



*Loi canadienne sur
la protection
de l'environnement*

Liste des substances d'intérêt prioritaire
Rapport d'évaluation

Tétrachlorobenzènes



Gouvernement
du Canada

Government of
Canada

Environnement
Canada

Environment
Canada

Santé
Canada

Health
Canada



Loi canadienne sur la protection de l'environnement

Liste des substances d'intérêt prioritaire
Rapport d'évaluation

Tétrachlorobenzènes

Gouvernement du Canada
Environnement Canada
Santé Canada

Also available in English under the title:
Canadian Environmental Protection Act
Priority Substances List
Assessment Report: Tetrachlorobenzenes

DONNÉES DE CATALOGAGE AVANT PUBLICATION (CANADA)

Vedette principale au titre:

Tétrachlorobenzènes
(Liste des substances d'intérêt prioritaire,
rapport d'évaluation)
Publ. aussi en anglais sous le titre : Tetrachlorobenzenes
En tête du titre: *Loi canadienne sur la protection
de l'environnement.*
Comprend des références bibliographiques.
ISBN 0-662-98671-7
N° de cat. En40-215/31F

1. Tétrachlorobenzènes — Aspect de l'environnement.
2. Tétrachlorobenzènes — Toxicité — Tests.
3. Environnement — Surveillance — Canada.
 - I. Canada. Environnement Canada.
 - II. Canada. Santé Canada.
 - III. Coll.

TD427.T72T314 1993 363.73'84 C94-980034-1

	Groupe	Canada
	Communication	Communication
	Canada	Group
	Édition	Publishing

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1993
Groupe Communication Canada — Édition
Ottawa, Canada K1A 0S9
N° de cat. En40-215/31F
ISBN 0-662-98671-7



Imprimé sur du papier recyclé

Table des matières

Synopsis	v
1.0 Introduction.....	1
2.0 Sommaire des données critiques pour l'évaluation de la «toxicité»	4
2.1 Description, propriétés, production et utilisations	4
2.2 Pénétration dans l'environnement	5
2.3 Informations sur l'exposition.....	7
2.3.1 Devenir.....	7
2.3.2 Concentrations.....	9
2.4 Informations sur les effets	13
2.4.1 Animaux de laboratoire et <i>in vitro</i>	13
2.4.2 Êtres humains	17
2.4.3 Écotoxicologie	17
3.0 Évaluation de la «toxicité» au sens de la LCPE	19
3.1 Alinéa 11a) – L'environnement.....	19
3.2 Alinéa 11b) – L'environnement essentiel à la vie humaine.....	21
3.3 Alinéa 11c) – La vie ou la santé humaine	22
3.4 Conclusion.....	31
4.0 Recommandations	32
5.0 Bibliographie	33

Synopsis

Il ne se produit pas de tétrachlorobenzènes (dont il existe 3 isomères: 1,2,4,5-, 1,2,3,5-et 1,2,3,4-tétrachlorobenzène) au Canada, et il n'y a actuellement au pays aucune demande commerciale pour ces substances. D'après un nombre limité de données, les 2 principales sources de pénétration des tétrachlorobenzènes dans l'environnement canadien sont le déversement de fluides diélectriques et le transport à grande distance ainsi que les retombées qui en découlent. On a décelé des tétrachlorobenzènes dans des échantillons d'air, d'eaux de surface, de pluie, de sédiments et de biotes recueillis à divers endroits au Canada. Les tétrachlorobenzènes ne sont pas persistants dans l'air ni dans les eaux de surface, mais ils peuvent l'être en conditions anaérobies dans les sols ou les sédiments enfouis.

La concentration la plus élevée de tétrachlorobenzènes trouvée dans les eaux de surface au Canada est à peu près 8 500 fois inférieure au seuil d'effet estimé pour l'espèce aquatique la plus sensible qu'on a observée. Chez les animaux sauvages, la dose alimentaire de tétrachlorobenzènes absorbée par les mammifères piscivores est estimée à environ 500 fois moins que le seuil d'effet estimé, selon des études menées sur des animaux de laboratoire. Bien que les organismes benthiques puissent être fortement exposés aux tétrachlorobenzènes dans les sédiments de certains écosystèmes aquatiques canadiens, on n'a trouvé aucune donnée pertinente sur les effets toxicologiques chez ces organismes. Il n'est donc pas possible de déterminer si les concentrations de ces substances présentes dans les sédiments peuvent ou non être délétères pour ces organismes. De même, vu le manque de renseignements sur les concentrations dans les sols ambiants et sur la toxicité chez les organismes vivant dans le sol, il n'est pas possible de décider si l'exposition de ces organismes aux concentrations de tétrachlorobenzènes présentes au Canada est délétère.

À l'heure actuelle, les rejets de tétrachlorobenzènes dans l'environnement sont faibles. Ces substances sont éliminées de l'atmosphère par photo-oxydation et précipitation, si bien que leur concentration dans l'air est faible. On ne s'attend donc pas qu'elles contribuent de façon significative au réchauffement planétaire ni à l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique.

À partir des données limitées dont on dispose sur les concentrations présentes dans l'air ambiant, l'eau potable et les aliments, on a estimé la dose journalière moyenne totale de chacun des 3 isomères du tétrachlorobenzène à laquelle sont soumis divers groupes d'âge de la population en général. Sauf chez le bébé nourri au sein, dont la dose estimée est élevée pour une brève période de sa vie seulement, les doses journalières moyennes sont de 210 à > 34 000 fois inférieures aux doses journalières admissibles calculées d'après les résultats des études (subchroniques) à terme le plus

long réalisées chez des animaux de laboratoire. La dose journalière admissible est la quantité à laquelle une personne devrait pouvoir être exposée chaque jour de sa vie sans subir d'effets nocifs.

À partir de ces considérations, on a conclu que les renseignements disponibles sont insuffisants pour déterminer si les tétrachlorobenzènes pénètrent dans l'environnement en quantités ou dans des conditions pouvant être nocives pour l'environnement. On a toutefois conclu que les tétrachlorobenzènes ne pénètrent pas dans l'environnement en quantités ou dans des conditions susceptibles de mettre en danger l'environnement essentiel à la vie humaine. On a conclu qu'aucun des isomères du tétrachlorobenzène ne pénètre dans l'environnement en quantités ou dans des conditions susceptibles de constituer un danger pour la vie ou la santé humaine.

1.0 Introduction

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE) exige que les ministres de l'Environnement et de la Santé préparent et publient une Liste des substances d'intérêt prioritaire qui énumère les substances, à savoir les produits chimiques, les groupes de produits chimiques, les effluents et les déchets, qui peuvent avoir un effet nocif sur l'environnement ou constituer un danger pour la santé humaine. La Loi exige également que les deux ministres évaluent ces substances et déterminent si elles sont «toxiques» au sens de l'article 11, selon lequel:

«[...] est toxique toute substance qui pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions de nature à:

- a) avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement;
- b) mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie humaine;
- c) constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine.»

Les substances jugées «toxiques» en vertu de cet article peuvent être inscrites à l'Annexe I de la Loi. On peut ensuite envisager d'élaborer des règlements, des lignes directrices ou des codes de pratique en vue de contrôler quelque aspect que ce soit de leur cycle de vie, depuis l'étape recherche-développement jusqu'à celles de la fabrication, de l'utilisation, de l'entreposage, du transport et de l'élimination finale.

Pour déterminer si les substances d'intérêt prioritaire que sont les tétrachlorobenzènes (c'est-à-dire le 1,2,4,5-, le 1,2,3,5- et le 1,2,3,4-tétrachlorobenzène) sont «toxiques» au sens de la LCPE, on a déterminé s'ils **pénètrent** ou risquent de pénétrer dans l'environnement canadien en une concentration ou une quantité ou dans des conditions qui pourraient conduire à **l'exposition** des êtres humains ou de tout autre biote à un degré assez élevé pour être **délétère**.

L'évaluation de la «toxicité» des tétrachlorobenzènes pour la santé humaine au sens de la LCPE est fondée principalement sur la documentation établie par le personnel de Santé Canada dans le cadre du Programme international sur la sécurité des substances chimiques (PISSC). Entre 1984 et 1987, durant l'élaboration d'une ébauche des Critères d'hygiène de l'environnement (CHE) du PISSC, le personnel de Santé Canada

a fait une revue des données originales appropriées à l'évaluation des risques pour la santé posés par l'exposition aux chlorobenzènes (sauf l'hexachlorobenzène). L'évaluation actuelle a été mise à jour et élargie de façon à mettre l'accent sur les données les plus appropriées à l'évaluation des risques posés au Canada par l'exposition aux tétrachlorobenzènes dans l'environnement en général. Comme on possédait suffisamment de données sur chacun des isomères, on a évalué séparément leurs effets possibles sur la santé. Les facteurs d'incertitude élevés inclus dans le calcul des doses journalières admissibles sont assez prudents pour tenir compte de la possibilité d'additivité des effets des isomères. De plus, vu la limitation des données qu'on possède, il est probable qu'on ait surévalué l'exposition de la population en général à ces composés dans l'environnement canadien.

Lors de la préparation du document pour le PISSC, on a fait des recherches dans une grande variété de bases de données scientifiques afin de mettre à jour les renseignements présentés dans les rapports précédents rédigés par des consultants, y compris une bibliographie annotée sur les chlorobenzènes (à l'exception de l'hexachlorobenzène) par Peter Strahlendorf (1978) et un document critère sur les chlorobenzènes (y compris l'hexachlorobenzène) par Michael Holliday and Associates (1984a, 1984b). D'autres renseignements ont été signalés par des pairs durant la revue de l'ébauche des Critères d'hygiène de l'environnement en fonction des principaux points du PISSC et par un groupe d'experts lors d'une réunion en juin 1990. Plus récemment, soit en février 1991, une recherche a été effectuée dans les bases de données ENVIROLINE, Chemical Abstracts, Pollution Abstracts, Environmental Bibliography, IRIS, MEDLINE et BIOSIS afin de trouver des données récentes appropriées à l'évaluation des risques posés, en particulier pour la population du Canada. Les données pertinentes à l'évaluation de la «toxicité» des tétrachlorobenzènes pour la santé humaine qui ont été reçues après qu'on eut complété ces sections (juin 1992) n'ont pas été prises en considération.

