et al.*, 1993) ont permis d'estimer une concentration sans effet observé (CSEO) : 1 400 mg/m³.

8.3 Caractérisation des risques pour l'environnement

La démarche adoptée dans la présente évaluation écologique préalable consiste à examiner divers renseignements à l'appui et à tirer des conclusions à l'aide de la méthode du poids de la preuve, comme l'exige la LCPE. On a accordé une attention

particulière aux analyses du quotient de risque ainsi qu'à la persistance, à la bioaccumulation et aux tendances des concentrations ambiantes.

8.3.1 Analyse du quotient de risque

Les résultats critiques pour l'exposition et les effets ainsi que les quotients de risque sont résumés dans le tableau 8 et décrits plus en détail ci-dessous.

Tableau 8. Calculs des quotients de risque obtenus à partir des valeurs d'exposition mesurées et modélisées pour les organismes dans l'eau, les sédiments, le sol et l'air

Milieu	Organisme	VCT	Références	CESE	CEE _{modèle}	CEE _{mesuré}	QR _{modèle}	QR _{mesuré}
Eau	<i>Daphnia magna</i>	1,36 mg/L	Thurston <i>et al.</i> , 1985	1,36 µg/L	0,229 µg/L (Manitoba)	0,606 µg/L	0,17	0,45
	Truite arc-en-ciel	0,77 mg/L	Call <i>et al.</i> , 1983	0,77 µg/L	0,229 µg/L (Manitoba)	0,606 µg/L	0,30	0,79
					0,741 µg/L ¹ (local)	-	0,96	-
Sédiments	Estimation (méthode du partage à l'équilibre)	-	-	91 µg/kg	14,4 µg/kg (Manitoba)	903 µg/kg	0,16	9,9
Air	Cobaye, rat, chien Beagle	465 ² mg/m ³	Weeks <i>et al.</i> , 1979	465 µg/m ³	0,000 015 µg/m ³ (Manitoba)	1,48 µg/m ³	3,2 × 10 ⁻⁸	3,2 × 10 ⁻³
	Rat	2 517 ³ mg/m ³	Weeks <i>et al.</i> , 1979	2 517 µg/m ³	1 215 µg/m ³ (local)	-	0,48	-
	Robinier faux-acacia et cerisier tardif	1 400 mg/m ³	Sadusky <i>et al.</i> , 1993	1 400 µg/m ³	1 215 µg/m ³ (local)	1,48 µg/m ³	0,87	1,1 × 10 ⁻³

Abréviations : VCT, valeur critique de la toxicité, CEE, concentration environnementale estimée; CESE, concentration estimée sans effet; QR, quotient de risque

¹ Le scénario local est présenté seulement pour l'organisme aquatique le plus sensible, par souci de clarté.

² Valeur de CSEO subchronique par inhalation de 48 ppm convertie en mg/m³ (1 ppm = 9,68 mg/m³; de Verschueren, 1983).

³ Valeur de CSEO aiguë (8 heures) par inhalation de 260 ppm convertie en mg/m³ (1 ppm = 9,68 mg/m³; de Verschueren, 1983).

Une analyse du quotient de risque, c'est-à-dire l'intégration des expositions connues ou potentielles à des effets nocifs connus ou potentiels sur l'environnement, a été effectuée pour chaque milieu pertinent. Pour ce faire, on a d'abord sélectionné une valeur critique de toxicité (VCT) pour différentes espèces dans tous les milieux, à partir de laquelle une concentration estimée sans effet (CESE) a été obtenue en appliquant un facteur d'application de 100 pour tenir compte de la variabilité interspécifique et intraspécifique, de l'extrapolation des résultats du laboratoire à ceux sur le terrain, et de l'extrapolation de la toxicité aiguë à chronique. Pour les sédiments, la CESE a été estimée en fonction de l'invertébré aquatique le plus sensible et de la méthode de partage à l'équilibre. Des concentrations d'exposition estimées (CEE) prudentes ont été établies pour chaque milieu selon les valeurs présentées dans le tableau 6 : une concentration fondée sur les concentrations modélisées d'hexachloroéthane obtenues à l'aide d'un scénario de pire éventualité raisonnable des rejets actuels (CEE_{modèle}) et une concentration fondée sur les concentrations mesurées provenant de données historiques (CEE_{mesurée}). Un quotient de risque supérieur à 1 indique la possibilité d'effets nocifs.

La CEE_{modèle} correspond à la concentration la plus élevée pour chaque milieu obtenue dans la zone en Ontario ou au Manitoba à l'aide du modèle ChemCAN (ChemCAN, 2003). La CEE_{mesurée} pour l'air correspond à la concentration maximale présentée dans le tableau 6. Pour l'eau, une concentration moyenne à environ un kilomètre du point de rejet de Dow Chemical a été calculée comme une CEE_{mesurées} (606 ng/L), d'après les résultats de 1985 (Oliver et Kaiser, 1986). Cette valeur vise à représenter la concentration moyenne dans le domaine vital d'un poisson. Choisir la valeur la plus élevée mesurée dans l'eau présentée dans le tableau 6 (1 700 ng/L) aurait été trop irréaliste pour aujourd'hui, car cette concentration était directement associée aux effluents de Dow Chemical à ce moment-là. Depuis, on a mentionné que Dow Chemical a fait en sorte que son installation ne soit plus en contact direct avec la rivière (CCPB et PA, 1995), et des données plus récentes de l'INRP n'indiquent aucun rejet d'hexachloroéthane dans l'eau par Dow Chemical (INRP, 2003). De plus, parmi les 21 mesures prises dans la rivière Sainte-Claire en 1985, seules trois mesures avaient des valeurs supérieures ou égales à 110 ng/L (valeur médiane = 14 ng/L, valeur moyenne = 127 ng/L).

Pour les sédiments, les concentrations d'hexachloroéthane de 2001 ont été jugées les plus représentatives de la situation actuelle (communication personnelle du ministère de l'Environnement de l'Ontario, 2001; source non citée). En raison des propriétés physiques et chimiques de l'hexachloroéthane (log du coefficient de partage octanol-eau [K_{oe}] entre 3,34 et 5,31, log K_{co} entre 2,24 et 4,3 et solubilité dans l'eau entre 3,7 et 99 mg/L), cette substance aurait tendance à se répartir dans l'eau interstitielle du sol et pourrait possiblement présenter un risque pour les organismes benthiques, même si une portion pourrait s'adsorber aux particules de sol. La CEE_{mesurée} pour les sédiments

a été déterminée en fonction des concentrations dans les sédiments provenant d'un échantillonnage effectué en 1994 à proximité du point de rejet de Dow Chemical (BII, 1997). Les concentrations moyennes aux stations d'échantillonnage en aval du point de rejet étaient de 1 232 ng/g (0 m), de 710 ng/g (92 m), de 478 ng/g (158 m) et de 903 ng/g (260 m). Comme il a été jugé que la concentration directement en dessous du point de rejet serait trop irréaliste, la prochaine moyenne de mesures la plus élevée (903 ng/g à une distance de 260 m) a été sélectionnée comme autre CEE_{mesurée} pour les sédiments. Le tableau 8 résume ces valeurs, ainsi que les quotients de risque (CEE/CESE) obtenus.

8.3.2 Examen des éléments de preuve et conclusion

D'après ses propriétés physiques et chimiques, l'hexachloroéthane ne devrait pas se dégrader rapidement dans l'environnement; il s'agit d'une substance persistante dans l'air, l'eau et le sol. Les FBA de l'hexachloroéthane indiquent que c'est une substance moyennement bioaccumulable, mais les données disponibles n'indiquent pas un niveau élevé de bioaccumulation ou de bioamplification dans l'environnement. Cette substance devrait se répartir dans tous les milieux et être transportée sur de grandes distances. Les valeurs empiriques de toxicité aquatique aiguë indiquent que la substance est très dangereuse pour les organismes aquatiques.

Bien que l'hexachloroéthane soit seulement utilisé par quelques différents types d'industries, il peut quand même être rejeté par plusieurs sources ponctuelles situées à l'échelle du pays, mais en petites quantités. Toutefois, les données sur les rejets et l'information sur les activités commerciales ou industrielles indiquent une diminution des rejets au cours des dernières décennies.

Les quotients de risque ($QR_{\text{modèle}}$ pour l'air, l'eau, le sol et les sédiments, et $QR_{\text{mesuré}}$ pour l'air et l'eau) montrent que les concentrations d'hexachloroéthane ne dépassent probablement pas les concentrations associées à des effets, même lorsque des hypothèses et des scénarios prudents sont évoqués. Certains des quotients de risque sont très semblables en raison des hypothèses et des scénarios prudents utilisés pour les calculer. Le $QR_{\text{mesuré}}$ obtenu pour des sédiments indique que les concentrations mesurées d'hexachloroéthane dans les sédiments situés dans une zone industrielle étaient supérieures à la CESE d'un facteur allant jusqu'à 9,9. Il s'agit probablement d'une surestimation du risque réel, car on sait que cette zone a été extrêmement contaminée avant d'avoir été assainie (CBCP et PA, 1995; Dow Chemical Co., 2001, 2002a, b, 2003, 2004).

À la lumière des renseignements disponibles, cette substance présente un faible risque d'effets nocifs sur les organismes ou sur l'intégrité globale de l'environnement. On conclut donc que l'hexachloroéthane ne satisfait pas aux critères énoncés aux alinéas 64a) ou b) de la LCPE, car il ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

8.3.3 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement

Les incertitudes associées à l'évaluation écologique préalable de l'hexachloroéthane sont examinées ci-après.

Propriétés physicochimiques

La sélection de propriétés physicochimiques pour l'évaluation donne lieu à certaines incertitudes, particulièrement en raison du manque de résultats expérimentaux validés réels pour quantifier la plupart des propriétés physicochimiques de l'hexachloroéthane. Ces propriétés sont importantes pour prévoir le devenir d'une substance chimique dans l'environnement; lorsque ces propriétés ne peuvent pas être bien quantifiées, les conclusions reflèteront ce manque de connaissances. Afin d'atténuer cet effet, des valeurs prudentes ont été sélectionnées pour les demi-vies (c.-à-d. des valeurs élevées). De cette façon, nos prévisions ne sous-estimeraient pas la persistance dans l'environnement et les concentrations résultantes. Dans les cas où la sélection de la valeur la plus prudente n'était pas évidente en raison d'effets variables dans différents milieux (p. ex., $\log K_{oe}$, $\log K_{co}$), une moyenne de toutes les valeurs relevées dans la documentation a été utilisée. On a ainsi pu avoir davantage de confiance dans nos résultats sans avoir à sélectionner une valeur unique. Ces approches devraient diminuer l'incidence du manque de données validées sur les résultats de l'exercice de modélisation et sur les conclusions subséquentes.

Caractérisation de l'exposition

Il existe un certain nombre d'incertitudes associées à la caractérisation de l'exposition. En raison d'un manque de données de surveillance réelles, les concentrations environnementales ont dû être établies d'après des données historiques ou modélisées très anciennes ou des données modélisées. Les données historiques anciennes ne s'appliquent probablement pas à la situation actuelle, étant donné qu'il y a des indications qu'il s'agirait de valeurs environnementales prudentes. De plus, la plupart des données provenaient d'emplacements généraux (p. ex., l'air dans l'hémisphère Nord) ou des environs de l'usine Dow Chemical à Sarnia. L'utilisation de modèles pour prédire les concentrations réelles fondées sur des rejets plus récents introduit des incertitudes qui sont difficilement quantifiables. Le choix du modèle, les données d'entrée, les scénarios de rejet, les données propres au site et les conditions météorologiques sont tous des facteurs qui influent sur les valeurs d'exposition finales.

En raison d'un manque de données de surveillance actuelles, les estimations de l'exposition sont fondées soit sur des données modélisées soit sur des données de surveillance anciennes. Les données de surveillance anciennes ne sont sans doute pas représentatives de la situation actuelle, étant donné qu'il semblerait que l'utilisation d'hexachloroéthane aurait grandement diminué avec le temps. De plus, certaines des concentrations dans l'environnement ont été mesurées à proximité de zones hautement contaminées, dont certaines ont fait l'objet de mesures d'assainissement. En raison du manque de données de surveillance actuelles, des scénarios raisonnables de pire éventualité ont dû être élaborés pour l'analyse de risques.

Caractérisation des effets

Aucune documentation portant sur la toxicité de l'hexachloroéthane pour les invertébrés vivant dans les sédiments n'a pu être repérée, et les CESE ont été calculées en fonction de l'invertébré aquatique le plus sensible et de la méthode de partage à l'équilibre. De plus, aucune documentation portant sur la toxicité de l'hexachloroéthane pour les invertébrés vivant dans les sédiments n'a pu être trouvée, et les CESE ont été calculées en fonction de l'invertébré aquatique le plus sensible et de la méthode de partage à l'équilibre. De même, presque qu'aucun document ne traite des effets de l'hexachloroéthane sur les organismes terrestres (plantes, invertébrés, amphibiens, oiseaux, mammifères). Aucune documentation n'existe sur les effets de l'hexachloroéthane sur les organismes terrestres, mais les données sur les rongeurs utilisées pour estimer le risque potentiel pour l'environnement terrestre indiquaient qu'il était probable que la substance ne présente qu'un faible risque. Les valeurs avec effet pour les organismes vivant dans les sédiments ont dû être estimées d'après les données sur les invertébrés aquatiques.. L'utilisation de la valeur de toxicité pour l'invertébré le plus sensible pour obtenir la toxicité benthique et l'utilisation de facteurs d'application élevés pour déterminer la CESE pour les sédiments suffisent vraisemblablement à obtenir des résultats prudents.