Les renseignements jugés pertinents pour l'évaluation de la «toxicité» des tétrachlorobenzènes pour l'environnement ont été dévoilés à l'aide de recherches en ligne faites dans les bases de données ASFA, BIOSIS, CAB Abstracts, Chemical Abstracts, CESARS, CIS, ENVIROLINE, Hazardous Substances et RISCPT et terminées en novembre 1990. Lors de l'élaboration du présent rapport, on a aussi consulté les renseignements contenus dans un sommaire, préparé à contrat par Diane Koniacki (novembre 1991), sur la toxicité environnementale, le devenir et les concentrations des tétrachlorobenzènes dans l'environnement canadien. Les renseignements pertinents qui ont été obtenus après mars 1993 n'ont pas été inclus dans l'évaluation des effets environnementaux.

Des articles de revue ont été consultés lorsque jugés pertinents, mais les études originales sur lesquelles est fondée la détermination de la «toxicité» au sens de la LCPE ont fait l'objet d'une évaluation critique par le personnel de Santé Canada (exposition des êtres humains et effets sur la santé humaine) et d'Environnement Canada (pénétration dans l'environnement et effets sur l'environnement). Les employés suivants ont contribué à la préparation du rapport:

A.M. Bobra (Environnement Canada)
D. Boersma (Environnement Canada)
L. Brownlee (Environnement Canada)
M. Giddings (Santé Canada)
R. Gomes (Santé Canada)
M.E. Meek (Santé Canada)

B. Idris et R.G. Liteplo de Santé Canada ont aussi contribué à consolider le rapport d'évaluation.

Le présent rapport comporte un synopsis qui paraîtra dans la *Gazette du Canada*. La section 2.0 est un résumé des renseignements techniques essentiels à l'évaluation, qui sont détaillés davantage dans la documentation à l'appui non publiée. L'évaluation de la «toxicité» des tétrachlorobenzènes au sens de la LCPE est présentée à la section 3.0.

Dans le cadre du processus d'examen et d'approbation établi par Environnement Canada, les sections portant sur l'évaluation des effets environnementaux ont été révisées par D. Muir (ministère des Pêches et des Océans), B. Oliver (Zenon Environmental Laboratories) et M. Rankin (Dow Chemical Canada Inc.). Les sections portant sur les effets sur la santé humaine ont été approuvées par le Comité des décisions sur les normes et les recommandations du Bureau des dangers des produits chimiques de Santé Canada. L'ensemble du Rapport d'évaluation a été revu et approuvé par le Comité de gestion de la LCPE d'Environnement Canada/Santé Canada.

Il est possible de se procurer des exemplaires du présent rapport d'évaluation et de la documentation à l'appui non publiée en communiquant avec:

Centre d'hygiène du milieu
Santé Canada
Pièce 104
Pré Tunney
Ottawa (Ontario) Canada
K1A 0L2

Direction des produits
chimiques commerciaux
Environnement Canada
14^e étage
Place Vincent Massey
351, boulevard Saint-Joseph
Hull (Québec) Canada
K1A 0H3

2.0 Sommaire des données critiques pour l'évaluation de la «toxicité»

2.1 Description, propriétés, production et utilisations

Les tétrachlorobenzènes sont des hydrocarbures aromatiques cycliques où 4 atomes d'hydrogène du noyau benzénique sont substitués par des atomes de chlore. Il en existe 3 isomères : le 1,2,4,5-tétrachlorobenzène (numéro d'enregistrement du Chemical Abstracts Services [n° CAS] 95-94-3); le 1,2,3,5-tétrachlorobenzène (n° CAS 634-90-2); et le 1,2,3,4-tétrachlorobenzène (n° CAS 634-66-2). Les points de fusion respectifs du 1,2,4,5-, du 1,2,3,5- et du 1,2,3,4-tétrachlorobenzène sont de 140 °C, 54,5 °C et 47,5 °C (Mackay et Shiu, 1981). Les tensions de vapeur à 25 °C du 1,2,4,5-, du 1,2,3,5- et du 1,2,3,4-tétrachlorobenzène à l'état solide sont de 0,72 Pa, 9,8 Pa et 5,2 Pa, respectivement (Weast, 1972-1973; Mackay et coll., 1992). Les solubilités respectives du 1,2,4,5-, du 1,2,3,5- et du 1,2,3,4-tétrachlorobenzène dans l'eau à 25 °C sont de 1,27, 3,6 et 7,8 mg/L (Mackay et coll., 1992), et le logarithme du coefficient de partage entre l'octanol et l'eau ($\log K_{oc}$) est le même pour les 3 isomères, soit 4,5 (Mackay et coll., 1992). Les tétrachlorobenzènes absorbent le rayonnement infrarouge y compris les longueurs d'onde allant de 7 à 13 μm (Sadler Research Laboratories, 1982). À moins de spécifications contraires, l'expression «les tétrachlorobenzènes» signifie un mélange des 3 isomères.

Les tétrachlorobenzènes peuvent être décelés par chromatographie en phase gazeuse à ionisation de flamme, à photo-ionisation ou à capture d'électron, ou par chromatographie en phase gazeuse/spectrométrie de masse (Oliver et Nicol, 1984; Bosma et coll., 1988).

Il ne se produit pas de tétrachlorobenzènes au Canada (Camford, 1991), et il n'existe actuellement aucune demande commerciale pour ces substances au pays. Il s'importe des États-Unis moins de 0,1 kg de tétrachlorobenzènes purs par année pour servir de réactif en laboratoire (Statistique Canada, 1991; Environnement Canada, 1992a). Autrefois, on se servait des tétrachlorobenzènes, mélangés aux biphényles polychlorés (BPC) dans les fluides diélectriques pour transformateurs et condensateurs. Cependant, depuis la mise en vigueur en 1980 (*Gazette du Canada*, 1980) d'un règlement interdisant de nouvelles utilisations des fluides diélectriques contenant des BPC, la quantité de tétrachlorobenzènes importée à cette fin a diminué considérablement. D'après les résultats d'une enquête récente (Brien, 1992), de petites quantités de tétrachlorobenzènes (660 kg au cours des 6 premiers mois de 1992) sont encore importées au Canada dans des fluides diélectriques destinés à l'entretien des

transformateurs. Aux États-Unis, les tétrachlorobenzènes servent aussi d'intermédiaires dans la production de fongicides, d'herbicides, de défoliants et d'insecticides (EPA des É.-U., 1980b).

2.2 Pénétration dans l'environnement

On ne connaît aucune source naturelle de tétrachlorobenzènes. D'après des estimations récentes, les fluides diélectriques utilisés actuellement au Canada renferment jusqu'à 1,3 million de kg de tétrachlorobenzènes, et jusqu'à 14 000 kg de tétrachlorobenzènes sont stockés en attendant d'être détruits (Environnement Canada, 1991a). Comme il peut se former des tétrachlorobenzènes comme sous-produits ou contaminants durant la production d'autres substances organiques chlorées (entre autres, pentachloro-benzène, trichlorobenzènes, 1,1,1-trichloroéthane, tétrachlorure de carbone, trichloroéthylène, perchloroéthylène et dichlorure d'éthylène [EPA des É.-U., 1980b; Patty, 1981-1982]), les tétrachlorobenzènes pourraient pénétrer dans l'environnement en cas de rejets durant le stockage, l'utilisation, le transport ou l'élimination. On n'a pas trouvé d'estimations sur les quantités de tétrachlorobenzènes que contiendraient ces composés chlorés.

On a décelé des tétrachlorobenzènes dans des eaux usées d'usines de papeterie, d'usines sidérurgiques, d'usines de produits chimiques inorganiques et organiques, d'une usine de textile, de raffineries de pétrole et d'usines de traitement des eaux usées par les boues activées, en concentrations allant de non décelées (plage de la limite de détection variant entre 0,1 et 10 ng/L, selon la méthode d'analyse) à 110 000 ng/L (Rankin, 1993; MEO, 1990a, 1990b, 1991a, 1991b, 1991c, 1992a, 1992b; Merriman, 1988; King et Sherbin, 1986; Oliver et Nicol, 1982; Environnement Canada, 1979). On a trouvé les concentrations les plus élevées dans les effluents d'usines de papeterie, d'usines de produits chimiques inorganiques et d'usines sidérurgiques.

On n'a trouvé aucune donnée quantitative sur les rejets de tétrachlorobenzènes dans l'environnement canadien. Toutefois, les quantités rejetées par les sources les plus probables ont été estimées et sont présentées en résumé au tableau 1. En fonction des données limitées qu'on possède, les 2 sources de pénétration les plus importantes sont le déversement de fluides diélectriques et le transport à grande distance et les retombées.

Tableau 1
Estimation des rejets majeurs de tétrachlorobenzènes dans l'environnement canadien

Sources	Rejets kg/année
Tétrachlorobenzènes rejetés lors des déversements de fluides diélectriques (après nettoyage) ^a	1 200
Tétrachlorobenzènes rejetés lors de l'incinération de fluides diélectriques ^b	133
Fabrication de solvants chlorés ^c	
(avant avril 1992)	(24 - 70)
(après avril 1992)	aucun prévu
Utilisation de solvants chlorés ^d	4
Autres composés chlorés	inconnu
Dégradation et métabolisme des autres composés chlorés ^e	inconnu
Transport à grande distance et retombées ^f	1 016
Effluents d'usines de traitement des eaux usées par les boues activées, d'une usine de textile, de papeteries, d'usines sidérurgiques, d'usines de produits chimiques inorganiques et organiques et de raffineries pétrolières ^g	plus de 28
Dépotoirs ^h	plus de 1

- a) Pour 12 200 kg sur une période de 10 ans et une efficacité de 67% dans la récupération des substances déversées (Menziés, 1992); de ce chiffre, 1 100 kg seraient du 1,2,3,4-tétrachlorobenzène et 100 kg, du 1,2,4,5-tétrachlorobenzène (Environnement Canada, 1984). Ces estimations ne tiennent pas compte des rejets fugitifs, qui peuvent être considérables (Western Research, 1991).
- b) En supposant une efficacité de 99,99% dans la destruction des substances (Dibbs, 1991); quantités produites annuellement inconnues. En supposant que 100% des tétrachlorobenzènes soient rejetés la même année.
- c) Avant avril 1992, l'incinération de sous-produits usés entraînait des rejets allant de 24 à 70 kg environ (d'après la production de 1990 [CPI, 1990a, 1990b, 1990c], les facteurs d'émission de l'EPA des É.-U. [Brooks et Hunt, 1984], et l'efficacité d'incinération de 99,99% [Environnement Canada, 1991c, Jacoff et coll., 1986]). Depuis avril 1992, il ne se produit plus de solvants chlorés au Canada, sauf à une usine ontarienne qui fabrique du tétrachlorure de carbone. Aucun rejet de tétrachlorobenzènes dans l'environnement n'est prévu par cette source (ICI, 1993).
- d) En fonction de la demande canadienne (Camford, 1991) multipliée par une concentration supérieure limite de 1 mg/L, et en supposant un rejet de 10%.
- e) Le métabolisme et la dégradation de certains composés chlorés comme le lindane (Reed et Forgash, 1970; Karapally et coll., 1973; EPA des É.-U., 1980b), le pentachloronitrobenzène (Ware et Weast, 1977), le gamma-pentachlorocyclohexane (EPA des É.-U., 1980b) et le pentachlorobenzène (Menzie, 1978) peut entraîner le rejet de tétrachlorobenzènes dans l'environnement.
- f) Pénétration par transport transfrontalier à partir des dépotoirs (Oliver, 1984, 1985; Oliver et Kaiser, 1986), dans la pluie (Muir, 1993; Strachan, 1993) et la neige (Welch et coll., 1991) qui tombent au Canada.
- g) Charges dues aux usines sidérurgiques de l'Ontario; les charges dues aux autres usines sont inconnues (Environnement Canada, 1979; MEO, 1990a, 1990b, 1991a, 1991b, 1991c, 1992a, 1992b; Rankin, 1993; Merriman, 1988; King et Sherbin, 1986).
- h) Charges dues à un seul endroit (aire de décharge d'une usine chimique de Sarnia en Ontario où des produits chimiques chlorés étaient jetés (King et Sherbin, 1986).