Par ailleurs, même si aucune information n'a été trouvée sur les transferts possibles dans la chaîne alimentaire et sur les effets sur les animaux qui se trouvent plus haut dans la chaîne alimentaire ou sur les concentrations dans ces derniers, on n'a pas jugé qu'il s'agissait d'une voie d'exposition inquiétante. L'hexachloroéthane est une substance qui présente une bioaccumulation modérée, mais elle ne semble pas se bioamplifier, et des effets toxiques par voie orale ne sont observés que lorsqu'il y a des concentrations relativement élevées et peu probables dans la source alimentaire.

9.0 Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

9.1 Évaluation de l'exposition

9.1.1 Milieux naturels et aliments

Au Canada ainsi que dans d'autres pays, on a rapporté des données sur les concentrations d'hexachloroéthane dans l'eau potable, le milieu aquatique, l'air intérieur, le biote et le sol. Les principales études qui ont servi à quantifier l'exposition à l'hexachloroéthane par les milieux naturels et les aliments ont été utilisées pour établir des estimations de l'exposition et sont décrites dans l'annexe 1.

Les estimations de l'exposition à l'hexachloroéthane pour la population générale varient de 0,03 µg/kg de poids corporel (p.c.) par jour dans le groupe d'âge des 0 à 0,5 an, à 0,07 µg/kg p.c. par jour dans le groupe d'âge des 0,5 à 4 ans.

Air ambiant et air intérieur

Dans l'air ambiant, de l'hexachloroéthane a été détecté dans environ 33 % des 11 399 échantillons, avec une concentration moyenne de $0,016 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (maximum = $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) aux sites de l'industrie pétrolière et gazière primaire de l'Alberta, du nord-est de la Colombie-Britannique ainsi que du centre et du sud de la Saskatchewan, entre avril 2001 et décembre 2002 (You *et al.*, 2008). L'objectif de l'étude était d'évaluer l'impact des émissions provenant de ces installations sur les exploitations agricoles avoisinantes. Toutefois, il est important de signaler que les sites de surveillance étaient adjacents à des pâturages et non à proximité immédiate de véhicules fonctionnant aux hydrocarbures, et loin d'autres sources d'émissions, comme des véhicules agricoles. On a également décelé de l'hexachloroéthane dans l'air ambiant (1×10^{-4} à $0,0035 \mu\text{g}/\text{m}^3$) à divers sites à l'étranger (Class et Ballschmiter, 1986, 1987) et en Oregon ($0,0029$ à $0,0041 \mu\text{g}/\text{m}^3$) au cours d'événements de précipitations (Ligocki *et al.*, 1985). L'étude canadienne réalisée par You *et al.* en 2008 a été utilisée pour quantifier l'exposition à partir de ce milieu.

De 2009 à 2011, une étude canadienne sur l'air intérieur a été réalisée dans le cadre du deuxième cycle de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé (ECMS), une enquête nationale continue qui recueille des renseignements importants sur la santé auprès de personnes âgées de 3 à 79 ans et vivant dans des résidences privées (Statistique Canada, 2012; Wheeler *et al.*, 2013). Quatre-vingt-quatre composés organiques volatils, dont l'hexachloroéthane, ont été mesurés par les participants à l'enquête qui ont installé les échantillonneurs d'air dans leur maison pendant 7 jours consécutifs. Au total, on a analysé 3 857 échantillonneurs d'air valides, provenant de 18 sites à l'échelle du Canada et de logements de divers types, dont des maisons, des appartements, des maisons mobiles et des hôtels, et où résidaient aussi bien des fumeurs que des non-fumeurs. On a détecté de l'hexachloroéthane dans 0,78 % des ménages échantillonnés, avec une moyenne arithmétique de $0,12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et un 95^e centile de $0,13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (courriel de 2013 adressé par le Bureau de la science et de la recherche en santé environnementale de Santé Canada au Bureau de l'évaluation des risques des substances existantes de Santé Canada). On a également détecté de l'hexachloroéthane dans l'air intérieur ($0,1$ à $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) de 6 maisons sur 96 à Québec (Héroux *et al.*, 2008) ainsi que lors d'une enquête portant sur 754 maisons (concentration maximale : $4,82 \mu\text{g}/\text{m}^3$) à l'échelle du Canada (Fellin *et al.*, 1992). Toutefois, dans le cadre de deux études portant sur l'air intérieur de 75 maisons de la région d'Ottawa et de 15 garages et maisons d'Ann Arbor et Ypsilanti (Michigan), l'hexachloroéthane n'a pas été décelé (Zhu *et al.*, 2005; Batterman *et al.*, 2007). Enfin, Otson *et al.* (1994) n'ont pas détecté non plus d'hexachloroéthane dans 757 maisons unifamiliales. L'ECMS a été utilisée dans la présente évaluation pour estimer l'exposition à l'hexachloroéthane par l'air intérieur, en raison de la période d'échantillonnage récente et de la grande taille de l'échantillon de cette enquête.

Eau potable, sol et aliments

On a détecté de l'hexachloroéthane dans 7 échantillons d'eau du robinet sur 24 (valeur maximale : $1,6 \times 10^{-2} \mu\text{g}/\text{L}$) prélevés dans la région d'Ottawa (Ontario, 1988). Toutefois, la substance n'a pas été détectée dans 12 échantillons d'eau du robinet prélevés à Union, en Ontario (Ontario, 1989), ni lors d'études subséquentes portant sur l'eau

potable de Toronto (Ville de Toronto, 2002abcd, 2003abc). On n'a pas détecté non plus d'hexachloroéthane dans plusieurs études sur les sols.

De l'hexachloroéthane a été mesuré dans un échantillon de grand brochet capturé dans la rivière Ashtabula en Ohio (De Vault, 1985), mais ces données n'ont pas été considérées comme pertinentes aux fins de la présente évaluation de l'exposition. Aucune autre information n'a été trouvée concernant la présence de cette substance dans des aliments.

Produits de consommation

L'hexachloroéthane n'a pas été trouvé dans des produits de consommation au Canada, et l'exposition par cette source devrait être limitée, étant donné que l'utilisation de cette substance est en voie d'être abandonnée ou est restreinte dans de nombreux pays. La présence d'hexachloroéthane dans l'espace vide de récipients contenant de l'eau de javel pure ou diluée a été rapportée en Turquie (Odabasi, 2008), mais les données de cette étude sont inadéquates pour permettre une estimation quantitative de l'exposition potentielle à l'hexachloroéthane. Toutefois, des données sur la surveillance de la qualité de l'air intérieur prendraient en compte les rejets provenant de produits de consommation utilisés dans l'environnement domestique.

Biosurveillance

L'hexachloroéthane n'a pas été décelé dans 1366 échantillons de sang prélevés aux États-Unis entre 2003 et 2004 (CDC, 2009). Actuellement, l'hexachloroéthane n'est pas une substance étudiée dans le cadre de la composante sur la biosurveillance de l'ECMS.

Niveau de confiance à l'égard de la base de données sur l'exposition

Dans l'ensemble, le niveau de confiance à l'égard de la base de données sur l'exposition utilisée pour déterminer les estimations de l'absorption d'hexachloroéthane à partir des milieux naturels et des aliments est modéré à élevé. On disposait de données canadiennes représentatives de grande qualité sur les concentrations d'hexachloroéthane dans l'air intérieur, de sorte que le niveau de confiance à l'égard des estimations d'absorption à partir de ce milieu est élevé. En revanche, les données concernant les concentrations d'hexachloroéthane dans l'air ambiant, le sol et l'eau potable étaient limitées. Toutefois, compte tenu de l'utilisation réduite de l'hexachloroéthane, tant au Canada qu'à l'étranger, et des hypothèses et paramètres prudents utilisés (p. ex., concentrations maximales utilisées pour l'eau potable, utilisation de données provenant d'études où un nombre significatif d'échantillons ne montre aucune détection), ces milieux sont considérés comme des contributeurs mineurs de l'absorption totale d'hexachloroéthane. Il n'y a pas de données pour quantifier les concentrations d'hexachloroéthane dans le lait maternel. Par conséquent, la contribution du lait maternel n'a pas été prise en compte dans l'évaluation de l'absorption par voie alimentaire chez les nourrissons, ce qui constitue une incertitude. Il y a peu de données quantitatives sur les concentrations d'hexachloroéthane dans

diverses denrées alimentaires. Toutefois, le mode d'utilisation de cette substance n'indique pas qu'elle est employée dans la transformation ou le conditionnement d'aliments. Dans le cas des produits de consommation, le niveau de confiance à l'égard de la base de données sur l'exposition est faible, étant donné qu'une seule étude a détecté la présence d'hexachloroéthane dans un produit (dans l'espace vide de bidons d'eau de javel, en Turquie), ce qui introduit de l'incertitude. Toutefois, il convient de noter que l'hexachloroéthane n'est plus utilisé au Canada dans la plupart des emplois rapportés (voir la section Utilisations). En outre, aucune autre information n'a été trouvée sur l'utilisation d'hexachloroéthane dans des produits de consommation.

Compte tenu du fait que l'utilisation de l'hexachloroéthane est abandonnée graduellement à l'échelle internationale, que son utilisation au Canada est limitée, que cette substance n'a pas été détectée dans la plupart des études de surveillance, et compte tenu également des hypothèses prudentes utilisées dans les scénarios d'exposition (utilisation de données provenant d'études où la majorité des échantillons ne montrent aucune détection), il est probable que l'exposition de la population générale à l'hexachloroéthane soit minime.

9.2 Évaluation des effets sur la santé

Dans une évaluation faite par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC, 1999), on a conclu que l'hexachloroéthane était *possiblement cancérigène pour l'homme* (groupe 2B), d'après des *données suffisantes* dans le cas des animaux de laboratoire, mais *insuffisantes* dans le cas des humains. De même, le National Toxicology Program (NTP) des États-Unis a évalué l'hexachloroéthane comme étant une substance que l'on peut raisonnablement présumer cancérigène pour les humains (NTP, 2005). L'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA, 2011) a conclu, de façon similaire, que l'hexachloroéthane est *probablement cancérigène pour les humains*. Une augmentation statistiquement significative de l'incidence des carcinomes hépatocellulaires a été observée chez des souris B6C3F1 mâles exposés à une dose moyenne pondérée en fonction du temps de 1 179 mg/kg p.c. par jour, administrée par gavage pendant 78 semaines (Weisburger, 1977; National Cancer Institute, 1978). Chez les souris femelles, on a observé une augmentation de l'incidence uniquement à la faible dose de 590 mg/kg p.c. par jour. Il existe des incertitudes liées à la pertinence de ces tumeurs, étant donné l'absence de relation dose-réponse chez les souris femelles.

On a observé une hausse statistiquement non significative de l'incidence des adénomes des cellules des tubules rénaux chez les rats Osborne-Mendel mâles auxquels on avait administré par gavage une dose moyenne pondérée dans le temps de 212 mg/kg p.c. par jour pendant 78 semaines (4/49 par rapport à 0/20 dans le groupe témoin) [Weisburger, 1977; National Cancer Institute, 1978]. Toutefois, dans cette étude, on n'a pas observé d'augmentation de l'incidence à la dose de 423 mg/kg p.c. par jour (0/29).

La mortalité élevée² pourrait avoir empêché l'observation de tumeurs se développant tardivement (National Cancer Institute, 1978). Dans une étude ultérieure portant sur des rats F344/N, on a observé une hausse significative de l'incidence combinée d'adénomes et de carcinomes des tubules rénaux chez les rats mâles exposés à une dose de 20 mg/kg p.c. par jour administrée par gavage pendant deux ans, sans qu'il n'y ait de différence significative dans le taux de survie (NTP, 1989). Une incidence accrue de phéochromocytomes des glandes surrénales a également été notée chez des rats mâles, bien que la hausse n'ait été significative qu'à la dose faible (10 mg/kg p.c. par jour). Lorsqu'on compare aux témoins, il n'y a pas eu d'augmentation de l'incidence de tumeurs chez les rats femelles exposés par gavage à des doses pouvant atteindre 160 mg/kg p.c. par jour, pendant deux ans (NTP, 1989). Le National Toxicology Program (NTP, 1989) a conclu qu'il y avait, chez les rats mâles, des indices manifestes de l'activité cancérigène de l'hexachloroéthane fondées sur l'incidence accrue de néoplasmes rénaux et la légère augmentation, potentiellement liée à cette substance, de phéochromocytomes des glandes surrénales. Étant donné que les tumeurs des surrénales n'ont pas suivi une tendance dose-réponse, on n'a pas pu effectuer des calculs de doses de référence. La valeur de la dose de référence (BMDL₁₀) la plus basse est de 8,53 mg/kg p.c. par jour pour l'adénome ou le carcinome rénal (combinés) chez les rats F344 mâles exposés à l'hexachloroéthane par gavage. Il n'y avait « aucune indication » d'activité cancérigène chez les rates femelles.