2.3 Informations sur l'exposition

2.3.1 Devenir

Le devenir des tétrachlorobenzènes dans l'environnement est régi par des processus de transport comme la volatilisation et l'adsorption, et par des processus de transformation comme la photo-oxydation et la biodégradation aérobie. Bien que la dégradation fasse disparaître les tétrachlorobenzènes des milieux d'aérobies (par exemple l'air et les eaux de surface), ces composés persistent et s'accumulent en conditions aérobiques dans les sols et les sédiments enfouis.

D'après leurs propriétés physico-chimiques, les tétrachlorobenzènes libérés dans l'atmosphère devraient se répartir entre l'air, l'eau et, en plus faibles quantités, les sols et les sédiments (Mackay et coll., 1992). Ces substances sont aussi éliminées de l'atmosphère par lessivage à l'eau de pluie (Muir, 1993; Strachan, 1993). Les tétrachlorobenzènes peuvent être photo-oxydés dans l'atmosphère, en grande partie par réaction avec des radicaux hydroxyle (OH) d'origine photochimique (Atkinson, 1987; Howard et coll., 1991); on estime que les demi-vies vont de 32 à 329 jours pour le 1,2,4,5- et le 1,2,3,4-tétrachlorobenzène (Howard et coll., 1991; Mackay et coll., 1992; Singleton, 1993) et peuvent atteindre 139 jours pour le 1,2,3,5-tétrachlorobenzène (Singleton, 1993). Les demi-vies sont donc suffisamment longues pour permettre le transport à grande distance. La présence de 1,2,4,5- et de 1,2,3,4-tétrachlorobenzène dans l'atmosphère au-dessus de l'océan Pacifique (Atlas et Schauffler, 1990) indique qu'on peut transporter ces substances sur de grandes distances.

D'après leurs propriétés physico-chimiques, les tétrachlorobenzènes rejetés dans l'eau devraient s'adsorber sur les sédiments et les matières particulaires (Kuntz et Warry, 1983; Oliver, 1987b, 1987c; Oliver et Nicol, 1984), en plus de se volatiliser en partie dans l'atmosphère (Oliver, 1984; Oliver et Carey, 1986). Calculée selon la méthode décrite par Thomas (1982), la demi-vie de volatilisation des 3 isomères du tétrachlorobenzènes dans les eaux fluviales (profondeur de 1 m, débit de 1 m/s à 20 °C, vitesse du vent de 3 m/s) est d'environ 4,5 heures. La biodégradation semble le seul processus important de biotransformation des tétrachlorobenzènes dans l'eau (Howard et coll., 1991). La demi-vie du 1,2,4,5-tétrachlorobenzène dans les eaux de surface varie, d'après des estimations, de 28 à 417 jours (Howard et coll., 1991; Mackay et coll., 1992); en eaux plus profondes, la demi-vie de biodégradation anaérobique du 1,2,4,5-tétrachlorobenzène va de 120 à 720 jours (Howard et coll., 1991; Mackay et coll., 1992). Le 1,2,4,5- et le 1,2,3,4-tétrachlorobenzène n'étaient pas biodégradés après incubation pendant 32 jours en conditions anaérobiques dans des boues d'égout (Kirk et coll., 1989).

D'après leur coefficient de sorption du carbone organique (K_{co}) qui est supérieur à 100, les tétrachlorobenzènes rejetés dans les sols devraient être persistants et non mobiles (Kenaga, 1980). Mackay et ses collaborateurs (1992) ainsi que Howard et ses collaborateurs (1991) ont estimé que les demi-vies dans le sol variaient de 28 à 417 jours.

D'après leurs propriétés physico-chimiques, les tétrachlorobenzènes devraient persister dans les sédiments (Mackay et coll., 1992). Bien qu'ils soient fortement adsorbés sur les sédiments, une partie des tétrachlorobenzènes peut en être éliminée par remise en suspension (Oliver, 1984, 1985; Oliver et coll., 1989) par des processus biologiques comme la bioturbation (Karickhoff et Morris, 1985), ou par désorption dans l'eau de porosité et diffusion ultérieure dans les eaux sus-jacentes (Charlton, 1983; Oliver et Charlton, 1984). Selon des estimations, la demi-vie de biodégradation du 1,2,4,5-tétrachlorobenzène dans les sédiments va de 56 à 1 250 jours (Howard et coll., 1991; Mackay et coll., 1992). D'après les résultats d'une analyse de carottes de sédiments prélevées dans le lac Ontario et un autre lac situé près de Kenora, en Ontario, des tétrachlorobenzènes sont rejetés dans l'environnement depuis plus de 60 ans (Oliver et Nicol, 1982; Oliver, 1984; Durham et Oliver, 1983; Oliver et coll., 1989; Muir, 1993) et ne subissent pas de dégradation anaérobique importante dans les sédiments (Oliver et Nicol, 1983).

Chez le poisson, les facteurs de bioaccumulation des tétrachlorobenzènes dans l'organisme entier vont de 1 778 (tête-de-boule, *Pimaphales promelas*) [Veith et coll., 1979] à 12 883 (truite arc-en-ciel, *Oncorhynchus mykiss*) [Oliver et Niimi, 1983]; les facteurs de bioaccumulation dans les lipides vont de 14 125 (guppy, *Poecilia reticulata*) [Konemann et van Leeuwen, 1980] à 134 896 (truite arc-en-ciel, *Oncorhynchus mykiss*) [Oliver et Niimi, 1983]. On a signalé un facteur de bioaccumulation des tétrachlorobenzènes de 84 000 chez le ver de terre (*Eisenia andrei*) [Belfroid et coll., 1993]. Les tétrachlorobenzènes présents dans les sédiments peuvent être accessibles aux invertébrés benthiques. La concentration de tétrachloro-benzènes trouvée sur le terrain dans des populations d'oligochètes et d'amphipodes était proportionnelle aux concentrations présentes dans les sédiments (Fox et coll., 1983). Oliver (1987a) a démontré, en aquarium de laboratoire, l'accumulation des tétrachlorobenzènes par les oligochètes vivant dans les sédiments du lac Ontario. Le degré de bioaccumulation des tétrachlorobenzènes dans les sédiments semblait déterminé par la concentration présente dans l'eau de porosité des sédiments plutôt que par la quantité de particules de sédiments contaminés ingérée (Oliver, 1987a; Markwell et coll., 1989). Même si les tétrachlorobenzènes sont des composés qui peuvent être bioaccumulés, aucune amplification n'a été signalée dans la chaîne alimentaire aquatique (Thomann, 1989; Oliver et Niimi, 1988).

D'après les résultats d'études effectuées dans la région des Grands Lacs d'amont en Ontario, les facteurs de concentration air-plantes (air-lichen) des tétrachlorobenzènes vont de $1,4 \times 10^7$ à $1,12 \times 10^8$ (Muir et coll., 1993). Bien que les plantes terrestres ont la capacité d'assimiler les tétrachlorobenzènes à la fois par les racines et le feuillage, ce processus est probablement d'une étendue limitée (Topp et coll., 1986; Trapp et coll., 1990).

2.3.2 Concentrations

Des tétrachlorobenzènes ont été décelés au Canada dans des échantillons d'air ambiant, d'eau de surface, d'eau potable, de sédiments et de biotes. Les données sur les concentrations présentes dans les sols se limitent aux mesures faites à un seul endroit contaminé. On n'a pas trouvé de données sur les concentrations de tétrachlorobenzènes présentes au Canada dans l'air intérieur et dans les eaux estuariennes ou marines.

On n'a pas trouvé de renseignements sur les concentrations de chacun des isomères du tétrachlorobenzène présentes dans l'air ambiant au Canada. La concentration moyenne de tétrachlorobenzène total dans des échantillons d'air ambiant prélevés à Windsor, en Ontario, entre août 1988 et octobre 1989 était de $0,2 \text{ ng/m}^3$ (détection à chacun des 32 jours d'échantillonnage, limite de détection: $0,03 \text{ ng/m}^3$). Dans les échantillons recueillis entre septembre 1988 et octobre 1989 à Walpole Island, en Ontario, la concentration moyenne de tétrachlorobenzènes s'élevait à $0,14 \text{ ng/m}^3$ (détection pendant 26 des 30 jours d'échantillonnage) [Environnement Canada, 1990]. Les concentrations maximales de tétrachlorobenzènes décelées à Windsor et à Walpole Island étaient de $0,44 \text{ ng/m}^3$ et de $0,31 \text{ ng/m}^3$, respectivement (Environnement Canada, 1990). Les postes d'échantillonnage de Windsor étaient situés à environ 6 km d'une usine d'incinération des déchets municipaux à Detroit dans le Michigan, et ceux de Walpole Island, en milieu rural, à 55 km de la même usine. Ces concentrations sont considérablement inférieures aux concentrations trouvées dans des échantillons d'air recueillis à 12 postes à Hambourg, en Allemagne, entre avril 1986 et avril 1987 pour le 1,2,4,5- et le 1,2,3,5-tétrachlorobenzène (réunis) et le 1,2,3,4-tétrachlorobenzène, soit de $0,5$ à $20,9 \text{ ng/m}^3$ et de $0,3$ à $28,4 \text{ ng/m}^3$, respectivement (Bruckmann et coll., 1988). On n'a trouvé aucun renseignement sur les concentrations de tétrachlorobenzènes ni de chacun de ses isomères dans l'air intérieur au Canada (ni ailleurs).