Lors d'un bioessai d'initiation-promotion on n'a observé aucune augmentation des lésions prénéoplasiques (c.-à-d. foyers positifs de gamma-glutamyl-transpeptidase) dans le foie de rats exposés à de l'hexachloroéthane à une dose de 500 mg/kg p.c. par jour administrée par gavage, suivie de l'administration de 0,05 % de phénobarbital dans le régime alimentaire pendant sept semaines. Toutefois, une hausse de l'incidence des lésions prénéoplasiques a été observée chez les rats exposés à du diéthylnitrosamide administré par voie intrapéritonéale à une dose de 30 mg/kg p.c., suivie d'une dose d'hexachloroéthane de 500 mg/kg p.c. par jour pendant sept semaines (Story *et al.*, 1986; Milman *et al.*, 1988). En résumé, les résultats étaient négatifs dans l'étude d'initiation, et positifs dans l'étude de promotion.

Le profil des effets histopathologiques rénaux (hyperplasie des tubules rénaux, minéralisation linéaire des papilles rénales et hyperplasie de l'épithélium de transition du bassin) observés chez les rats mâles de l'étude d'une durée de deux ans, mais non chez les rats femelles ou les souris de l'un ou l'autre sexe, était conforme aux effets liés à la néphropathie associée aux alpha-2u-globulines. Dans une étude de 21 jours portant sur des rats mâles, l'hexachloroéthane a causé une néphropathie consistant en l'accumulation de gouttelettes hyalines et la régénération des tubules rénaux ainsi qu'en une augmentation de l'indice de marquage des cellules des tubules rénaux liée à la

² 38 % (19/50) des mâles ayant reçu des doses élevées et 48 % (24/50) des mâles ayant reçu des doses faibles ont survécu au moins 90 semaines, comparativement à 70 % (14/20) des témoins.

dose (NTP, 1996). Toutefois, la possibilité de liaison réversible de l'hexachloroéthane à une protéine spécifique n'a pas été étudiée dans l'une ou l'autre de ces études. On n'a relevé aucune étude qui présentait des preuves immunohistochimiques de la présence d'alpha-2u-globuline dans des gouttelettes hyalines dans les reins de rats exposés à l'hexachloroéthane. Par conséquent, bien que les données laissent supposer que la néphropathie associée aux alpha-2u-globulines joue un rôle dans l'induction de tumeurs rénales par l'hexachloroéthane chez les rats, ces données ne sont pas concluantes. De plus, dans une évaluation récente, l'EPA des États-Unis (USEPA, 2011) a étudié le mode d'action des tumeurs rénales chez les rats mâles et a conclu, de façon similaire, que les éléments probants étaient insuffisants pour conclure que ces tumeurs étaient le résultat d'une accumulation d'alpha-2u-globulines. Par ailleurs, le mode possible d'induction de tumeurs hépatiques chez la souris ou de tumeurs des surrénales chez le rat par l'hexachloroéthane n'a pas été étudié. Étant donné que l'Integrated Risk Information System (IRIS, 2011) a effectué une étude approfondie du mode d'action et de la pertinence pour les humains des tumeurs susmentionnées, le présent document ne comprend pas un examen plus poussé de ces aspects et les lecteurs sont invités à consulter le document de l'IRIS pour obtenir de plus amples renseignements.

La génotoxicité de l'hexachloroéthane a été étudiée dans des essais de dépistage à court terme portant sur différents paramètres (voir l'annexe 2). Si les études *in vivo* se limitent au test du micronoyau et à un essai de vérification des dommages à l'acide désoxyribonucléique (ADN) chez la souris, de même qu'à des études de fixation de l'ADN chez les rats et les souris, les données d'études *in vitro* sont plus nombreuses. Cependant, on n'a pas répertorié d'essais de mutation génique dans les systèmes mammaliens, *in vivo* ou *in vitro*. À quelques exceptions près, tous les résultats signalés étaient négatifs. Les seuls résultats positifs pouvant avoir une importance quelconque provenaient d'un seul rapport dans lequel on a signalé une fixation de l'ADN *in vivo* et *in vitro*; il n'y avait toutefois aucune preuve claire de la formation d'adduits (Lattanzi *et al.*, 1988). Les prévisions modélisées de la génotoxicité de l'hexachloroéthane et des composés connexes étaient également généralement négatives (CASETOX, 2003; DEREK, 2003; TOPKAT, 2004).

Bien que le mode d'induction de tumeurs par l'hexachloroéthane n'ait pas été étudié de façon exhaustive, les données disponibles sur la génotoxicité sont généralement négatives, ce qui laisse penser que le mécanisme de carcinogénicité pourrait être non génotoxique dans certains tissus cibles.

Parmi le nombre limité d'études sur le développement relevées, des effets nocifs sur le fœtus ou la mère ont été signalés, mais à une dose plus élevée (Weeks *et al.*, 1979) que celle qui a entraîné une augmentation de l'incidence des adénomes et carcinomes combinés des tubules rénaux (NTP, 1989).

La concentration minimale avec effet observé (CMEO) la plus faible qui induit des effets non néoplasiques est de 465 mg/m³, d'après les résultats d'une étude sur le développement au cours de laquelle des rats ont été exposés par inhalation pendant les jours de gestation 6 à 16; cette étude a permis d'observer une diminution du gain de

poids corporel chez les mères à des concentrations de 465 mg/m³ et plus (Weeks *et al.*, 1979).

La dose minimale avec effet observé (DMEO) la plus faible qui induit des effets non néoplasiques après une exposition par voie orale est de 10 mg/kg p.c. par jour, selon d'après une augmentation des lésions histopathologiques rénales (y compris l'hyperplasie des tubules rénaux, l'augmentation de la minéralisation linéaire des papilles rénales et l'hyperplasie de l'épithélium de transition) observée chez des rats mâles auxquels on a administré 10 mg/kg p.c. par jour ou plus de la substance, par gavage, pendant deux ans (NTP 1989). Bien que la signification statistique des résultats n'ait pas été indiquée pour la dose la plus faible de 10 mg/kg p.c. par jour, les données sur l'incidence suggèrent une relation dose-réponse. D'après ces lésions, la valeur limite la plus basse de la dose de référence (BMDL₁₀) pour des effets non cancérogènes que l'on trouve dans la base de données est de 0,728 mg/kg p.c. par jour pour l'atrophie et la dégénérescence des tubules rénaux chez les rats F344 mâles exposés à l'hexachloroéthane.

Le degré de confiance à l'égard de la base de données sur la toxicité est considéré comme modéré dans un contexte d'évaluation préalable, car malgré le fait qu'elle comprenne un nombre considérable d'études (y compris celles dans lesquelles des animaux ont été exposés pendant une partie importante de leur vie) portant sur une vaste gamme de paramètres, les données sur la toxicité de l'hexachloroéthane pour la principale voie d'exposition (inhalation) sont limitées (voir l'annexe 2).

9.3 Caractérisation du risque pour la santé humaine et incertitudes

Compte tenu des profils d'utilisation, des propriétés physicochimiques et de la tranche supérieure de l'estimation de l'exposition, l'inhalation de l'air ambiant et de l'air intérieur est probablement la plus importante voie d'exposition de la population à l'hexachloroéthane au Canada. Toutefois, les expositions à l'hexachloroéthane sont en diminution en raison de l'abandon progressif de ce produit chimique. En outre, dans la plupart des enquêtes de surveillance récentes, on n'a pas détecté la présence de cette substance.

Dans des études sur des animaux, une augmentation de l'incidence des tumeurs a été observée dans plusieurs organes, chez les rats et les souris. La plupart des études de génotoxicité ont produit des résultats négatifs, bien que des liaisons à l'ADN aient été signalées dans une étude, tant *in vitro* qu'*in vivo*. Bien que le mode d'induction de tumeurs par l'hexachloroéthane n'ait pas encore été élucidé, les renseignements disponibles semblent indiquer un mode d'action non génotoxique, et une approche axée sur la marge d'exposition est utilisée pour caractériser les risques.

La DMEO par voie orale la plus faible relevée était de 10 mg/kg p.c. par jour (la plus faible dose testée; administration par gavage). Cette dose était associée à des changements histopathologiques dans les reins chez le rat mâle et à augmentation de l'incidence des phéochromocytomes des glandes surrénales (NTP, 1989). Étant donné

que l'on n'a pas déterminé une dose sans effet nocif observé (DSENO), on a calculé une BMDL pour ce paramètre. La BMDL₁₀ calculée a été établie à 0,728 mg/kg p.c. par jour. La comparaison de cette valeur avec la tranche supérieure de l'estimation de l'exposition (0,07 µg/kg p.c. par jour, groupe d'âge des 0,5 à 4 ans) donne une marge de 10 400.

Bien que la principale voie d'exposition à l'hexachloroéthane pour l'humain soit probablement l'inhalation, les données toxicologiques pertinentes sont plus limitées; la dose minimale avec effet par inhalation était de 465 mg/m³, d'après une diminution du gain de poids corporel chez les mères rates à cette concentrations et à des concentrations plus élevées dans une étude sur le développement (Weeks *et al.*, 1979). Après des expositions à des concentrations plus importantes par gavage et par inhalation, des tremblements ont été observés chez les rats. La comparaison de cette dose avec effet avec la concentration dans l'air intérieur utilisée pour estimer la tranche supérieure des estimations de l'exposition (0,12 µg/m³) donne une marge d'exposition de près de quatre millions.

Compte tenu du caractère prudent des estimations de l'exposition générées, de l'abandon progressif en cours de ce produit chimique et de l'incertitude quant à la pertinence des paramètres de santé choisis, les marges d'exposition sont considérées comme adéquates pour tenir compte de l'incertitude dans les bases de données sur les effets sur la santé et sur l'exposition.

Compte tenu de l'adéquation des marges d'exposition entre les expositions estimatives à l'hexachloroéthane et les concentrations associées à un effet critique, on conclut que l'hexachloroéthane ne satisfait pas aux critères énoncés à l'alinéa 64c) de la LCPE, car la substance ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

9.4 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour la santé humaine

Les incertitudes concernant l'interprétation de l'adéquation de la marge comprennent les limites de la base de données en ce qui concerne les modes potentiels d'induction des effets cancérigènes, la caractérisation limitée de la dose-réponse dans l'étude critique sur les effets non cancérigènes (aucune dose sans effet observé [DSEO] n'a été répertoriée), et les limites de la base de données sur les concentrations d'hexachloroéthane dans les milieux pertinents pour l'exposition humaine, comme l'identité des produits de consommation qui pourraient contribuer à l'exposition.

10. Conclusion

À la lumière des renseignements contenus dans la présente évaluation préalable, l'hexachloroéthane présente un faible risque d'effets nocifs sur les organismes et sur l'intégrité globale de l'environnement. On conclut que l'hexachloroéthane ne satisfait pas aux critères énoncés aux alinéas 64a) ou b) de la LCPE, car il ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des

conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

Compte tenu de l'adéquation des marges d'exposition entre les expositions estimatives à l'hexachloroéthane et les concentrations associées à un effet critique, on conclut que l'hexachloroéthane ne satisfait pas aux critères énoncés à l'alinéa 64c) de la LCPE, car la substance ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

On conclut donc que l'hexachloroéthane ne satisfait à aucun des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE.

Références

- Abdul, S.A., Gibson, T., Rai, D.N. 1987. Statistical correlations for predicting the partition coefficient for nonpolar organic contaminants between aquifer organic carbon and water. *Hazard. Waste Hazard. Mater.* 4(3):211-222.
- Abrahamsson, K., Ekdahl, A., Collen, J., Pedersen, M. 1995a. Formation and distribution of halogenated volatile organics in sea water. *In: Grimvall, A., DeLeer, E. (éd.) Naturally-produced organohalogenes.* Dordrecht (Pays-Bas) : Kluwer Academic Press. p. 317-326. [cité dans Ballschmiter, 2003].
- Abrahamsson, K., Ekdahl, A., Collen, J., Fahlstrom, E., Pedersen, M. 1995b. The natural formation of trichloroethylene and perchloroethylene in sea water. *In: Grimvall, A., DeLeer, E. (éd.) Naturally-produced organohalogenes.* Dordrecht (Pays-Bas) : Kluwer Academic Press. p. 327-332. [cité dans Ballschmiter, 2003].
- Abrams, E.F., Derkics, D., Fong, C.V., Guinan, D.K., Slimak, K. 1975. Identification of organic compounds in effluents from industrial sources. EPA-560/3-75-002; PB 241641. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis. 211 p.
- Ahmad, N., Benoit, D., Brooke, L., Call, D., Carlson, A., DeFoe, D., Huot, J., Moriarity, A., Richter, J., Shubat, P., *et al.* 1984. Aquatic toxicity tests to characterize the hazard of volatile organic chemicals in water: A toxicity data summary - Parts I and II. EPA-600/3-84-009; PB 84-141506. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis. 112 p.
- Arthur D. Little Inc. 1983. Cell transformation assays of 11 chlorinated hydrocarbon analogs. Rapport final présenté à l'Office of Toxic Substances de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (ICAIR Work Assignment No. 10; Microfiche No. NTIS/OTS0509392; Document No. 40+8324457).
- [ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 1997. Toxicological profile for hexachloroethane [mise à jour]. Atlanta (GA) : US Department of Health and Human Services, Public Health Service. [consulté en août 2003]. Accès : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=870&tid=169>
- Ballschmiter, K. 2003. Pattern and sources of naturally produced organohalogenes in the marine environment: biogenic formation of organohalogenes. *Chemosphere* 52:313-324.
- Barrows, M.E., Petrocelli, A.R., Macek, K.J. 1980. Biconcentration and elimination of selected water pollutants by bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). *In: Haque, R. (éd.) Dynamics, exposure and hazard assessment of toxic chemicals.* Ann Arbor (MI) : Ann Arbor Publishers Inc. p. 379-391.
- Batterman, S., Jia, C., Hatzivasilis, G. 2007. Migration of volatile organic compounds from attached garages to residence: A major exposure source. *Environmental Research* 104:224-240.
- [BII] Beak International Incorporated. 1997. Assessment of Upper St. Clair River sediments and benthic macroinvertebrate communities - 1994. Novembre 1997. Préparé par Beak International

Incorporated, Brampton (Ont.), pour le ministère de l'Environnement et de l'Énergie et Environnement Canada (Beak Reference 3253.1). [consulté en janvier 2004]. Accès : http://www.friendsofstclair.ca/pdf/94benthic_report.pdf

Brambilla, G., Martelli, A. 2004. Failure of the standard battery of short-term tests in detecting some rodent and human genotoxic carcinogens. *Toxicology* 196:1-19.