À divers endroits répartis dans l'ensemble du Canada, la concentration moyenne de 1,2,4,5- et de 1,2,3,4-tétrachlorobenzène dans des échantillons d'eau de pluie recueillis entre 1987 et 1991 était de $0,55$ et de $0,016 \text{ ng/L}$, respectivement; les concentrations allaient de $0,32$ à $0,78 \text{ ng/L}$ et de non décelées (limite de détection: $0,01 \text{ ng/L}$) à $0,19 \text{ ng/L}$, respectivement (Muir, 1993; Strachan, 1993).

La concentration moyenne de tétrachlorobenzènes dans des échantillons d'eau prélevés dans divers lacs et rivières au Canada entre 1980 et 1991 était inférieure à 4 ng/L pour les isomères 1,2,4,5- et 1,2,3,5-, et à 15 ng/L pour l'isomère 1,2,3,4-; les concentrations variaient de non décelées (limite de détection variant de 0,01 à 1 ng/L, selon la technique d'analyse employée) à 21 ng/L, pour les isomères 1,2,4,5- et 1,2,3,5-, et à 125 ng/L pour l'isomère 1,2,3,4- (Oliver et Nicol, 1982, 1984; Fox et coll., 1983; Oliver, 1984; Oliver et Charlton, 1984; Fox et Carey, 1986, 1989; Chan et Kohli, 1987; Biberhofer et Stevens, 1987; Carey et Fox, 1987; Merriman, 1988; Oliver et Niimi, 1988; Data Interpretation Group River Monitoring Committee, 1988, 1990; Stevens et Neilson, 1989; Muir, 1993). Les concentrations maximales les plus élevées ont été trouvées dans les échantillons d'eau prélevés au début des années 80 dans la rivière Niagara (Carey et Fox, 1987; Oliver et Nicol, 1982) et le lac Ontario à l'embouchure de la rivière Niagara (Fox et Carey, 1986); ces concentrations ont cependant diminué par la suite. La concentration maximale de 1,2,3,4-tétrachloro-benzène trouvée dans des échantillons d'eau prélevés dans la rivière Niagara à Niagara-on-the-Lake durant 1988 et 1989 était de 1,08 ng/L (Data Interpretation Group River Monitoring Committee, 1990).

Les données dont on dispose sur les concentrations de tétrachlorobenzènes dans les approvisionnements en eau potable au Canada sont limitées. On a décelé du 1,2,4,5-tétrachlorobenzène dans les approvisionnements en eau potable de 3 villes situées sur les rives du lac Ontario; ces concentrations variaient de non décelées (limite de détection: de 0,05 p.p.t. [ng/L]) à 0,3 p.p.t. (ng/L); la concentration moyenne était de 0,2 p.p.t. (ng/L) [Oliver et Nicol, 1982]. Lors d'une étude portant sur 602 échantillons d'eau potable recueillis à 139 endroits dans les 4 provinces maritimes entre 1985 et 1988, on n'a décelé du 1,2,4,5-tétrachlorobenzène que dans un seul échantillon dont la concentration était de 3 ng/L (limite de détection: 2 ng/L) [Environnement Canada, 1989a, 1989b, 1989c, 1989d]. On n'a pas décelé de 1,2,3,5-tétrachlorobenzène (limite de détection: 0,05 p.p.t. [ng/L]) dans les approvisionnements en eau potable de 3 villes situées sur les rives du lac Ontario (Oliver et Nicol, 1982), ni lors d'une étude portant sur 602 échantillons d'eau potable recueillis à 139 endroits dans les 4 provinces maritimes entre 1985 et 1988 (limite de détection: 2 ng/L) [Environnement Canada, 1989a, 1989b, 1989c, 1989d]. On a décelé du 1,2,3,4-tétrachlorobenzène dans les approvisionnements en eau potable de 3 villes situées sur les rives du lac Ontario à des concentrations allant de 0,1 à 0,4 p.p.t. (ng/L), la concentration moyenne étant de 0,3 p.p.t. (ng/L) [Oliver et Nicol, 1982]. Par contre, cet isomère n'a pas été décelé (limite de détection : 2 ng/L) lors de l'étude de 602 échantillons d'eau potable recueillis à 139 endroits dans les provinces maritimes entre 1985 et 1988 (Environnement Canada, 1989a, 1989b, 1989c, 1989d).

Dans les échantillons de sédiments de surface recueillis dans divers lacs et rivières au Canada entre 1979 et 1991, la concentration de tétrachlorobenzènes allait de non décelées (limite de détection variant entre 0,2 et 2 ng/g selon la technique d'analyse employée) à 7 000 ng/g (poids sec) [Environnement Canada, 1979; Oliver et Nicol, 1982; Fox et coll., 1983; Oliver et Charlton, 1984; Oliver et Bourbonniere, 1985; Oliver et Pugsley, 1986; Merriman, 1987, Oliver et Niimi, 1988; Oliver et coll., 1989; Fox et Carey, 1989; Kaiser et coll., 1990; Welch et coll., 1991; MEO, 1993]. La concentration moyenne était inférieure à 10 ng/g (poids sec), sauf dans les échantillons prélevés dans le lac Ontario, la rivière St. Clair et à des postes situés près de sources ponctuelles. Les concentrations les plus élevées ont été trouvées dans les échantillons recueillis en 1985 dans la rivière St. Clair, près du dépotoir d'une usine de produits chimiques et dans l'exutoire des effluents d'une zone industrielle de Sarnia; la concentration en tétrachlorobenzène total allait de 17 à 7 000 ng/g (on ne possède pas de données distinctes sur chacun des isomères). Les concentrations respectives de 1,2,4,5- et de 1,2,3,5-tétrachlorobenzène présentes dans les échantillons prélevés dans la rivière St. Clair en 1990 allaient de non décelées à 1 140 ng/g et 510 ng/g; aucun 1,2,3,4-tétrachlorobenzène n'a été décelé (Oliver et Pugsley, 1986; MEO, 1993).

La concentration en tétrachlorobenzènes dans les sédiments en suspension recueillis à divers endroits dans le sud de l'Ontario et du Québec entre 1980 et 1989 allait de non décelée (limites de détection variant de 0,2 à 5 ng/g selon la technique d'analyse employée) à 320 ng/g (poids sec) [Fox et coll., 1983; Kuntz et Warry, 1983; Oliver et Charlton, 1984; Sylvestre, 1987; Merriman, 1987, 1988; Oliver et Niimi, 1988; Data Interpretation Group River Monitoring Committee, 1988, 1990; Fox et Carey, 1989; Oliver et coll., 1989; Kaiser et coll., 1990]. Les concentrations les plus élevées de tétrachlorobenzènes ont été trouvées dans les échantillons prélevés en 1981 dans la rivière Niagara à Niagara-on-the-Lake; les concentrations de 1,2,4,5- et de 1,2,3,4-tétrachlorobenzène atteignaient 160 ng/g (poids sec) et 320 ng/g (poids sec) respectivement (Sylvestre, 1987).

Les renseignements sur les concentrations de tétrachlorobenzènes présentes dans les sols se limitaient aux résultats d'une seule étude effectuée près d'une fabrique de transformateurs où des fluides diélectriques avaient été déversés, et au cours de laquelle des tétrachlorobenzènes avaient été décelés dans des échantillons de sol à une profondeur allant de 0 à 3 m; les concentrations trouvées variaient de non décelées (limite de détection: 3 ng/g) à 6 300 ng/g (poids sec) [CNRC, 1980].

Les concentrations respectives de 1,2,4,5-, de 1,2,3,5- et de 1,2,3,4-tétrachlorobenzène trouvées dans des échantillons de biotes recueillis dans divers lacs et rivières du Canada entre 1980 et 1991 allaient de moins de 0,01 ng/g (poids humide) à 46,2, 0,5 et 28,6 ng/g (poids humide) [Oliver et Nicol, 1982; Oliver et Niimi, 1983, 1988; Fox et coll., 1983; Jaffe et Hites, 1986; Niimi et Oliver, 1989; Metcalfe et Charlton, 1990; Muir, 1993]. La concentration de tétrachlorobenzènes trouvée dans les invertébrés

aquatiques recueillis dans le lac Ontario (près de l'embouchure de la rivière Niagara) allait de moins de 0,01 à 46,2 ng/g (poids humide) pour le 1,2,4,5-tétrachlorobenzène, de 0,06 à 0,5 ng/g (poids humide) pour le 1,2,3,5-tétrachlorobenzène, et de moins de 0,01 à 28,6 ng/g (poids humide) pour le 1,2,3,4-tétrachlorobenzène (Fox et coll., 1983; Oliver et Niimi, 1988). Les concentrations de tétrachlorobenzènes trouvées dans les lichens recueillis dans le lac Ontario étaient inférieures à 1 ng/g (poids humide) [Muir et coll., 1993].

Les concentrations de tétrachlorobenzènes trouvées dans des échantillons de diverses espèces des niveaux supérieurs de la chaîne alimentaire prélevés en 1980 dans les lacs Supérieur, Huron, Érié et Ontario allaient de 0,2 à 5 ng/g (poids humide) pour le 1,2,4,5-tétrachlorobenzène, de 0,05 à 1 ng/g (poids humide) pour le 1,2,3,5-tétra-chlorobenzène, et de 0,5 à 12 ng/g (poids humide) pour le 1,2,3,4-tétrachlorobenzène; les concentrations les plus élevées ont été trouvées dans les poissons pêchés dans le lac Ontario près de la rivière Niagara (Oliver et Nicol, 1982). Les concentrations de tétrachlorobenzènes trouvées dans diverses espèces de poissons lacustres pêchés dans le nord-ouest de l'Ontario en 1990 et 1991 étaient relativement faibles (c'est-à-dire, < 1 ng/g [poids humide]) [Muir, 1993].