Bronzetti, G., Morichetti, E., Del Carratore, R., Rosellini, E., Paolini, M., Cantelli-Forti, G., Grilli, S., Velloso, R. 1989. Tetrachloroethane, pentachloroethane and hexachloroethane. Genetic and biochemical studies. *Teratogen. Carcinogen. Mutagen.* 9:349-357. [cité dans CIRC, 1999].

[BUA] Beratergremium für Umweltrelevante Altstoffe (GDCh Advisory Committee on Existing Chemicals of Environmental Relevance). 1989. Hexachloroethane. BUA Report 34. Stuttgart (Allemagne) : S. Hirzel. 67 p.

Budavari, S., O'Neil, M.J., Smith, A., Heckelman, P.E. (éd.) 1989. The Merck index: An encyclopedia of chemicals, drugs and biologicals. 11^e éd. Rahway (NJ) : Merck and Co., Inc. p. 740. [cité dans ATSDR, 1997].

Burkhard, P.L., Sheedy, D.J., McCauley, B.R., DeGreeve, G.M. 1997. Bioaccumulation factors for chlorinated benzenes, chlorinated butadienes and hexachloroethane. *Environ. Toxicol. Chem.* 16(8):1677-1686. [cité dans Gobas et Arnot, 2003].

Call, D.J., Brooke, L.T., Ahmad, N., Richter, J.E. 1983. Toxicity and metabolism studies with EPA (Environmental Protection Agency) priority pollutants and related chemicals in freshwater organisms. EPA 600/3-83-095; PB 83-263665. Duluth (MN) : Environmental Research Laboratory. 134 p.

Callahan, M.A., Slimak, M.W., Gabel, N.W., May, I.P., Fowler, C.F., Freed, J.R., Jennings, P., Durfee, R.L., Whitre, F.C., Maestri, B., *et al.* 1979. Water-related environmental fate of 129 priority pollutants. Vol. 1 et 2. EPA-440/4-79-029a; EPA-440/4-79-029b. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Water and Waste Management, Office of Water Planning and Standards. [cité dans Howard, 1989; CESARS, 1999].

Canada. 1993a. Tétrachloroéthylène [en ligne]. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada, Santé Canada. (Liste des substances d'intérêt prioritaire - Rapport d'évaluation). Accès : http://www.ec.gc.ca/substances/ese/fre/PESIP/LSIP1_tetrachoroethylene.cfm

Canada. 1993b. Trichloroéthylène [en ligne]. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada, Santé Canada. (Liste des substances d'intérêt prioritaire - Rapport d'évaluation). Accès : http://www.ec.gc.ca/substances/ese/fre/PESIP/LSIP1_trichoroethylene.cfm

Canada. 1999. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. L.C., 1999, ch. 33. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/archives/p3/1999/g3-02203.pdf>

Canada. 2000. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*, C.P. 2000-348, 23 mars 2000, DORS/2000-107. Accès :

<http://canadagazette.gc.ca/archives/p2/2000/2000-03-29/pdf/g2-13407.pdf>

Canada. 2013. *Règlement sur les aliments et drogues*. C.R.C., ch. 870. Accès : [http://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/C.R.C., c. 870.pdf](http://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/C.R.C.,_c._870.pdf)

Canada. Ministère de l'Environnement. 2001. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances inscrites sur la Liste intérieure des substances (LIS)*. *Gazette du Canada*, Partie I, vol. 135, n° 46, p. 4194-4210. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/archives/p1/2001/2001-11-17/pdf/g1-13546.pdf>

Canada. Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social. 1990. *L'allaitement maternel au Canada : pratiques et tendances*. Ottawa (Ont.) : ministère de la Santé nationale et du Bien-être social. N° de catalogue H39-199/1990F. [cité dans Santé Canada, 1998].

Canviro Consultants. 1988. *Thirty-seven municipal water pollution control plants, pilot monitoring study*. Vol. I. Interim report. Rédigé pour la Direction des ressources en eau, ministère de l'Environnement de l'Ontario. [cité dans HSDB, 2003].

CASETOX [module de prévision]. 2003. Version 1.56. Beachwood (OH) : MultiCASE. Accès :

<http://www.multicase.com/products/prod03.htm> [accès restreint]

[CCE] Commission des Communautés européennes. 2001. Directive 2001/91/CE de la Commission du 29 octobre 2001 portant huitième adaptation au progrès technique de l'annexe I de la directive 76/769/CEE du Conseil concernant le rapprochement des dispositions législatives, réglementaires et administratives des États membres relatives à la limitation de la mise sur le marché et de l'emploi de certaines substances et préparations dangereuses (hexachloroéthane). *Journal officiel des Communautés européennes* L286:27-28. [consulté en septembre 2010]. Accès : <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32001L0091:FR:HTML>

[CCPB et PA] Conseil consultatif public binational, Plan d'assainissement. 1995. *The St. Clair River Area of Concern - Stage 2 Remedial Action Plan*. [consulté en janvier 2004]. Accès : <http://www.friendsofstclair.ca/pdf/rap2.pdf>

[CDC] Center for Disease Control. 2009. *Fourth National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals*. 2009. Accès : <http://www.cdc.gov/exposurereport/pdf/FourthReport.pdf>

[CESARS] Chemical Evaluation Search and Retrieval System [base de données sur Internet]. 1999. Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Michigan Department of Natural Resources. [consulté en mai 1999]. Accès : <http://www.ccohs.ca/products/chempendium/databases.html#229> [réserve de consultation].

[CGLI] Council of Great Lakes Industries. 1999. *Octachlorostyrene and suggested industrial sources*. Rapport présenté le 9 mars 1999 au groupe de travail sur l'octachlorostyrène de la Stratégie binationale relative aux toxiques des Grands Lacs. [consulté en décembre 2003]. Accès : <http://www.cgli.org/binationalToxics/BiToxOxy.pdf>

[CHC] Centre d'hydraulique canadien. 2003. *ChemSim: Chemical release and dispersion analysis application*. Version 2.0.5. Ottawa (Ont.) : Conseil national de recherches du Canada.

ChemCAN [modèle de fugacité de niveau III portant sur 24 régions du Canada]. 2003. Version 6.00. Peterborough (Ont.) : Université Trent, Canadian Centre for Environmental Modelling and Chemistry. Accès : <http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/CC600.html>

Chiou, C.T. 1985. Partition coefficients of organic compounds in lipid-water systems and correlation with fish bioconcentration factors. *Environ. Sci. Technol.* 19:57-62.

[CIRC] IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. 1979. Some halogenated hydrocarbons. *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum.* 20:467-476.

[CIRC] IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. 1999. Some chemicals that cause tumours of the kidney or urinary bladder in rodents and some other substances. *IARC Monogr. Eval. Carcinogen Risk Chem. Hum.* 73:295-306.

Clark, C.S., Meyer, M.D., Gartside, P.S., Majeti, V.A., Specker, B. 1982. An environmental health survey of drinking water contamination by leachate from a pesticide dump in Hardeman County, Tennessee. *Arch. Environ. Health* 37(1):9-18.

Class, T., Ballschmiter, K. 1986. Chemistry of organic traces in air. VI: Distribution of chlorinated C₁-C₄ hydrocarbons in air over the northern and southern Atlantic Ocean. *Chemosphere* 15(4):413-427.

Class, T., Ballschmiter, K. 1987. Global baseline pollution studies. X. Atmospheric halocarbons: global budget estimations for tetrachloroethene, 1,2-dichloroethane, 1,1,1,2-tetrachloroethane, hexachloroethane, and hexachlorobutadiene. Estimation of the hydroxyl radical concentrations in the troposphere of the Northern and Southern Hemisphere. *Fresenius Z. Anal. Chem.* 327(2):198-204.

Crebelli, R., Benigni, R., Franekic, J., Conti, G., Conti, L., Carere, A. 1988. Induction of chromosome malsegregation by halogenated organic solvents in *Aspergillus nidulans*: Unspecific or specific mechanism? *Mutat. Res.* 201:401-411. [cité dans CIRC, 1999].

Crebelli, R., Carere, A., Leopardi, P., Conti, L., Fassio, F., Raiteri, F., Barone, D., Ciliutti, P., Cinelli, S., Vericat, J.A. 1999. Evaluation of 10 aliphatic halogenated hydrocarbons in the mouse bone marrow micronucleus test. *Mutagenesis* 14(2):207-215.

Criddle, C.S., McCarty, P.L., Elliott, M.C., Baker, J.F. 1986. Reduction of hexachloroethane to tetrachloroethylene in groundwater. *J. Contam. Hydrol.* 1(1-2):133-142.

Curtis, G. 1984. Sorption of halogenated organic solutes onto aquifer material: comparisons between laboratory results and field observations [thèse]. Palo Alto (CA) : Université Stanford, Département de génie civil. [cité dans Criddle *et al.*, 1986].

Curtis, G.P., Reinhard, M. 1994. Reductive dehalogenation of hexachloroethane, carbon tetrachloride and bromoform by anthrahydroquinone disulfonate and humic acid. *Environ. Sci. Technol.* 28:2393-2401.

[DEREK] Deductive Estimation of Risk from Existing Knowledge [module de prévision sur CD-ROM]. 2003. Version 7.0.0. Cambridge (MA) : Université Harvard, LHASA Group. Accès : <http://lhasa.harvard.edu/?page=toxicology.htm> [réserve de consultation].

De Vault, D.S. 1985. Contaminants in fish from Great Lakes harbors and tributary mouths. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 14:587-594.

Di Toro, D.M., McGrath, J.A., Hansen, D.J. 2000. Technical basis for narcotic chemicals and polycyclic aromatic hydrocarbon criteria. I. Water and tissue. *Environ. Toxicol. Chem.* 19(8):1951-1970.

Doherty, A.T., Ellard, S., Parry, E.M., Parry, J.M. 1996. An investigation into the activation and deactivation of chlorinated hydrocarbons to genotoxins in metabolically competent human cells. *Mutagenesis* 11:247-274.

Dow Chemical Co. 1977. Hexachloroethane: Results of a 2-week tolerance study in the diet of rats. [avec lettre de présentation]. Soumis en 1983 à l'Office of Toxic Substances de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (Microfiche No. NTIS/OTS0215326; Document No. 878221265).

Dow Chemical Co. 2001. Dow News & Information: Dow to remediate St. Clair River sediments near its property. 22 mars 2001.

Dow Chemical Co. 2002a. Dow News & Information: Dow develops options to clean up St. Clair River sediments near its property: Prepares to hold community information sessions. Sarnia (Ont.), Canada, le 14 février 2002.

Dow Chemical Co. 2002b. Dow News & Information: New start date for Dow St. Clair River sediment removal pilot project. Sarnia (Ont.), Canada, le 13 mai 2002.

Dow Chemical Co. 2003. Dow News & Information: Dow completes Phase 2 vacuum operations of St. Clair River sediment removal project. Sarnia (Ont.), Canada, le 23 octobre 2003.

Dow Chemical Co. 2004. Dow News & Information: Dow completes removal of St. Clair River sediment. Sarnia (Ont.), le 1^{er} décembre 2004.

Environnement Canada. 1989. Atlantic region: Federal-provincial toxic chemical survey of municipal drinking water sources. 1985-1988. Rapport d'interprétation. Moncton (N.-B.) : Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux.

Environnement Canada. 2001. Données pour certaines substances recueillies en vertu de l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* et de l'*Avis concernant certaines substances inscrites sur la Liste intérieure de substances (LIS)*. Données préparées par Environnement Canada, Programme des substances existantes.

Environnement Canada. 2013. Inventaire national des rejets de polluants [base de données sur internet]. Gatineau (QC): Environnement Canada. Accès: <http://www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?lang=Fr&n=B85A1846-1>

[EPIWIN] Estimation Programs Interface for Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2000. Version 3.11. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics. Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>

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

Exxon Chemical Americas. 1962. Acute toxicity of hexachloroethane. Présenté en 1983 à l'Office of Toxic Substances de l'Environmental Protection Agency des États-Unis, en vertu de l'article 8(d) de la *Toxic Substances Control Act*. (Document No. 878213533; Microfiche No. NTIS/OTS0206402).

[FAO] Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture. 2013a. Spécifications concernant les aromatisants. Accès : <http://www.fao.org/food/food-safety-quality/scientific-advice/jecfa/jecfa-flav/fr/>

[FAO] Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture. 2013b. Répertoire des normes pour les additifs alimentaires. Accès : <http://www.fao.org/ag/agn/jecfa-additives/index.html?lang=fr>

[FDA] Food and Drug Administration. 2013a. Everything Added to Food in the United States. Accès : <http://www.accessdata.fda.gov/scripts/fcn/fcnavigation.cfm? rpt=eafuslisting>

[FDA] Food and Drug Administration. 2013b. List of indirect Additives used in Food Contact Substances. Accès : <http://www.accessdata.fda.gov/scripts/fcn/fcnavigation.cfm? filter=Hexachloroethane&sortColumn=&rpt=ialisting>

Fellin, P., Barnett, S.E., Tran, Q.A. 1992. Results of a national pilot survey of airborne volatile organic compounds in Canadian residences. Rédigé pour Santé et Bien-être social Canada (n° de dossier DSS H4078-0-C659).

Fowler, J.S.L. 1969. Some hepatotoxic actions of hexachloroethane and its metabolites in sheep. *Br. J. Pharmacol.* 35:530-542. [cité dans Gorzinski *et al.*, 1985].

Galloway, S.M., Armstrong, M.J., Reuben, C., Colman, S., Brown, B., Cannon, C., Bloom, A.D., Nakamura, G., Ahmed, M., Duk, S., *et al.* 1987. Chromosome aberrations and sister chromatid exchanges in Chinese hamster ovary cells: evaluations of 108 chemicals. *Environ. Mol. Mutagen.* 10(Suppl. 1):1-175. [cité dans CIRC, 1999].

Gerhartz, W., Yamamoto, Y.S., Clampell, F.T., Pfefferkorn, R., Rousaville, J.F. (éd.) 1985. Ullmann's encyclopedia of industrial chemistry. 5^e éd. Weinheim (Allemagne) : VCH Publishers. p. 282-283.

Gizyn, W.I. 1994. Windsor Air Quality Study: Soil and garden produce survey results. Windsor (Ont.) : Ministère de l'Environnement et de l'Énergie, Windsor Air Quality Committee. 15 p.

- Gobas, F.A.P.C., Arnot, F. 2003. Categorization of organic substances on the Domestic Substances List for bioaccumulation potential. Rapport préparé par l'Université Simon Fraser pour Environnement Canada. 109 p.
- Gorzinski, S.J., Nolan, R.J., McCollister, S.B., Dociba, R.J., Mattsson, J.L. 1985. Subchronic oral toxicity, tissue distribution and clearance of hexachloroethane in the rat. *Drug Chem. Toxicol.* 8:155-169.
- Grayson, M., Eckroth, D. (éd.) 1979. Kirk-Othmer encyclopedia of chemical technology. 3^e éd. Vol. 5. New York (NY) : Wiley Interscience. p. 738-742.
- Great Lakes Commission. 2002. 1999 Inventory of toxic air emissions - Point and area sources. Décembre 2002. Rapport présenté par la Great Lakes Commission, Ann Arbor (MI), à l'Environmental Protection Agency des États-Unis, Chicago (IL). 373 p. [consulté en août 2003]. Accès : <http://www.glc.org/air/inventory/1999/99fullreport.pdf>
- Great Lakes Commission. 2006. 2002 Inventory of toxic air emissions for the Great Lakes region. Rapport présenté par la Great Lakes Commission, Ann Arbor (MI), à l'Environmental Protection Agency des États-Unis, Chicago (IL). 173 p. Accès : http://www.glc.org/air/inventory/2002/2002report_Full.pdf
- Halfon, E., Poulton, D. 1992. Distribution of chlorobenzenes, pesticides and PCB congeners in Lake Ontario near the Toronto waterfront. *Water Pollut. Res. J. Can.* 27(4):751-772.
- Hansch, C., Leo, A.J. 1985. Medchem Project Issue No. 26. Claremont (CA) : Pomona College. [cité dans Howard, 1989].
- Haworth, S., Lawlor, T., Mortelmans, K., Speck, W., Zeiger, E. 1983. *Salmonella* mutagenicity test results for 250 chemicals. *Environ. Mutagen.* 5(Suppl. 5):3-142. [cité dans CIRC, 1999].
- [HENRYWIN] Henry's Law Constant Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2008. Version 3.20. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm
- Héroux, M.-È., Gauvin, D., Gilbert, N., Guay, M., Dupuis, G., Legris, M., Lévesque, B. 2008. Housing characteristics and indoor concentrations of selected volatile organic compounds (VOCs) in Quebec City, Canada. *Indoor Built Environ.* 17(2):128-137.
- Hine, J., Mookerjee, P.K. 1975. The intrinsic character of organic compounds. Correlations in terms of structural contributions. *J. Org. Chem.* 40(3):292-298. [cité dans Mackay *et al.*, 1999].
- Howard, P.H. 1989. Handbook of environmental fate and exposure data for organic chemicals. Chelsea (MI) : Lewis Publishers. p. 370-376.
- Howard, P.H., Boethling, R.S., Jarvis, W.F., Meylan, W.M., Michalenko, E.M. 1991. Handbook of environmental degradation rates. Chelsea (MI) : Lewis Publishers. p. 101-102.

[HSDB] Hazardous Substances Data Bank [base de données sur Internet]. 1983-. Bethesda (MD) : National Library of Medicine (États-Unis). [consulté le 7 août 2003 et le 5 décembre 2003]. Accès : <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>

Hsieh, S.-H., Hsu, C.-H., Tsai, D.-Y., Chen, C.-Y. 2006. Quantitative structure-activity relationships for toxicity of nonpolar narcotic chemicals to *Pseudokirchneriella subcapitata*. *Environ. Toxicol. Chem.* 25(11):2920-2926.

[INRP] Inventaire national des rejets de polluants [base de données sur Internet]. 2003. Gatineau (Qc) : Environnement Canada. [consulté en mai 2004]. Accès : <http://www.ec.gc.ca/inrp-npri/>

[INRP] Inventaire national des rejets de polluants [base de données sur Internet]. 2008. Gatineau (Qc) : Environnement Canada. [mis à jour le 7 octobre 2008; consulté le 15 juillet 2009]. Accès :

http://www.ec.gc.ca/pdb/websol/queriesite/substance_details_f.cfm?opt_npri_id=0000000280&opt_cas_number=67-72-1&opt_report_year=2007

[INRP] Inventaire national des rejets de polluants [base de données sur Internet]. 2010. Gatineau (Qc) : Environnement Canada. [consulté en février 2010]. Accès : <http://www.ec.gc.ca/inrp-npri/>

[INRP] Inventaire national des rejets de polluants [base de données sur Internet]. 2013. Gatineau (Qc) : Environnement Canada. [consulté en avril 2013]. Accès : <http://www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?lang=Fr&n=4A577BB9-1>

Isnard, P., Lambert, S. 1988. Estimating bioconcentration factors from octanol-water partition coefficient and aqueous solubility. *Chemosphere* 17(1):21-34.

Jafvert, C., Wolfe, N.L. 1987. Degradation of selected halogenated ethanes in anoxic sediment-water systems. *Environ. Toxicol. Chem.* 6:827-837.

Jondorf, W.R., Parke, D.V., Williams, R.T. 1957. The metabolism of ¹⁴C-hexachloroethane. *Biochem. J.* 65:14. [cité dans Gorzinski *et al.*, 1985].

Katritzky, A.R., Tatham, D.B., Maran, U. 2001. Theoretical descriptors for the correlation of aquatic toxicity of environmental pollutants by quantitative structure-toxicity relationships. *J. Chem. Inf. Comput. Sci.* 41:1162-1176.

Kinae, N., Hashizume, T., Makita, T., Tomita, I., Kumura, I., Kanamori, H. 1981. Studies on the toxicity of pulp and paper mill effluents - II. Mutagenicity of the extracts of the liver from spotted sea trout (*Nibea mitsukurii*). *Water Res.* 15:25-30. [cité dans CIRC, 1999].

Kinkead, E.R., Wolfe, R.E. 1992. Single oral toxicity of various organic compounds. *J. Am. Coll. Toxicol.* 11(6):713.

- [Kirk-Othmer] Kirk-Othmer encyclopedia of environmental technology [en ligne]. 1993. Chloroethanes. [consulté le 4 mars 2003]. Accès : <http://onlinelibrary.wiley.com/book/10.1002/0471238961>
- Könemann, H., Zelle, R., Busser, F., Hammers, W.E. 1979. Determination of log P_{oct} values of chloro-substituted benzenes, toluenes and anilines by high-performance liquid chromatography on ODS-silica. *J. Chromatogr.* 178:559-565.
- Konietzko, H. 1984. Chlorinated ethanes: sources, distribution, environmental impact and health effects. In: Saxena, J. (éd.) Hazard assessment of chemicals, current developments. Vol. 3. Orlando (FL) : Academic Press. p. 401-448.
- Kostiainen, R. 1995. Volatile organic compounds in the indoor air of normal and sick houses. *Atmos. Environ.* 29(6):693-702.
- [KOWWIN] Octanol-Water Partition Coefficient Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2008. Version 1.67. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>
- Kriegman-King, M.R., Reinhard, M. 1991. Reduction of hexachloroethane and carbon tetrachloride at surfaces of biotite, vermiculite, purite, marcasite. In: Organic substances and sediments in water. Vol. 2. Chelsea (MI) : Lewis Publishers. p. 349-364. [cité dans ATSDR, 1997].
- Lattanzi, G., Colacci, A., Grilli, S., Mazzullo, M., Prodi, G., Taningher, M., Turina, M.P. 1988. Binding of hexachloroethane to biological macromolecules from rat and mouse organs. *J. Toxicol. Environ. Health* 24:403-411. [cité dans CIRC, 1999].
- Lewis, R.J. (éd.) 1993. Hawley's condensed chemical dictionary. 12^e éd. New York (NY) : Van Nostrand Reinhold Company.
- Ligocki, M.P., Leuenberger, C., Pankow, J.F. 1985. Trace organic compounds in rain. II. Gas scavenging of neutral organic compounds. *Atmos. Environ.* 19(10):1609-1617.
- Liu, H., Yao, X., Zhang, R., Liu, M., Hu, Z., Fan, B. 2006. The accurate QSPR models to predict the bioconcentration factors of nonionic organic compounds based on the heuristic method and support vector machine. *Chemosphere* 63:722-733.
- Lyman, W.J., Reed, W.F., Rosenblatt, D.H. 1982. Handbook of chemical property estimation methods. New York (NY) : McGraw-Hill. p. 4-9. [cité dans Howard, 1989].
- Mabey, W.R., Smith, J.H., Podoll, R.T., Johnson, H.L., Mill, T. 1982. Aquatic fate process data for organic priority pollutants. Rapport rédigé par SRI International, Menlo Park (CA), pour l'Office of Water Regulations and Standards de l'Environmental Protection Agency des États-Unis, Washington (DC). Report No.: EPA 440/4-81-014. [cité dans ATSDR, 1997].
- Mackay, D., Shiu, W.Y. 1981. A critical review of Henry's law constants for chemicals of environmental interest. *J. Phys. Chem. Ref. Data* 10(4):1175-1199.

Mackay, D., Shiu, W.Y., Ma, K.-C., Lee, S.C. 1999. Handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. 2^e éd. Toronto (Ont.) : Université de Toronto.

McDuffe, B. 1981. Estimation of octanol/water partition coefficients for organic pollutants using reverse-phase HPLC. *Chemosphere* 10:73-83. [cité dans CESARS, 1999].

McGrady, J.K., Johnson, D.E., Turner, L.W. 1985. Volatility of ten priority pollutants from fortified avian toxicity test diets. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 34:634-644. [cité dans CESARS, 1999].

[MDN] Ministère de la Défense nationale (Canada). 2001. Generic assessment - Hexachloroethane (HC). Février 2001. Report No.: OPI: DAPM 4-3-2.

Milman, H.A., Story, D.L., Riccio, E.S., Sivak, A., Tu, A.S., Williams, G.M., Tong, C., Tyson, C.A. 1988. Rat liver foci and *in vitro* assays to detect initiating and promoting effects of chlorinated ethanes and ethylenes. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 534:521-530. [cité dans CIRC, 1999].

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

Müller-Herold, U. 1996. A simple general limiting law for the overall decay of organic compounds with global pollution potential. *Environ. Sci. Technol.* 30(2):586-591.

Munz, C., Roberts, P.V. 1987. Air-water phase equilibria of volatile organic solutes. *J. Am. Water Works Assoc.* 79(5):62-69.

Nakamura, S., Oda, Y., Shimada, T., Oki, I., Sugimoto, K. 1987. SOS-inducing activity of chemical carcinogens and mutagens in *Salmonella typhimurium* TA135/pSK1002: Examination with 151 chemicals. *Mutat. Res.* 192:239-246. [cité dans CIRC, 1999].

National Cancer Institute. 1978. Bioassay of hexachloroethane for possible carcinogenicity. Washington (DC) : US Department of Health, Education and Welfare, National Institutes of Health. Technical Report Series No. 68; DHEW Publication No. (NIH) 78-1318.

[NCI] National Chemical Inventories [base de données sur CD-ROM]. 2006. 1^{re} éd. Columbus (OH) : American Chemical Society, Chemical Abstracts Service. Accès : <http://www.cas.org/products/cd/nci/index.html>

Niimi, A.J. 1991. Solubility of organic chemicals in octanol, triolein and cod liver oil and relationships between solubility and partition coefficients. *Water Res.* 25(12):1515-1521.