Entre le début des années 80 et 1990, la concentration moyenne de 1,2,4,5- et de 1,2,3,4-tétrachlorobenzène dans les oeufs de goélands argentés (*Larus argentatus*) des rivières Niagara et Detroit a diminué respectivement de 20 et de 53 ng/g (poids humide) à 1 ng/g (la limite de détection) pour les deux isomères (Bishop et coll., 1992). Les tétrachlorobenzènes comptent parmi les composés organiques chlorés qui sont contrôlés systématiquement par Environnement Canada chez les mammifères sauvages; ils ont été décelés dans environ 20% à 30% des échantillons prélevés en 1990 et en 1991. Les concentrations mesurées étaient rarement supérieures à 2 ng/g (les limites de détection variaient de 0,1 à 2,0 ng/g), sauf dans les échantillons recueillis près de zones contaminées reconnues (par exemple, les usines de papeterie situées sur la rivière Columbia en Colombie-Britannique) dont les concentrations allaient de 1 ng/g (limite de détection) à 37,4 ng/g (poids humide) [Environnement Canada, 1992b]. La concentration moyenne de 1,2,4,5-tétrachlorobenzène dans des oeufs de pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) et d'aigle pêcheur (*Pandion haliaetus*), et des échantillons de foie de vison (*Mustela vison*) et de loutre (*Lutra canadensis*) de cette zone contaminée était de 3,3, 6,2 et 2,4 ng/g, respectivement; dans ces tissus, la concentration moyenne de 1,2,3,4-tétrachlorobenzène était inférieure à 1 ng/g. Les concentrations de 1,2,4,5- et de 1,2,3,4-tétrachlorobenzène trouvées dans des échantillons d'omble de l'Arctique et de pannicule adipeux de narval et de bélouga étaient inférieures à 1 et à 10 ng/g (poids humide), respectivement (Muir, 1993).

Il n'existe qu'une quantité limitée de données sur les concentrations de chacun des isomères du tétrachlorobenzène présentes dans les aliments. On n'a pas décelé de 1,2,4,5-, de 1,2,3,5- ou de 1,2,3,4-tétrachlorobenzène lors d'un contrôle restreint d'aliments frais composites (légumes-feuilles, fruits, lait de vache à 2%, légumes-racines [y compris la pomme de terre], les oeufs et la viande) effectué en Ontario (limite de détection: 0,01 ng/g) [Davies, 1988]. Des aliments composites ont été préparés à partir d'échantillons pris dans 4 épiceries et les 3 isomères y ont été dosés. La concentration de 1,2,4,5-tétrachlorobenzène dans la truite (poisson entier) pêchée à 5 endroits différents sur les Grands Lacs allait de 0,2 p.p.b. (ng/g) [limite de détection] à 5 p.p.b. (ng/g) [poids humide]; les concentrations signalées de 1,2,3,5-tétrachlorobenzène variaient de 0,05 à 1 p.p.b. (ng/g), et celles de 1,2,3,4-tétrachlorobenzène, de 0,3 à 12 p.p.b. (ng/g) [limite de détection: 0,2 p.p.b. (ng/g)] (Oliver et Nicol, 1982). Lors d'une étude du panier de provision réalisée par la Food and Drug Administration des États-Unis, la concentration de tétrachlorobenzènes variait de 0,1 ng/g dans les légumes mélangés en boîte à 0,4 ng/g dans les fruits de jardin (Johnson et coll., 1984; Prodrebarac, 1984; Gunderson, 1987).

Aucun 1,2,4,5-, 1,2,3,5- ni 1,2,3,4-tétrachlorobenzène n'a été décelé dans des échantillons de lait maternel prélevés de 3 à 4 semaines après l'accouchement, ni dans la population du Canada en général (n = 210), ni dans la population autochtone (n = 18) [limite de détection non mentionnée] (Mes et coll., 1986; Davies et Mes, 1987). Lors d'une étude récente non publiée, on a décelé du 1,2,4,5-, du 1,2,3,5- et du 1,2,3,4-tétrachlorobenzène, dans 0%, 36% et 37%, respectivement, des 412 échantillons de lait prélevés chez des femmes canadiennes (la concentration minimale décelable variait de 0,3 à 1,2 ng/g) [Mes, 1992]. Les concentrations moyennes et maximales respectives de 1,2,3,5- et de 1,2,3,4-tétrachlorobenzène étaient de 0,3 et de 2,1 ng/g, et de 0,2 et de 1,7 ng/g. Ces concentrations moyennes sont plus faibles d'environ un ordre de grandeur que celles qui ont été signalées lors d'une étude du lait maternel faite chez des Yougoslaves (Jan, 1983).

2.4 Informations sur les effets

2.4.1 Animaux de laboratoire et in vitro

Les données sur la toxicité aiguë des tétrachlorobenzènes se limitent aux résultats d'études réalisées par administration des composées par voie orale. Chez le rat mâle Sprague-Dawley, les DL₅₀ respectives du 1,2,4,5-, du 1,2,3,5- et du 1,2,3,4-tétrachlorobenzène étaient de 3 105, 2 297 et de 1 470 mg/kg pc; chez la femelle, les DL₅₀ du 1,2,3,5- et du 1,2,3,4-tétrachlorobenzène étaient respectivement de 1 727 et de 1 167 mg/kg pc (Chu et coll., 1983, 1984b).

Lors de l'étude à court terme la plus complète réalisée jusqu'ici, l'administration d'aliments contenant chacun des isomères du tétrachlorobenzène [concentrations de 0, 0,5, 5,0, 50, ou 500 p.p.m. [mg/kg] (0, 0,056, 0,54, 5,4 ou 54 mg/kg pc/jour)] à des rats pendant 28 jours n'entraîna aucun signe clinique de toxicité ni aucun effet sur la prise de poids ou la consommation d'aliments. Cependant, des effets proportionnels à la dose ont été observés dans le foie, la thyroïde, les reins et les poumons des animaux exposés (Chu et coll., 1983). L'isomère le plus toxique était le 1,2,4,5-tétrachlorobenzène; les concentrations les plus élevées se trouvaient dans les graisses et le foie. La toxicité relative des tétrachlorobenzènes qui correspondait aux concentrations trouvées dans les tissus était la suivante: 1,2,4,5-tétrachlorobenzène
> 1,2,3,4-tétrachlorobenzène ou 1,2,3,5-tétrachlorobenzène.

Lors d'une étude au cours de laquelle des rats ont reçu avec leurs aliments des concentrations de 1,2,4,5-tétrachlorobenzène de 0, 30, 100, 300, 1 000 ou 3 000 p.p.m. (mg/kg) [jusqu'à 287 mg/kg pc/jour] pendant 14 jours, des altérations cliniques liées au composé ont été observées dans le groupe soumis au niveau de dose élevé. Comparativement aux témoins, la consommation d'aliments et le poids corporel moyen diminuaient, alors que la masse du foie augmentait au niveau de dose le plus élevé; chez les mâles exposés, on observait aussi l'apparition de gouttelettes hyalines anormales dans l'épithélium du cortex rénal (NTP 1991). L'administration d'aliments contenant 0, 30, 100, 300, 1 000 ou 3 000 p.p.m. (mg/kg) de 1,2,4,5-tétrachlorobenzène pendant 14 jours à des souris (dose relative par rapport au poids corporel non mentionné) provoquait la mort de tous les animaux du groupe exposé au niveau de dose le plus élevé, une augmentation importante de la masse du foie aux niveaux de dose élevés et une déplétion et une nécrose des tissus lymphoïdes de la rate, du thymus et des ganglions lymphatiques chez les animaux des deux sexes, en particulier chez les animaux décédés tôt ou chez les animaux moribonds (NTP, 1991).

Les études de conception adéquate à terme le plus long réalisées jusqu'ici sur chacun des tétrachlorobenzènes sont des études subchroniques par administration des composés avec les aliments. Des rats F344 et des souris B6C3F₁ ont été soumis pendant 13 semaines à des doses de 1,2,4,5-tétrachlorobenzène de 0, 30, 100, 300, 1 000 ou 2 000 p.p.m. (mg/kg) [à 1% dans un excipient d'huile de maïs] (NTP, 1991). En comparaison des témoins non exposés, les rats exposés perdaient du poids et des altérations histopathologiques du foie, une hématotoxicité et des symptômes cliniques liés au composé se manifestaient au niveau de la dose le plus élevée. Chez les animaux exposés à la plus faible concentration de 1,2,4,5-tétrachlorobenzène, on observait une augmentation de la masse des reins et du foie, et des manifestations histopathologiques des reins et de la thyroïde. Le spectre des lésions rénales observées chez le rat mâle se caractérisait par une «néphropathie à gouttelettes d'hyaline». Par rapport aux témoins non exposés, on observait chez les rats des deux sexes exposés à une faible concentration de 1,2,4,5-tétrachlorobenzène une baisse de la teneur sérique en thyroxine libre et en thyroxine totale, une indication d'une hypothyroïdie primaire.

Chez les animaux des deux sexes, la concentration sans effet observé (CSEO) de 1,2,4,5-tétrachlorobenzène dans les aliments était, pour les manifestations histopathologiques, de 30 p.p.m. (mg/kg) [la dose sans effet observé (DSEO) est donc de 2,1 mg/kg pc/jour] (NTP, 1991). Bien que nul effet n'ait été observé chez les mâles ayant reçu avec leurs aliments une dose de 30 p.p.m. (mg/kg) de 1,2,4,5-tétrachlorobenzène, on a observé chez les femelles une augmentation importante, à cette dose, de la masse relative, mais non pas absolue, du foie et de la concentration de thyroxine sérique. On considère donc qu'une teneur en 1,2,4,5-tétrachlorobenzène de 30 p.p.m. (mg/kg) dans les aliments représente la concentration sans effet nocif observé (CSENO) pour ce sexe (c'est-à-dire une dose sans effet nocif observé [DSENO] de 2,1 mg/kg pc/jour).

Lors de l'étude au cours de laquelle des souris B6C3F₁ ont reçu pendant 13 semaines des doses de 1,2,4,5-tétrachlorobenzène de 0, 30, 100, 300, 1 000 ou 2 000 p.p.m. (mg/kg) [à 1% dans un excipient d'huile de maïs], des altérations cliniques liées au composé, une diminution de la prise de poids et de la consommation d'aliments, une augmentation de la masse du foie et des enzymes hépatiques en circulation, ainsi qu'une hématotoxicité ont été observées chez les animaux exposés à la concentration la plus élevée; les altérations histopathologiques du foie incluait une hypertrophie centro-lobulaire des hépatocytes et la nécrose de certains hépatocytes (NTP, 1991). Le National Toxicology Program a fixé la CSEO pour les manifestations histopathologiques chez les animaux des deux sexes à 300 p.p.m. (mg/kg) [c'est-à-dire, DSEO = 45,2 mg/kg pc/jour (mâles) et 56,6 mg/kg pc/jour (femelles)] (NTP 1991). Toutefois, vu les effets mineurs observés aux faibles concentrations (une augmentation importante de la masse absolue, mais non pas relative, du foie chez les femelles à une concentration de seulement 30 p.p.m. [mg/kg], et une augmentation importante de la masse absolue et relative du foie chez les mâles à 100 p.p.m. [mg/kg]), une concentration de 1,2,4,5-tétrachlorobenzène de 300 p.p.m. (mg/kg) dans les aliments est jugée la CSENO pour les deux sexes (c'est-à-dire, DSENO = 45,2 mg/kg pc/jour [mâles] et 56,6 mg/kg pc/jour [femelles]).