[NTP] National Toxicology Program (États-Unis). 1989. Toxicology and carcinogenesis studies of hexachloroethane in F344/N rats (gavage studies). Research Triangle Park (NC) : US Department of Health and Human Services, National Toxicology Program. Technical Report No. 361.

[NTP] National Toxicology Program (États-Unis). 1996. NTP technical report of renal toxicity studies of selected halogenated ethanes administered by gavage to F344/N rats. Research

Triangle Park (NC) : US Department of Health and Human Services, National Toxicology Program. NIH Publication 96-3935; Toxicity Report Series No. 45.

[NTP] National Toxicology Program (États-Unis). 2003. NTP chemical repository. [consulté le 27 août 2003]. Accès : <http://ntp-server.niehs.nih.gov/>

[NTP] National Toxicology Program (États-Unis). 2005. Hexachloroethane. *In*: Report on carcinogens. 11^e éd. Research Triangle Park (NC) : US Department of Health and Human Services, National Toxicology Program. Accès :

<http://ntp.niehs.nih.gov/ntp/roc/eleventh/profiles/s094hexa.pdf>

Odabasi, M. 2008. Halogenated volatile organic compounds from the use of chlorine bleach containing household products. *Environ. Sci. Technol.* 42:1445-1451.

Oliver, B.G. 1987. Partitioning relationships for chlorinated organics between water and particulates in the St. Clair, Detroit and Niagara rivers. *In* : Kaiser, K.L.E. (éd.) QSAR in environmental toxicology. Dordrecht (Pays-Bas) : D. Reidel Publishing Company. p. 225-260.

Oliver, B.G., Kaiser, K.L.E. 1986. Chlorinated organics in nearshore waters and tributaries on the St. Clair River. *Water Pollut. Res. J. Can.* 21(3):344-350.

Oliver, B.G., Niimi, A.J. 1983. Bioconcentration of chlorobenzenes from water by rainbow trout: Correlations with partition coefficients and environmental residues. *Environ. Sci. Technol.* 17(5):287-291.

Oliver, B.G., Pugsley, C.W. 1986. Chlorinated contaminants in St. Clair River sediments. *Water Pollut. Res. J. Can.* 21(3):368-379.

Ontario. Ministère de l'Environnement. 1988. Ottawa (Lemieux Island) water treatment plant: Annual report 1987. Ottawa (Ont.) : ministère de l'Environnement de l'Ontario, Programme de surveillance de l'eau potable. Accès : <http://www.archive.org/details/ottawalemieuxisl87onta>

Ontario. Ministère de l'Environnement. 1989. Drinking water surveillance program, overview: Annual report 1987. Toronto (Ont.) : ministère de l'Environnement de l'Ontario, Programme de surveillance de l'eau potable. Accès : <http://archive.org/details/drinkingwatersur915ontauoft>

Ontario. Ministère de l'Environnement. 2004. Atlantic Packaging Ltd. Paper fibre biosolids: Regulation 347 waste classification. Janvier 2004. Report No.: PIBS 4554e. Accès : <http://www.ontla.on.ca/library/repository/mon/7000/10318305.pdf>

Otson, R., Williams, D.T., Bothwell, P.D. 1982. Volatile organic compounds in water at thirty Canadian potable water treatment facilities. *J. Assoc. Off. Anal. Chem.* 65:1370-1374.

Otson, R., Fellin, P., Tran, Q. 1994. VOCs in representative Canadian residences. *Atmos. Environ.* 28(22):3563-3569.

Pankow, J.F., Isabelle, L.M., Asher, W.E. 1984. Trace organic compounds in rain. I. Sampler design and analysis by adsorption/thermal desorption (ATP). *Environ. Sci. Technol.* 18(5):310-318. [cité dans USEPA, 1987; CESARS, 1999].

Parry, J.M., Parry, E.M., Bourner, R., Doherty, A., Ellard, S., O'Donovan, J., Hoebee, B., de Stoppelaar, J.M., Mohn, G.R., Onfelt, A., *et al.* 1996. The detection and evaluation of aneugenic chemicals. *Mutat. Res.* 353:11-46.

[PCKOCWIN] Organic Carbon Partition Coefficient Program for Windows [modèle d'estimation]. 2008. Version 2.00. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>

Phipps, G.L., Holcombe, G.W. 1985. A method for aquatic multiple species toxicant testing: Acute toxicity of 10 chemicals to 5 vertebrates and 2 invertebrates. *Environ. Pollut. (Series A)* 38:141-157.

[PISSC] Programme international sur la sécurité des substances chimiques. 2004. Fiche internationale de sécurité chimique : Hexachloroéthane. Genève (Suisse) : Organisation mondiale de la santé (ICSC 0051). [consulté en août 2003]. Accès : <http://www.inchem.org/documents/icsc/icsc/eics0051.htm>

Ptacek, C.J., Gillham, R.W. 1992. Laboratory and field measurements of non-equilibrium transport in the Borden aquifer, Ontario, Canada. *J. Contam. Hydrol.* 10:119-158.

Roldan-Arjona, T., Carcia-Pedrajas, M.D., Luque-Romero, F.L., Hera, C., Pueyo, C. 1991. An association between mutagenicity of the Ara test of *Salmonella typhimurium* and carcinogenicity in rodents for 16 halogenated aliphatic hydrocarbons. *Mutagenesis* 6:199-205. [cité dans CIRC, 1999].

Sabljić, A. 1984. Predictions of the nature and strength of soil sorption of organic pollutants by molecular topology. *J. Agric. Food. Chem.* 32:243-246.

Sadusky, M.C., Shelly, J.M., Simini, M., Checkai, R.T., Wentzel, R.S. 1993. Hexachloroethane obscurant: assessing tree foliage injury. *Environ. Toxicol. Chem.* 12:685-694.

Samiullah, Y. 1990. Prediction of the environmental fate of chemicals. Londres (Royaume-Uni) : Elsevier. [cité dans Müller-Herold, 1996].

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.

Santé Canada. 2009. Liste critique des ingrédients dont l'utilisation est restreinte ou interdite dans les cosmétiques – septembre 2011 [en ligne]. Ottawa (Ont.) : Santé Canada, Direction de la sécurité des produits de consommation. Accès : <http://www.hc-sc.gc.ca/cps-spc/cosmet-person/indust/hot-list-critique/index-fra.php>

Schaeffer, D.J., Kapila, S., Meadows, J.E., Hinderberger, E., Wentzel, R. 1988. Chemical characterization of residues from military HC smokepots. *J. Hazard. Mater.* 17:315-328.

Scorecard [base de données sur Internet]. 2005. Chemical profile for hexachloroethane (CAS Number: 67-72-1). [consulté en janvier 2009]. Accès : http://scorecard.org/chemical-profiles/consumer-products.tcl?edf_substance_id=67%2d72%2d1

Scorecard [base de données sur Internet]. 2010. Chemical profile for hexachloroethane (CAS Number 67-72-1). [consulté le 7 octobre 2010]. Accès : <http://www.scorecard.org/chemical-profiles/html/hexachloroethane.html>

SCREEN3 [modèle de dispersion atmosphérique]. 2003. Environmental Protection Agency des États-Unis, Support Center for Regulatory Atmospheric Modeling. Accès : http://www.epa.gov/scram001/dispersion_screening.htm

Selden, A.I., Kvarnlof, A., Bodin, L., Spangberg, O. 1994. Health effects of low level of occupational exposure to hexachloroethane. *J. Occup. Med. Toxicol.* 3:61-67.

Selden, A.I., Westberg, H.B., Axelson, O. 1997. Cancer morbidity in workers at aluminum foundries and secondary aluminum smelters. *Am. J. Ind. Med.* 32:467-477. [cité dans CIRC, 1999].

Smith, J.A., Witkowski, P.J., Chiou, C.T. 1988. Partition of nonionic organic compounds in aquatic systems. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 103:127-151. [cité dans Gobas et Arnot, 2003].

Spanggord, R.J., Chou, T.W., Mill, T., Podoll, R.T., Harper, J.C. 1985. Environmental fate of nitroguanidine, diethyleneglycol dinitrate, and hexachloroethane smoke. Menlo Park (CA) : SRI International. 86 p. [cité dans ATSDR, 1997].

SRI International. 1984. Investigations of the species sensitivity and mechanism of carcinogenicity of halogenated hydrocarbons. Rapport final. Présenté à l'Office of Toxic Substances de l'Environmental Protection Agency des États-Unis. EPA Contract 68-01-5079; Microfiche No. OTS0509408; Document No. 40+8424225.

Story, D.L., Meierhenry, E.F., Tyson, C.A., Milman, H.A. 1986. Differences in rat liver enzyme-altered foci produced by chlorinated aliphatics and phenobarbital. *Toxicol. Ind. Health* 2:351-362. [cité dans CIRC, 1999].

Strueter, R.P. 1999. Commentaires reçus de l'Aluminum Association par M. Frank Anscombe de l'Environmental Protection Agency des États-Unis, Chicago (IL), le 25 février 1999. [consulté en janvier 2004]. Accès : <http://www.epa.gov/glnpo/bnsdocs/ocs/comments/alumass.pdf>

Tafazoli, M., Baeten, A., Geerlings, P., Kirsch-Volders, M. 1998. *In vitro* mutagenicity and genotoxicity study of a number of short-chain chlorinated hydrocarbons using the micronucleus test and the alkaline single cell gel electrophoresis technique (comet assay) in human lymphocytes: a structure-activity relationship (QSAR) analysis of the genotoxic and cytotoxic potential. *Mutagenesis* 13(2):115-126.

Taningher, M., Parodi, S., Grilli, S., Colacci, A., Mazzullo, M., Bordone, R., Santi, L. 1991. Lack of correlation between alkaline DNA fragmentation and DNA covalent binding induced by polychloroethanes after *in vivo* administration. Problems related to the assessment of a carcinogenic hazard. *Cancer Detect. Prev.* 15(1):35-39.

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

Thurston, R.V., Gilfoil, T.A., Meyn, E.L., Zajdel, P.K., Aoki, T.I., Veith, G.D. 1985. Comparative toxicity of ten organic chemicals to ten common aquatic species. *Water Res.* 19(9):1145-1155.

[TOPKAT] TOXicity Prediction by Komputer Assisted Technology [en ligne]. 2004. Version 6.2. San Diego (CA) : Accelrys Software Inc. Accès : <http://accelrys.com/products/discovery-studio/predictive-toxicology.html>

[TRI] Toxics Release Inventory [base de données sur Internet]. 2003. TRI Explorer 4.7. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis. [consulté en septembre 2003]. Accès : <http://www.epa.gov/triexplorer/>

[TRI] Toxics Release Inventory [base de données sur Internet]. 2013. TRI Explorer 5.02. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis. [consulté le 6 mai 2013]. Accès : <http://www.epa.gov/triexplorer/>

Tu, A.S., Murray, T.A., Hatch, K.M., Sivak, A., Milman, H.A. 1985. *In vitro* transformation of BALB/c-3T3 cells by chlorinated ethanes and ethylenes. *Cancer Lett.* 28:85-92.

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 1987. Health effects assessment for hexachloroethane. Cincinnati (OH) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Research and Development, Environmental Criteria and Assessment Office. PB88-178736/AS.

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2010. Toxicological review of hexachloroethane (CAS No. 67-72-1). In support of summary information on the Integrated Risk Information System (IRIS). Ébauche d'examen externe par les pairs. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Integrated Risk Information System (IRIS). Accès : http://cfpub.epa.gov/ncea/iris_drafts/recordisplay.cfm?deid=223043

Veith, G.D., Macek, K.J., Petrocelli, S.R., Carroll, J. 1980. An evaluation of using partition coefficients and water solubility to estimate bioconcentration factors for organic chemicals in fish. In: Eaton, J.G., Parrish, P.R., Hendricks, A.C. (éd.) *Aquatic toxicology*. Philadelphie (PA) : American Society for Testing and Materials. Report No.: ASTM STP 707. p. 116-129. [cité dans Niimi, 1991].

Veith, G.D., Call, D.J., Brooke, L.T. 1983. Structure-toxicity relationships for the fathead minnow *Pimephales promelas*: Narcotic industrial chemicals. *J. Can. Sci. Halieut. Aquat.* 40(6):743-748.

Verschuere, K. 1983. Handbook of environmental data on organic chemicals. 2^e éd. New York (NY) : Van Nostrand Reinhold Company. p. 726-727.

Ville de Toronto. 1990. The quality of drinking water in Toronto: A review of tap water, bottled water and water treated by a point-of-use device. Rapport sommaire. Toronto (Ont.) : Bureau de santé publique, Ville de Toronto.

Ville de Toronto. 2002a. Water quality quarterly report – January to March 2003. Toronto (Ont.) : Ville de Toronto, Water and Wastewater Services Division. Accès : http://www.city.toronto.on.ca/water/quality_report/archive.htm

Ville de Toronto. 2002b. Water quality quarterly report – April-June 2002. Toronto (Ont.) : Ville de Toronto, Water and Wastewater Services Division. Accès : http://www.city.toronto.on.ca/water/quality_report/archive.htm

Ville de Toronto. 2002c. Water quality quarterly report – July-Sept 2002. Toronto (Ont.) : Ville de Toronto, Water and Wastewater Services Division. Accès : http://www.city.toronto.on.ca/water/quality_report/archive.htm

Ville de Toronto. 2002d. Water quality quarterly report – Oct-Dec 2002. Toronto (Ont.) : Ville de Toronto, Water and Wastewater Services Division. Accès : http://www.city.toronto.on.ca/water/quality_report/archive.htm

Ville de Toronto. 2003a. Water quality quarterly report, January to March 2003. Toronto (Ont.) : Ville de Toronto, Water and Wastewater Services Division, Works and Emergency Services Department. Accès : http://www.city.toronto.on.ca/water/quality_report/archive.htm

Ville de Toronto. 2003b. Water quality quarterly report, April to June 2003. Toronto (Ont.) : Ville de Toronto, Water and Wastewater Services Division, Works and Emergency Services Department. Accès : http://www.city.toronto.on.ca/water/quality_report/archive.htm

Ville de Toronto. 2003c. Water quality quarterly report, July to September 2003. Toronto (Ont.) : Ville de Toronto, Water and Wastewater Services Division, Works and Emergency Services Department. Accès : http://www.city.toronto.on.ca/water/quality_report/archive.htm

Vogel, E.W., Nivard, M.J.M. 1993. Performance of 181 chemicals in a *Drosophila* assay predominantly monitoring interchromosomal mitotic recombination. *Mutagenesis* 8:57-81. [cité dans CIRC, 1999].

Wang, Y., Li, Y., Ding, J., Jiang, Z., Chang, Y. 2008. Estimation of bioconcentration factors using molecular electro-topological state and flexibility. *SAR QSAR Environ. Res.* 19(3-4):375-395.

Webber, M.D. 1994. Industrial organic compounds in selected Canadian municipal sludges and agricultural soils. Burlington (Ont.) : Rockcliffe Research Management Inc. 100 p.

Webber, M.D., Lesage, S. 1989. Organic contaminants in Canadian municipal sludges. *Waste Manage. Res.* 7:63-82.

Webber, M.D., Nichols, J.A. 1995. Organic and metal contaminants in Canadian municipal sludges and a sludge compost. Burlington (Ont.) : Rockcliffe Research Management Inc.

Weeks, M.H., Angerhofer, R.A., Bishop, R., Thomasino, J., Pope, C.R. 1979. The toxicity of hexachloroethane in laboratory animals. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* 40(3):187-199.

Weisburger, E.K. 1977. Carcinogenicity studies on halogenated hydrocarbons. *Environ. Health Perspect.* 21:7-16.

[WSKOWWIN] Water Solubility for Organic Compounds Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2008. Version 1.41. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Yalkowski, S.H., Dannenfelser, R.M. (éd.) 1992. Aquasol database of aqueous solubility [version pour ordinateur personnel]. 5^e éd. Tucson (AZ) : Université d'Arizona - Tucson, Faculté de pharmacie. [cité dans HSDB, 2003].

Yaws, C., Yang, H.C., Pan, X. 1991. Henry's law constants for 362 organic compounds in water. *Chem. Eng.* 98:179-185. [cité dans ATSDR, 1997].

You, X., Senthilselvan, A., Cherry, N.M., Kim, H.-M., Burstyn, I. 2008. Determinants of airborne concentrations of volatile organic compounds in rural areas of western Canada. *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.* 18:117-128.

Zhu, J., Yang, X., Newhook, R., Marro, L. 2005. Overview of retro-analyses of selected chemicals in thermal desorption samples from Ottawa air study. Inédit. Ottawa (Ont.) : Santé Canada, Programme de la sécurité des milieux.

Annexe 1 : Tranche supérieure des estimations de l'absorption quotidienne d'hexachloroéthane pour la population générale du Canada

Voie d'exposition	Absorption estimée ($\mu\text{g}/\text{kg}$ p.c. par jour) d'hexachloroéthane par divers groupes d'âge							
	De 0 à 6 mois ^{1,2,3}			6 mois à 4 ans ⁴	5 à 11 ans ⁵	12 à 19 ans ⁶	20 à 59 ans ⁷	60 ans et plus ⁸
	Nourris au lait maternel	Nourris à la préparation pour nourrissons	Non nourris à la préparation					
Air ambiant ⁹	6×10^{-4}			1×10^{-3}	9×10^{-4}	5×10^{-4}	5×10^{-4}	4×10^{-4}
Air intérieur ¹⁰	0,03			0,06	0,05	0,03	0,02	0,02
Eau potable ¹¹	S. O.	2×10^{-3}	6×10^{-4}	7×10^{-4}	6×10^{-4}	3×10^{-4}	3×10^{-4}	4×10^{-4}
Aliments et boissons ¹²	S. O.			S. O.	S. O.	S. O.	S. O.	S. O.
Sol ¹³	4×10^{-6}			7×10^{-6}	2×10^{-6}	5×10^{-7}	4×10^{-7}	4×10^{-7}
Absorption totale	0,03	0,03	0,03	0,07	0,05	0,03	0,03	0,02

s.o. : sans objet.

- ¹ Aucune donnée n'a été trouvée pour les concentrations d'hexachloroéthane dans le lait maternel.
- ² En supposant que le nourrisson pèse 7,5 kg, respire 2,1 m³ d'air par jour, boit 0,8 L d'eau par jour (nourri à la préparation pour nourrissons) ou 0,3 L d'eau par jour (non nourri à la préparation pour nourrissons) et ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).
- ³ Dans le cas des bébés uniquement nourris à la préparation pour nourrissons, l'absorption par l'eau correspond à l'absorption par la nourriture. La concentration d'hexachloroéthane dans l'eau utilisée pour préparer la préparation pour nourrissons était fondée sur les mesures de l'eau du robinet à Union, en Ontario, et à Ottawa, en Ontario (Ontario, 1988, 1989). On n'a pas recensé de données sur les concentrations d'hexachloroéthane dans les préparations pour nourrissons. Environ 50 % des bébés non nourris à la préparation pour nourrissons avaient commencé à manger des aliments solides à quatre mois, et 90 % en mangeaient à six mois (Canada, 1990).
- ⁴ En supposant que l'enfant pèse 15,5 kg, qu'il respire 9,3 m³ d'air par jour, qu'il boit 0,7 L d'eau par jour, qu'il mange 54,7 g de poisson par jour et qu'il ingère 100 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).
- ⁵ En supposant que l'enfant pèse 31,0 kg, qu'il respire 14,5 m³ d'air par jour, qu'il boit 1,1 L d'eau par jour, qu'il mange 89,8 g de poisson par jour et qu'il ingère 65 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

- ⁶ En supposant que l'adolescent pèse 59,4 kg, qu'il respire 15,8 m³ d'air par jour, qu'il boit 1,2 L d'eau par jour, qu'il mange 97,3 g de poisson par jour et qu'il ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).
- ⁷ En supposant que la personne pèse 70,9 kg, qu'elle respire 16,2 m³ d'air par jour, qu'elle boit 1,5 L d'eau par jour, qu'elle mange 111,7 g de poisson par jour et qu'elle ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).
- ⁸ En supposant que la personne pèse 72,0 kg, qu'elle respire 14,3 m³ d'air par jour, qu'elle boit 1,6 L d'eau par jour, qu'elle mange 72,9 g de poisson par jour et qu'elle ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).
- ⁹ L'hexachloroéthane a été détecté dans environ 33 % des 11 399 échantillons, avec une moyenne arithmétique des concentrations de 0,016 µg/m³ (maximum = 1,5 µg/m³) [You *et al.*, 2008]. La moyenne arithmétique des concentrations a été utilisée pour calculer les estimations de l'absorption. Il a été présumé que les Canadiens passent 3 heures par jour à l'extérieur (Santé Canada, 1998).
- ¹⁰ La moyenne arithmétique de 0,12 µg/m³, tirée du cycle 2 de l'ECMS (enquête sur l'air intérieur), a été utilisée pour estimer l'exposition par cette source (courriel de 2013 adressé par le Bureau de la science et de la recherche en santé environnementale de Santé Canada au Bureau de l'évaluation des risques des substances existantes de Santé Canada). Il a été présumé que les Canadiens passaient 21 heures par jour à l'intérieur (Santé Canada, 1998).
- ¹¹ La concentration maximale d'hexachloroéthane signalée, soit 1,6 × 10⁻² µg/L, mesurée dans 24 échantillons d'eau du robinet à Ottawa (Ontario), en 1987, a été utilisée pour calculer la tranche supérieure de l'estimation de l'absorption (Ontario, 1988). Les données prises en considération dans la sélection des données essentielles comprenaient également celles d'Environnement Canada (1989), Otson *et al.* (1982) et Clark *et al.* (1982).
- ¹² L'hexachloroéthane a été détecté dans un échantillon de poisson (concentration maximale de 100 µg/kg) de la rivière Ashtabula en Ohio (De Vault, 1985), mais ces données n'ont pas été considérées comme pertinentes aux fins de la présente évaluation de l'exposition. Aucune étude sur la présence potentielle d'hexachloroéthane dans d'autres aliments n'a été relevée.
- ¹³ L'hexachloroéthane n'a pas été décelé dans les études disponibles sur le sol. Le seuil de détection le plus élevé (1 µg/kg) d'une étude qui mesurait l'hexachloroéthane dans des échantillons de sol de sites urbains et ruraux à Windsor, en Ontario, a été utilisé pour calculer la tranche supérieure de l'estimation de l'absorption (Gizyn, 1994). Les données prises en considération dans la sélection des données essentielles comprenaient également celles de Webber (1994), d'Oliver et Pugsley (1986), d'Oliver et Kaiser (1986) et de Webber et Nichols (1995).

Annexe 2 : Résumé des données sur les effets de l'hexachloroéthane sur la santé

Paramètre	Doses ou concentrations minimales avec effet ¹ /Résultats
Essais sur des animaux de laboratoire et <i>in vitro</i>	
Toxicité aiguë	<p>DL₅₀ par voie orale la plus faible (rat femelle) = 4 460 mg/kg p.c. (Weeks <i>et al.</i>, 1979)</p> <p>[Autres études : Exxon Chemical Americas, 1962; Fowler, 1969; Kinkead et Wolfe, 1992]</p> <p>DL₅₀ par voie cutanée la plus faible = > 3 160 mg/kg p.c. (Exxon Chemical Americas, 1962)</p> <p>[Aucune autre étude n'a été recensée.]</p> <p>CL₅₀ par inhalation la plus faible = > 8 230 mg/m³ (Exxon Chemical Americas, 1962)</p> <p>[Aucune autre étude n'a été recensée.]</p>
Toxicité à court terme en doses répétées	<p>DMEO par voie orale (gavage) la plus faible (rat mâle) = 146,8 mg/kg p.c. par jour : augmentation des poids absolu et relatif des reins, néphropathie produite par l'accumulation de gouttelettes hyalines et augmentation de l'indice de marquage des cellules des tubules rénaux (étude de 21 jours) [NTP, 1996]</p> <p>[Autres études : Dow Chemical Co., 1977; Weeks <i>et al.</i>, 1979; NTP, 1989]</p> <p>CMEO par inhalation la plus faible (rats mâles et femelles, chiens mâles et cobayes mâles) = 2 517 mg/m³ : tremblements ou mortalité; aucun changement macroscopique n'a été observé à l'autopsie (études de six semaines). Il y avait des effets minimes à 465 mg/m³ et aucun changement détectable à 145 mg/m³ (CSEO) [Weeks <i>et al.</i>, 1979].</p> <p>[Aucune autre étude n'a été recensée.]</p>
Toxicité subchronique	<p>DMEO par voie orale (alimentation) la plus faible (rats mâles et femelles) = 15 mg/kg p.c. par jour : gonflement des hépatocytes et dégénérescence des tubules rénaux (étude de 16 semaines) [DSEO = 1 mg/kg p.c. par jour] (Gorzinski <i>et al.</i>, 1985).</p> <p>[Autres études : NTP, 1989]</p>
Toxicité chronique	<p>DMEO par voie orale (gavage) la plus faible [plus faible dose dans le protocole] (rats F344/N mâles) = 10 mg/kg p.c. par jour d'après une augmentation des lésions histopathologiques rénales</p>