Lors d'une étude au cours de laquelle des rats ont reçu des aliments contenant chacun des trois isomères du tétrachlorobenzène (concentrations: 0, 0,5, 5,0, 50 ou 500 p.p.m. [mg/kg]) pour une période de 90 jours, on a observé, comparativement aux témoins, une augmentation de la masse des organes et une altération des paramètres hématologiques chez les animaux ayant reçu des aliments contenant une concentration de 1,2,4,5-tétrachlorobenzène de 500 p.p.m. (mg/kg) [Chu et coll., 1984a]. On notait aussi une augmentation proportionnelle à la dose de la gravité et de l'incidence des manifestations histopathologiques dans les reins (nécrose importante de l'épithélium et gros cylindres intratubulaires à une concentration de 1,2,4,5-tétrachlorobenzène de 500 p.p.m. [mg/kg]) et le foie (accentuation du phénomène de zone, augmentation de l'homogénéité cytoplasmique, basophilie aggravée, anisocaryose et nucléation pycnotique) [Chu et coll., 1984a]. L'isomère 1,2,4,5- s'est avéré le plus toxique des

tétrachlorobenzènes, probablement à cause de son métabolisme relativement plus lent et d'une plus grande accumulation dans les gras et le foie¹. Chez les animaux qui avaient reçu des aliments renfermant du 1,2,3,5- ou du 1,2,3,4-tétrachlorobenzène, on a jugé les lésions rénales modérées, même au niveau de dose le plus élevé; en outre, les manifestations histopathologiques dans le foie étaient moins graves, bien que semblables, que celles causées par le 1,2,4,5-tétrachlorobenzène.

L'étude réalisée par Chu et ses collaborateurs (1984a) n'estimait pas l'importance statistique de l'incidence des lésions histopathologiques rénales et hépatiques; toutefois, une analyse statistique faite ultérieurement selon le test unilatéral exact de Fisher n'a montré aucune augmentation importante de l'incidence des lésions rénales, bien que leur gravité semblait augmenter avec la dose, en particulier chez les animaux exposés au 1,2,4,5-tétrachlorobenzène dans les aliments. L'incidence des lésions hépatiques n'augmentait de façon significative ($p = 0,05$) que chez les mâles et les femelles exposés à une dose de 1,2,4,5-tétrachlorobenzène de 500 p.p.m. (mg/kg) et chez les femelles soumises à une dose de 1,2,3,5-tétrachlorobenzène de 500 p.p.m. (mg/kg). La gravité des manifestations histopathologiques sur le foie était supérieure dans ces groupes. On a donc jugé que, chez le rat recevant du 1,2,4,5-tétrachloro-benzène avec ses aliments, la CSENO est de 50 p.p.m. (mg/kg) [c'est-à-dire DSENO = 3,4 mg/kg pc/jour (mâles) et 4,1 mg/kg pc/jour (femelles)]. Chez le rat et la rate recevant du 1,2,3,5-tétrachlorobenzène, on juge que les CSENO respectives sont de 500 p.p.m. et de 50 p.p.m. (mg/kg) [c'est-à-dire, DSENO = 34 mg/kg pc/jour (mâles) et 4,1 mg/kg pc/jour (femelles)]. Chez le rat et la rate recevant du 1,2,3,4-tétrachloro-benzène, on juge que la CSENO est de 500 p.p.m. (mg/kg) [c'est-à-dire, DSENO = 34 mg/kg pc/jour (mâles) et 41 mg/kg pc/jour (femelles)].

On a trouvé une étude restreinte sur la toxicité chronique des tétrachlorobenzènes (au cours de laquelle des beagles recevaient du 1,2,4,5-tétrachlorobenzène avec leurs aliments) [Braun et coll., 1978]. Cette étude n'est cependant pas adéquate pour évaluer la toxicité ou la cancérogénicité chronique à cause de plusieurs limitations, dont la faible taille des groupes, l'absence d'un groupe témoin concomitant et l'absence d'examen des paramètres urinaires, hématologiques, ou chimicocliniques, ou d'examen histopathologiques.

1. La toxicocinétique des isomères du tétrachlorobenzène a été étudiée chez plusieurs espèces (rat, lapin, singe, beagle) après administration par voie orale (Schwartz et coll., 1985, 1987; Chu et coll., 1983, 1984b; Braun et coll., 1978; Jondorf et coll., 1958). Les données existantes montrent que le 1,2,4,5-tétrachlorobenzène n'est pas métabolisé de façon significative et qu'il s'accumule dans les tissus (en particulier les graisses) davantage que le 1,2,3,5- ou le 1,2,3,4-tétrachlorobenzène (Chu et coll., 1983, 1984b; Jondorf et coll., 1958).

On n'a découvert l'existence d'aucune recherche sur les effets des tétrachlorobenzènes sur la reproduction. Les études faites sur l'embryotoxicité, la foetotoxicité et la tératogénicité des tétrachlorobenzènes se limitent à une recherche réalisée chez le rat par administration des 3 isomères (Kacew et coll., 1984) et à d'autres recherches chez le rat avec les isomères 1,2,4,5- et 1,2,3,4- (Kitchin et Ebron, 1983a, 1983b). Aucun des isomères ne s'est avéré tératogène lors de ces études. En général, chacun des isomères n'était foetotoxique qu'aux doses toxiques pour la mère; cependant, l'administration de doses de 1,2,3,5- ou de 1,2,3,4-tétrachlorobenzène de 200 mg/kg pc/jour à des rats entraînait une réduction du nombre de foetus vivants sans avoir d'effets nocifs pour les mères (Kacew et coll., 1984). (Ces doses étaient supérieures à celles qui s'étaient avérées délétères lors des études subchroniques.)

D'après le peu de données qu'on possède sur leur mutagénicité chez *S. typhimurium* et *E. coli*, avec ou sans activation métabolique, et sur leur action sur les chromosomes des cellules ovariennes de hamsters chinois exposés in vitro, les tétrachlorobenzènes (en mélange et les isomères 1,2,4,5- et 1,2,3,5-) ne semblent pas génotoxiques.

2.4.2 Êtres humains

On n'a trouvé aucun rapport portant sur les effets nocifs chez les personnes exposées aux tétrachlorobenzènes. On a cependant signalé, lors d'une étude épidémiologique, une augmentation de l'incidence des aberrations chromosomiques dans les lymphocytes périphériques chez les travailleurs d'une usine de pesticides produisant du 1,2,4,5-tétrachlorobenzène, en comparaison de celle observée chez 14 travailleurs peu exposés aux produits chimiques et 49 personnes de la communauté locale (Kiraly et coll., 1979).

2.4.3 Écotoxicologie

On a étudié la toxicité aiguë et chronique des tétrachlorobenzènes chez plusieurs espèces aquatiques; aucune donnée n'a cependant été trouvée concernant la toxicité de ces composés pour tout autre biote, y compris les organismes vivant dans les sédiments et le sol, les invertébrés terrestres, les plantes vasculaires aquatiques, les oiseaux ou les mammifères sauvages. Chez les organismes aquatiques, les tétrachlorobenzènes ont un mode d'action toxique commun (c'est-à-dire la narcose) [Veith et coll., 1983; Bobra et coll., 1985; Abernathy et coll., 1986].

Lors d'études de toxicité aiguë, des bactéries et des algues ont été exposées à diverses concentrations de tétrachlorobenzènes (Hutchinson et coll., 1980; EPA des É.-U., 1980a; Ribo et Kaiser, 1983; Wong et coll., 1984; Blum et Speece, 1991). D'après la concentration la plus faible entraînant l'observation d'un effet chez l'algue marine (*Skeletonema costatum*) exposée à du 1,2,3,5-tétrachlorobenzène, la CE₅₀ de 96 heures est de 830 µg/L (pour la chlorophylle a) et de 700 µg/L (pour le nombre de cellules) [EPA des É.-U., 1980a].

Lors d'une exposition à du 1,2,3,4-tétrachlorobenzène à raison de 90 µg/L, les effets sur la reproduction ont été les manifestations les plus sensibles trouvées chez la puce d'eau (*Daphnia magna*); la concentration sans effet observé (CSEO) correspondante après 16 jours (pour les effets sur la reproduction et la croissance) était de 55 µg/L (DeWolf et coll., 1988).

La létalité a été la manifestation la plus sensible qu'on a identifiée après l'exposition aiguë de poissons à du 1,2,3,4-tétrachlorobenzène, la CL₅₀ de 96 heures étant de 365 µg/L chez le guppy (*Poecilia reticulata*) [van Hoogen et Opperhuizen, 1988]. Selon van Leeuwen et ses collaborateurs (1990), la CL₅₀ chronique de 28 jours chez le poisson zèbre (*Brachydanio rerio*) exposé au 1,2,3,4-tétrachlorobenzène était de 410 µg/L; la CSEO de 28 jours correspondante (pour inhibition de la croissance) était de 100 µg/L. Une CSEO de 33 jours de 250 µg/L a été signalée pour le tête-de-boule (Carlson et Kosian, 1987). Après l'exposition à du 1,2,4,5-tétrachlorobenzène de poissons tropicaux (*Jordanella floridae*) à un stade peu avancé, la concentration maximale admissible de tolérance (CMAT) de 28 jours était de 85 µg/L pour la croissance du frai et de 138 µg/L pour sa survie (Smith et coll., 1991).

3.0 Évaluation de la «toxicité» au sens de la LCPE

3.1 Alinéa 11a) – L'environnement

Il ne se produit pas de tétrachlorobenzènes au Canada, et il n'y a actuellement au pays aucune demande commerciale pour ces substances. D'après un nombre limité de données, les 2 principales sources de pénétration des tétrachlorobenzènes dans l'environnement canadien sont le déversement de fluides diélectriques et le transport à grande distance et les retombées. On a décelé des tétrachlorobenzènes dans des échantillons d'air, d'eaux de surface, de pluie, de sédiments et de biotes recueillis au Canada. Des processus de dégradation éliminent les tétrachlorobenzènes de l'air et des eaux de surface, mais ces substances peuvent persister en conditions anaérobiques dans les sols ou les sédiments enfouis.