Paramètre	Doses ou concentrations minimales avec effet ¹ /Résultats
	<p>(augmentation de la minéralisation linéaire des papilles rénales, hyperplasie de l'épithélium de transition du bassin et hyperplasie des tubules rénaux) observée chez des rats F344/N mâles auxquels on avait administré des doses de 0, 10 ou 20 mg/kg p.c. par jour de la substance, par gavage, cinq jours par semaine, pendant deux ans (NTP, 1989). Une signification statistique n'a pas été indiquée pour la dose la plus faible de 10 mg/kg p.c. par jour, mais les données sur l'incidence semblent indiquer une relation dose-réponse.</p> <p>[Autres études : Weisburger, 1977; Institut national du cancer, 1978]</p>
Cancérogénicité	<p>Une augmentation de l'incidence combinée des adénomes et des carcinomes rénaux (1/50, 2/50 et 7/50 à des doses de 0, 10 et 20 mg/kg p.c. par jour, respectivement) a été observée chez les rats F344/N mâles auxquels on avait administré des doses de 0, 10 ou 20 mg/kg p.c. par jour d'hexachloroéthane, par gavage, cinq jours par semaine, pendant deux ans. Seule l'augmentation à la dose élevée s'est révélée significative ($p < 0,01$) [NTP, 1989]. Aucune différence significative n'a été relevée dans les taux de survie entre les groupes de l'un ou l'autre sexe.</p> <p>Une augmentation de l'incidence des phéochromocytomes des glandes surrénales (15/50, 28/45 et 21/49 à des doses de 0, 10 et 20 mg/kg p.c. par jour, respectivement) a été observée chez les rats mâles auxquels on avait administré de l'hexachloroéthane par gavage, cinq jours par semaine, pendant deux ans. Seule l'augmentation à la faible dose s'est révélée significative ($p < 0,01$) [NTP, 1989].</p> <p>Il n'y a pas eu d'augmentation de l'incidence des tumeurs à aucun site chez les rats femelles auxquels on avait administré des doses d'hexachloroéthane pouvant atteindre 160 mg/kg p.c. par jour (0, 80 ou 160 mg/kg p.c. par jour) par gavage pendant deux ans (NTP, 1989).</p> <p>Étant donné que les tumeurs des surrénales ne présentaient pas de tendance dose-réponse, on n'a pas pu effectuer de calculs de doses repères. En ce qui concerne les adénomes et les carcinomes rénaux (combinés) chez les rats F344/N mâles, la valeur calculée la plus faible de la BMDL₁₀ (limite inférieure de l'exposition associée à un risque supplémentaire de cancer de 10 %) est de 8,53 mg/kg p.c. par jour.</p> <p>Une hausse de l'incidence des adénomes des cellules des tubules rénaux (0/20, 0/20, 4/49 et 0/50 à des doses de 0 [sujets naïfs], 0 [excipient], 212 et 423 mg/kg p.c. par jour, respectivement) a été observée chez les rats Osborne-Mendel mâles auxquels on avait administré de l'hexachloroéthane par gavage, cinq jours par semaine, sur une période de 22 semaines, suivie d'un cycle d'administration</p>

Paramètre	Doses ou concentrations minimales avec effet ¹ /Résultats
	<p>des doses de 56 semaines (une semaine sans traitement suivie de quatre semaines de traitement) au cours duquel des doses moyennes pondérées dans le temps de 212 ou 423 mg/kg p.c. par jour ont été administrées sur une période de 78 semaines, suivie d'une période d'observation sans traitement de 33 ou 34 semaines. Cinquante animaux de chaque sexe par groupe ont été exposés par gavage à l'hexachloroéthane. Vingt animaux de chaque sexe par groupe ont été exposés par gavage à l'excipient (huile de maïs) ou ont pris part à l'essai en tant que témoins non traités sans intubation. Seule l'augmentation à la dose faible s'est révélée non statistiquement significative (Institut national du cancer, 1978). La survie des rats mâles à 90 semaines était de 19/50 pour la dose élevée, 24/50 pour la faible dose, 14/20 pour les témoins et 11/20 pour les témoins vecteurs. Une mortalité élevée pourrait avoir empêché l'observation de tumeurs se manifestant tardivement.</p> <p>Une hausse de l'incidence des carcinomes hépatocellulaires a été observée chez les souris B6C3F1 mâles (1/18, 3/20, 15/50 et 31/49 à des doses de 0 [sujets naïfs], 0 [excipient], 590 et 1 179 mg/kg p.c. par jour, respectivement) et femelles (0/18, 2/20, 20/50 et 15/49 à des doses de 0 [sujets naïfs], 0 [excipient], 590 et 1 179 mg/kg p.c. par jour, respectivement) exposées à l'hexachloroéthane par gavage, cinq jours par semaine, à des doses moyennes pondérées dans le temps de 590 ou 1 179 mg/kg p.c. par jour sur une période de 78 semaines, suivie d'une période d'observation sans traitement de 12 ou 13 semaines. Cinquante animaux de chaque sexe par groupe ont été exposés par gavage à l'hexachloroéthane. Vingt animaux de chaque sexe par groupe ont été exposés par gavage à l'excipient (huile de maïs) ou ont pris part à l'essai en tant que témoins non traités sans intubation. Seule l'augmentation à la dose élevée chez les mâles et à la dose faible chez les femelles s'est révélée statistiquement significative ($p < 0,001$) par rapport aux témoins exposés à l'excipient (Institut national du cancer, 1978)².</p> <p>Pour évaluer le potentiel d'initiation, 10 rats Osborne-Mendel mâles ont reçu une dose de 500 mg/kg p.c. d'hexachloroéthane par gavage, 24 heures après une hépatectomie partielle. Six jours plus tard, les animaux ont été exposés à un promoteur de tumeurs (phénobarbital), à une concentration de 0,05 % dans leur alimentation pendant sept semaines. Aucune augmentation des lésions prénéoplasiques (c.-à-d. foyers positifs de gamma-glutamyltranspeptidase) n'a été observée dans le foie des rats.</p> <p>Pour évaluer le potentiel de promotion, 10 rats mâles par groupe se sont vus injecter 30 mg d'un agent initiateur de tumeurs (diéthylnitrosamide) ou administrer 5 mL/kg p.c. dans l'eau 24 heures après une hépatectomie partielle. Six jours plus tard, les animaux ont</p>

Paramètre	Doses ou concentrations minimales avec effet¹/Résultats
	reçu une dose de 500 mg/kg p.c. d'hexachloroéthane par gavage, cinq jours par semaine, pendant sept semaines. Une augmentation significative ($p < 0,05$) de l'incidence des lésions préneoplasiques (foyers dans le foie) a été observée chez ces animaux (Story <i>et al.</i> , 1988).
Génotoxicité et paramètres connexes : <i>in vivo</i>	<p data-bbox="516 401 1052 436"><u>Fixation de l'ADN (liaisons covalentes)</u></p> <p data-bbox="516 470 776 506">Résultats positifs :</p> <p data-bbox="516 539 1295 611">Rat et souris : cellules du foie, des reins, des poumons et de l'estomac (Lattanzi <i>et al.</i>, 1988)</p> <p data-bbox="516 644 878 680"><u>Induction de micronoyaux</u></p> <p data-bbox="516 714 784 749">Résultats négatifs :</p> <p data-bbox="516 783 1154 819">Moelle osseuse de la souris (Crebelli <i>et al.</i>, 1999)</p> <p data-bbox="516 852 821 888"><u>Déroutement de l'ADN</u></p> <p data-bbox="516 921 784 957">Résultats négatifs :</p> <p data-bbox="516 991 907 1026">Souris (Taningher <i>et al.</i>, 1991)</p>

Paramètre	Doses ou concentrations minimales avec effet ¹ /Résultats
Génotoxicité et paramètres connexes : <i>in vitro</i>	<p><u>Mutation génique</u></p> <p>Résultats positifs :</p> <p><i>Saccharomyces cerevisiae</i> (Bronzetti <i>et al.</i>, 1989); sans système métabolique exogène (CIRC, 1999)</p> <p>Résultats équivoques :</p> <p><i>Drosophila</i> (Vogel et Nivard, 1993)</p> <p>Résultats négatifs :</p> <p><i>Salmonella typhimurium</i> TA98 (avec et sans activation), TA100 (avec et sans activation), TA1535 (avec et sans activation), TA1537 (avec et sans activation), TA1538 (avec et sans activation), BA13 (avec et sans activation), BAL13 (Weeks <i>et al.</i>, 1979; Kinane <i>et al.</i>, 1981; Haworth <i>et al.</i>, 1983; SRI International, 1984; Milman <i>et al.</i>, 1988; NTP, 1989; Roldan-Arjona <i>et al.</i>, 1991).</p> <p><i>Saccharomyces cerevisiae</i> (Weeks <i>et al.</i>, 1979; Bronzetti <i>et al.</i>, 1989)</p> <p><u>Échange de chromatides sœurs</u></p> <p>Résultats positifs :</p> <p>Cellules d'ovaires de hamster chinois (Galloway <i>et al.</i>, 1987). Les auteurs ont mentionné que l'essai d'échange de chromatides sœurs était positif seulement avec l'activation à des doses qui induisent un retard du cycle cellulaire.</p> <p><u>Induction de micronoyaux</u></p> <p>Résultats équivoques :</p> <p>Cellules sanguines humaines (Tafazoli <i>et al.</i>, 1998)</p> <p>Résultats négatifs :</p> <p>Cellules lymphoblastoïdes humaines (Doherty <i>et al.</i>, 1996; Parry <i>et al.</i>, 1996)</p> <p><u>Fixation de l'ADN (liaisons covalentes)</u></p> <p>Résultats positifs :</p> <p>ADN de thymus de veau (Lattanzi <i>et al.</i>, 1988); avec système métabolique exogène, mais aucun adduit à l'ADN n'a été détecté</p>

Paramètre	Doses ou concentrations minimales avec effet ¹ /Résultats
	<p>(CIRC, 1999)</p> <p><u>Dommmages à l'ADN</u></p> <p>Résultats négatifs :</p> <p>Lymphocytes humains en culture, avec et sans activation</p> <p>Résultats positifs :</p> <p>Lymphocytes humains isolés, avec et sans activation (Tafazoli <i>et al.</i>, 1998)</p> <p>Résultats négatifs :</p> <p>Induction de la réponse SOS et dommages aux brins chez <i>S. typhimurium</i> TA1535/pSK1002 (Nakamura <i>et al.</i>, 1987)</p> <p><i>S. typhimurium</i> TA1535/pSK1002 (Nakamura <i>et al.</i>, 1987)</p> <p><u>Toxicité différentielle</u></p> <p>Résultats négatifs :</p> <p><i>Bacillus subtilis</i> (Kinae <i>et al.</i>, 1981)</p> <p><u>Aneuploïdie</u></p> <p>Résultats négatifs :</p> <p><i>Aspergillus nidulans</i> (Crebelli <i>et al.</i>, 1988)</p> <p><u>Transformation cellulaire</u></p> <p>Résultats négatifs :</p> <p>Cellules BALB/c-3T3 (Arthur D. Little Inc., 1983; Tu <i>et al.</i>, 1985; Milman <i>et al.</i>, 1988)</p> <p><u>Aberrations chromosomiques</u></p> <p>Résultats négatifs :</p> <p>Cellules d'ovaires de hamster chinois (Galloway <i>et al.</i>, 1987).</p>
Toxicité pour le	On a administré des doses d'hexachloroéthane (50, 100 ou

Paramètre	Doses ou concentrations minimales avec effet ¹ /Résultats
développement	<p>500 mg/kg) par voie orale à des rates gravides du 6^e au 16^e jour de la gestation.</p> <p>DMEO par voie orale la plus faible (rats femelles) = 500 mg/kg p.c. par jour : indices plus faibles de gestation, nombre moins élevé de fœtus vivants par mère et taux plus élevés de résorption du fœtus (jours 6 à 16 de la gestation) [Weeks <i>et al.</i>, 1979]</p> <p>[Aucune autre étude n'a été recensée.]</p> <p>CMEO par inhalation la plus faible (rats femelles) = 465 mg/m³ : diminution du gain de poids chez les mères, augmentation des exsudats nasaux mucopurulents (jours 6 à 16 de la gestation); aucune anomalie squelettique ou des tissus mous significative chez des fœtus (Weeks <i>et al.</i>, 1979). Les rates gravides ont été exposées à des doses de 0, 145, 465 ou 2 517 mg/m³ du 6^e au 16^e jour de la gestation. Les rates mères ont été observées afin de relever des signes de toxicité, et les fœtus ont été examinés afin de repérer des anomalies squelettiques ou des anomalies des tissus mous.</p> <p>[Aucune autre étude n'a été recensée.]</p>
Toxicité pour la reproduction	Aucune donnée recensée
Toxicité pour le comportement/neurotoxicité	Étude sur l'exposition par inhalation d'une durée de 6 semaines (Weeks <i>et al.</i> , 1979) : à une dose de 2 517 mg/m ³ , les chiens présentaient des tremblements, étaient ataxiques et avaient des hochements de tête graves. Les rats avaient des tremblements. À des doses de 145 et de 465 mg/m ³ , aucun effet nocif n'a été signalé chez les chiens ou les rats.
Humains	
Toxicité à court terme en doses répétées	Dans une étude portant sur l'exposition par inhalation de 11 ouvriers d'une usine de munitions (5 hommes et 6 femmes) exposés à des concentrations de 10 à 20 mg/m ³ pendant 5 semaines, on a noté une hausse des taux sériques de créatinine, d'urée et de bilirubine; les concentrations étaient toutefois à l'intérieur des valeurs de référence. Une prévalence accrue de « peau sèche/muqueuses sèches » était statistiquement non significative (Selden <i>et al.</i> , 1994).
Cancérogénicité	Dans une étude de cohortes (<i>n</i> = 1 880) d'ouvriers masculins de fonderies d'aluminium et d'alumineries, aucune association significative n'a été observée entre l'exposition à l'hexachloroéthane (les concentrations n'ont pas été quantifiées dans la source secondaire) et l'incidence de cancers ano-rectal, du foie ou des poumons ou de lymphomes malins (Selden <i>et al.</i> , 1997).

¹ CL₅₀, concentration létale médiane; DL₅₀, dose létale médiane; CMEO, concentration minimale avec effet observé; DMEO, dose minimale avec effet observé; CSEO, concentration sans effet observé; DSEO, dose sans effet observé.

² À noter que les incidences signalées pour les mâles dans l'article de Weisburger (1977) étaient de 3/20, 15/50 et 29/49 pour les témoins de l'excipient, pour l'exposition à la faible dose et pour l'exposition à la dose élevée, respectivement.