Les seuils d'effets varient généralement peu pour l'exposition de divers organismes aux divers isomères du tétrachlorobenzène; comme leur mode d'action relatif aux effets toxiques est semblable (narcose), on peut considérer que l'exposition aux isomères en mélange a des effets additifs. On a donc évalué l'exposition du biote en additionnant les concentrations environnementales mentionnées pour chacun des 3 isomères du tétrachlorobenzène. Les seuils d'effet estimés sont basés sur les données relatives à l'isomère ayant la plus faible concentration minimale avec effet nocif observé.

La concentration la plus faible entraînant l'observation d'un effet sur les organismes d'eau douce lors d'une exposition chronique au 1,2,3,4-tétrachlorobenzène est de 90 µg/L chez la puce d'eau (*Daphnia magna*) [CE₅₀ de 16 jours pour la réduction de la reproduction]. La division de cette valeur par un facteur de 10 pour tenir compte des différences de sensibilité interspécifiques, extrapoler des résultats de laboratoire aux conditions de terrain et convertir la plus faible concentration ayant un effet chronique en une concentration sans effet chronique observé résulte en un seuil d'effet estimé de 9,0 µg/L. Au Canada, la concentration totale des 3 isomères du tétrachlorobenzène trouvée dans les eaux de surface (c'est-à-dire, 146 ng/L dans un échantillon prélevé en 1982 dans le lac Ontario près de l'embouchure de la rivière Niagara) est environ 62 fois plus faible que ce seuil. D'après des données plus récentes, la concentration de tétrachlorobenzènes dans les eaux de surface au Canada (concentration maximale de 1,2,3,4-tétrachlorobenzène de 1,08 ng/L décelée dans des échantillons d'eau prélevés dans la rivière Niagara en 1988 et en 1989) est à peu près 8 500 fois moins élevée que le seuil d'effet estimé. On ne s'attend donc pas que les organismes aquatiques soient exposés dans les eaux de surface canadiennes à des concentrations de tétrachlorobenzènes pouvant être délétères.

Les organismes benthiques sont exposés aux tétrachlorobenzènes dans les sédiments des Grands Lacs canadiens et des canaux qui les relient, ceux du fleuve Saint-Laurent, des lacs Hawk et Far dans les Territoires du Nord-Ouest et ceux d'Abercrombie Point et de Truro en Nouvelle-Écosse. On n'a cependant pas trouvé de données toxicologiques permettant d'estimer le seuil des effets pour ces biotes. Il n'est pas non plus possible, vu le manque de renseignements sur les concentrations ambiantes et leurs effets dans les sols, de décider si les concentrations de tétrachlorobenzènes présentes au Canada sont délétères pour les organismes qui vivent dans le sol.

Les effets nocifs potentiels pour la faune résultant d'une exposition aux tétrachlorobenzènes ont été évalués d'après le «pire scénario» en considérant l'exposition par plusieurs milieux du vison (*Mustela vison*), un mammifère terrestre qui se nourrit en partie de proies aquatiques. La dose journalière reçue par un vison vivant dans le voisinage de l'embouchure de la rivière Niagara, où les concentrations de tétrachlorobenzènes sont les plus élevées au Canada, a été estimée à 420 ng/kg pc/jour (tableau 2). La dose due à l'air et à l'eau est négligeable par rapport à celle fournie par les aliments. Faute de données relatives aux effets sur la faune, le seuil d'effet estimé chez le vison exposé au 1,2,4,5-tétrachlorobenzène a été calculé en fonction des résultats d'une étude de toxicité subchronique sur l'exposition de rats à cet isomère par voie orale (NTP 1991). Dans cette étude, la DSENO a été établie à 2,1 mg/kg pc/jour (une hypertrophie des cellules folliculaires de la thyroïde étant observée à une dose plus élevée). La division de cette valeur par un facteur de 10 (pour tenir compte des différences de sensibilité interspécifiques et extrapoler des résultats de laboratoire aux conditions de terrain) donne un seuil d'effet estimé de 210 ng/kg pc/jour. La dose journalière totale estimative de tétrachlorobenzènes reçue par le vison est à peu près 500 fois inférieure au seuil estimatif des effets. On ne s'attend donc pas que l'exposition des mammifères sauvages aux concentrations de tétrachlorobenzènes trouvées au Canada soit délétère.

Tableau 2
Estimation, selon le «pire scénario», de l'exposition journalière totale d'un
mammifère piscivore de la région de Niagara en Ontario

Voie d'exposition	Teneurs environnementales ^a	Consommation	
		quotidienne (par kg de pc) ^b	Dose journalière (ng/kg pc/jour)
Air	0,31 ng/m ³	0,55 m ³	0,17
Eaux de surface	1,08 ng/L	0,1 L	0,11
Biote (poissons)	2,71 ng/g	155 g	420
Total	–	–	420

- a) La teneur dans l'air est la teneur maximale mesurée en milieu rural (Walpole Island en Ontario) entre 1988 et 1989 (Environnement Canada, 1990); la teneur dans les eaux de surface est la concentration maximale de 1,2,3,4-tétrachlorobenzène (l'isomère le plus abondant) trouvée dans des échantillons d'eau prélevés à Niagara-on-the-Lake entre 1988 et 1989 (Data Interpretation Group River Monitoring Committee, 1990); la teneur dans les poissons est celle prévue en fonction du logarithme du facteur de bioaccumulation (3,4) chez le tête-de-boule, un poisson de niveau 3 dans la chaîne alimentaire et la teneur maximale de 1,2 3,4-tétrachlorobenzène trouvée dans les eaux de surface.
- b) Taux d'inhalation (Stahl, 1967); taux d'absorption avec les liquides d'après Calder et Braun (1983); et taux d'absorption avec les aliments (Nagy, 1987), dans l'hypothèse d'une alimentation constituée à 75% de poisson.

Bien que l'on ne pense pas, d'après les données disponibles, que les niveaux de tétrachlorobenzènes dans les eaux de surface soient susceptibles d'avoir des effets nocifs sur le biote aquatique ou la faune, on n'a pas trouvé de données adéquates permettant d'évaluer l'importance de l'exposition dans les sédiments et les sols. Par suite, les renseignements disponibles sont insuffisants pour déterminer si les tétrachlorobenzènes pénètrent dans l'environnement en quantités ou dans des conditions pouvant être nocives pour l'environnement.

3.2 Alinéa 11b) – L'environnement essentiel à la vie humaine

Bien qu'il existe dans la troposphère des tétrachlorobenzènes à l'état gazeux et qu'ils absorbent le rayonnement infrarouge entre 7 et 13 µm, leur faible taux de rejet et leur élimination assez rapide de l'atmosphère par photo-oxydation (demi-vie allant de 32 à 329 jours) et précipitation font en sorte que leur concentration dans l'atmosphère est faible (c'est-à-dire < 0,01 µg/m³). Les tétrachlorobenzènes ne devraient donc pas contribuer de façon significative au réchauffement planétaire ou à l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique.

Par conséquent, d'après les données disponibles, on a conclu que les tétrachlorobenzènes ne pénètrent pas dans l'environnement en quantités ou dans des conditions susceptibles de mettre en danger l'environnement essentiel à la vie humaine.

3.3 Alinéa 11c) – La vie ou la santé humaine

Les données répertoriées sur l'exposition de la population en général et les effets potentiels sur la santé ont été suffisantes pour permettre d'évaluer la toxicité de chacun des isomères du tétrachlorobenzène. Les facteurs d'incertitude inclus dans le calcul de la dose journalière admissible de chacun des isomères rendent l'estimation assez prudente pour tenir compte de la possibilité d'effets additifs. De plus, vu la limitation des données qu'on possède, il est probable qu'on ait surévalué l'exposition de la population en général à ces composés dans l'environnement canadien.

Exposition de la population

La limitation des renseignements dont on dispose sur les concentrations de chacun des isomères du tétrachlorobenzène présentes dans l'environnement fait en sorte que les estimations de l'exposition doivent être considérées comme très incertaines (tableaux 3 à 5). Par exemple, on n'a pas trouvé de données sur la concentration de chacun des isomères du tétrachlorobenzène dans l'air ambiant au Canada. Par conséquent, le calcul de la dose de chacun des isomères fournie par ce milieu a dû se faire en fonction des concentrations de tétrachlorobenzène total mesurées à Windsor et à Walpole Island (Environnement Canada, 1990); il est donc fort probable que la dose fournie par l'air ait été surévaluée. Vu l'absence de données pertinentes, on a aussi dû faire l'hypothèse que les concentrations de chaque isomère du tétrachlorobenzène dans l'air sont les mêmes à l'intérieur et à l'extérieur. En outre, les doses de chacun des isomères reçues avec les aliments ont été estimées à partir principalement des résultats d'une petite étude faite sur un nombre limité d'aliments composites au cours de laquelle ces substances n'ont pas été décelées (Davies, 1988). Comme les doses ayant cette origine ont été calculées en fonction des limites de détection, elles ont donc probablement été surévaluées. De plus, la dose de 1,2,4,5-tétrachlorobenzène reçue par les bébés nourris au lait maternel a été calculée d'après les résultats d'une étude canadienne qui n'a pas permis de déceler cet isomère (Mes, 1992) [calcul de l'exposition en fonction de la limite de détection], de sorte qu'elle a, elle aussi, probablement été surévaluée. La dose de 1,2,4,5-tétrachlorobenzène absorbée avec l'eau potable a aussi été calculée en fonction des résultats de l'étude d'un petit nombre d'échantillons prélevés dans 3 villes situées sur les rives du lac Ontario; comme cet isomère n'y a pas été décelé, il est probable que l'exposition par cette voie ait été surévaluée (calculée en fonction de la limite de détection).

Tableau 3
Estimation de la dose journalière (mg/kg) de 1,2,4,5-tétrachlorobenzène de sources diverses reçue par les Canadiens

Milieu	Dose estimée µg/kg pc/jour				
	0 à 6 mois ^a	7 mois-4 ans ^b	5 – 11 ans ^c	12-19 ans ^d	20-70 ans ^e
Air ambiant ^f	0,00004- 0,00006	0,00005- 0,00008	0,00006- 0,00009	0,00005- 0,00007	0,00005- 0,00007
Eau potable ^g	–	0,00001- 0,0002	0,000007- 0,0001	0,000005- 0,00007	0,000004- 0,00006
Lait maternel ^h	< 0,13	–	–	–	–
Aliments ⁱ	–	< 0,0003- < 0,0007	< 0,0002- < 0,0004	< 0,0001- < 0,0002	< 0,00007- < 0,0002
Dose totale ^j	< 0,13	< 0,0004- < 0,001	< 0,0003- < 0,0006	< 0,0002- < 0,0003	< 0,0001- < 0,0003

- a) Hypothèse: masse, 7 kg, volume inspiré, 2 m³ d'air et consommation de 750 mL de lait maternel (alimentation) par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- b) Hypothèse: masse, 13 kg, volume inspiré, 5 m³ d'air et consommation de 0,8 L d'eau par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- c) Hypothèse: masse, 27 kg, volume inspiré, 12 m³ d'air et consommation de 0,9 L d'eau par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- d) Hypothèse : masse, 57 kg, volume inspiré, 21 m³ d'air et consommation de 1,3 L d'eau par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- e) Hypothèse : masse, 70kg, volume inspiré, 23 m³ d'air et consommation de 1,5 L d'eau par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- f) Pour une plage de concentrations atmosphériques moyennes de tétrachlorobenzène total (0,00014-0,0002 µg/m³) mesurée à Walpole Island en Ontario et à Windsor en Ontario, et en supposant que les concentrations dans l'air soient les mêmes à l'extérieur et à l'intérieur (Direction de l'hygiène du milieu, 1992). Même si les concentrations de 1,2,4,5- et de 1,2,3,5-tétrachlorobenzène (réunies) dans l'air ambiant ont été mesurées à Hambourg, en Allemagne (Bruckmann et coll., 1988), les valeurs moyennes observées étaient, dans certains cas, de beaucoup supérieures à celles mesurées au Canada pour le tétrachlorobenzène total, et n'étaient donc pas jugées pertinentes pour la présente estimation de l'exposition.
- g) Pour une plage de concentrations de 1,2,4,5-tétrachlorobenzène dans l'eau potable au Canada allant de 0,0002 µg/L (valeur moyenne d'après Oliver et Nicol, 1982) à 0,003 µg/L (détection dans un échantillon selon Environnement Canada, 1989a, 1989b, 1989c, 1989d).
- h) D'après la valeur maximale de la plage du seuil de détection minimal (1,2 µg/kg) des tétrachlorobenzènes dans le lait maternel au Canada (le 1,2,4,5-tétrachlorobenzène n'a pas été décelé) [Mes, 1992] et en supposant que la masse volumique du lait maternel soit de 1,0 g/mL.
- i) Dose journalière estimée due aux aliments en fonction des teneurs présentes dans le lait, les oeufs et la viande, le poisson, les légumes-feuilles et les légumes-racines, et les fruits (Davies, 1988; Oliver et Nicol, 1982) et les quantités de ces aliments ingérés par chacun des groupes d'âge (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- j) Les données existantes ne permettaient pas l'estimation de la dose provenant du sol.

Tableau 4
Estimation de la dose journalière (mg/kg) de 1,2,3,5-tétrachlorobenzène de sources diverses reçue par les Canadiens

Milieu	Dose estimée µg/kg pc/jour				
	0 à 6 mois ^a	7 mois-4 ans ^b	5 – 11 ans ^c	12-19 ans ^d	20-70 ans ^e
Air ambiant ^f	0,00004- 0,00006	0,00005- 0,00008	0,00006- 0,00009	0,00005- 0,00007	0,00005- 0,00007
Eau potable ^g	–	< 0,000003	< 0,000002	< 0,000001	< 0,000001
Lait maternel ^h	0,03	–	–	–	–
Aliments ⁱ	–	< 0,0003- < 0,0004	< 0,0002	< 0,0001	< 0,00007- < 0,00009
Dose totale ^j	0,03	< 0,0004- < 0,0005	< 0,0003	< 0,0002	< 0,0001- < 0,0002

- a) Hypothèse masse, 7 kg, volume inspiré, 2 m³ d'air et consommation de 750 mL de lait maternel (alimentation) par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- b) Hypothèse masse, 13 kg, volume inspiré, 5 m³ d'air et consommation de 0,8 L d'eau par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- c) Hypothèse : masse, 27 kg, volume inspiré, 12 m³ d'air et consommation de 0,9 L d'eau par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- d) Hypothèse : masse, 57kg, volume inspiré, 21 m³ d'air et consommation de 1,3 L d'eau par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- e) Hypothèse : masse, 70kg, volume inspiré, 23 m³ d'air et consommation de 1,5 L d'eau par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- f) Pour une plage de concentrations atmosphériques moyennes de tétrachlorobenzène total (0,00014-0,0002 µg/m³) mesurée à Walpole Island en Ontario et à Windsor en Ontario, et en supposant que les concentrations dans l'air soient les mêmes à l'extérieur et à l'intérieur (Direction de l'hygiène du milieu, 1992). Même si les concentrations de 1,2,4,5-et de 1,2,3,5-tétrachlorobenzène (réunies) dans l'air ambiant ont été mesurées à Hambourg, en Allemagne (Bruckmann et coll., 1988), les valeurs moyennes observées étaient, dans certains cas, de beaucoup supérieures à celles mesurées au Canada pour le tétrachlorobenzène total, et n'étaient donc pas jugées pertinentes pour la présente estimation de l'exposition.
- g) Pour une concentration de 1,2,3,5-tétrachlorobenzène dans l'eau potable au Canada de 0,00005 µg/L (limite de détection mentionnée dans Oliver et Nicol, 1982). On a aussi décelé du 1,2,3,5-tétrachlorobenzène dans un grand nombre d'échantillons lors d'une étude récente réalisée dans les provinces maritimes (Environnement Canada, 1989a, 1989b, 1989c, 1989d), mais la limite de détection (0,002 µg/L) était considérablement plus élevée que celle mentionnée dans Oliver et Nicol (1982).
- h) D'après la concentration moyenne (0,3 µg/kg) de 1,2,3,5-tétrachlorobenzène trouvée dans le lait maternel au Canada (Mes, 1992) et en supposant que la masse volumique du lait maternel soit de 1,0 g/mL.
- i) Dose journalière estimée due aux aliments en fonction des teneurs présentes dans le lait, les oeufs et la viande, le poisson, les légumes-feuilles et les légumes-racines, et les fruits (Davies, 1988; Oliver et Nicol, 1982) et les quantités de ces aliments ingérés par chacun des groupes d'âge (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- j) Les données existantes ne permettaient pas l'estimation de la dose provenant du sol.

Tableau 5
Estimation de la dose journalière (mg/kg) de 1,2,3,4-tétrachlorobenzène de sources diverses reçue par les Canadiens

Milieu	Dose estimée µg/kg pc/jour				
	0 à 6 mois ^a	7 mois-4 ans ^b	5 – 11 ans ^c	12-19 ans ^d	20-70 ans ^e
Air ambiant ^f	0,00004- 0,00006	0,00005- 0,00008	0,00006- 0,00009	0,00005- 0,00007	0,00005- 0,00007
Eau potable ^g	–	< 0,00002	< 0,00001	< 0,000007	< 0,000006
Lait maternel ^h	0,02	–	–	–	–
Aliments ⁱ	–	< 0,0003- < 0,001	< 0,0002- < 0,0007	< 0,0001- < 0,0003	< 0,00007- < 0,0003
Dose totale ^j	0,02	< 0,0004- < 0,001	< 0,0003- < 0,0008	< 0,0002- < 0,0004	< 0,0001- < 0,0004

- a) Hypothèse: masse, 7 kg, volume inspiré, 2 m³ d'air et consommation de 750 mL de lait maternel (alimentation) par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992)..
- b) Hypothèse: masse, 13 kg, volume inspiré, 5 m³ d'air et consommation de 0,8 L d'eau par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- c) Hypothèse : masse, 27 kg, volume inspiré, 12 m³ d'air et consommation de 0,9 L d'eau par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- d) Hypothèse: masse, 57 kg, volume inspiré, 21 m³ d'air et consommation de 1,3 L d'eau par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- e) Hypothèse: masse, 70 kg, volume inspiré, 23 m³ d'air et consommation de 1,5 L d'eau par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- f) Pour une plage de concentrations atmosphériques moyennes de tétrachlorobenzène total (0,00014-0,0002 µg/m³) mesurée à Walpole Island en Ontario et à Windsor en Ontario, et en supposant que les concentrations dans l'air soient les mêmes à l'extérieur et à l'intérieur (Direction de l'hygiène du milieu, 1992). Même si les concentrations de 1,2,3,4-tétrachlorobenzène ont été mesurées à Hambourg, en Allemagne (Bruckmann et coll., 1988), les valeurs moyennes observées étaient, dans certains cas, de beaucoup supérieures à celles mesurées au Canada pour le tétrachlorobenzène total, et n'étaient donc pas jugées pertinentes pour la présente estimation de l'exposition.
- g) Pour une concentration de 1,2,3,4-tétrachlorobenzène dans l'eau potable au Canada de 0,0003 µg/L (valeur moyenne mentionnée dans Oliver et Nicol, 1982). Aucun 1,2,3,4-tétrachlorobenzène n'a été décelé dans un grand nombre d'échantillons lors d'une étude récente réalisée dans les provinces maritimes (Environnement Canada, 1989a, 1989b, 1989c, 1989d), mais la limite de détection (0,002 µg/L) était considérablement élevée en comparaison de celle mentionnée dans Oliver et Nicol (1982).
- h) D'après la concentration moyenne (0,2 µg/kg) de 1,2,3,4-tétrachlorobenzène trouvée dans le lait maternel au Canada (Mes, 1992) et en supposant que la masse volumique du lait maternel soit de 1,0 g/mL.
- i) Dose journalière estimée due aux aliments en fonction des teneurs présentes dans le lait, les oeufs et la viande, le poisson, les légumes-feuilles et les légumes-racines, et les fruits (Davies, 1988; Oliver et Nicol, 1982) et les quantités de ces aliments ingérés par chacun des groupes d'âge (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- j) Les données existantes ne permettaient pas l'estimation de la dose provenant du sol.

D'après les renseignements limités qu'on possède, il est cependant probable que la population canadienne en général soit exposée aux tétrachlorobenzènes surtout par l'alimentation (bébés nourris au sein). La dose journalière totale de chacun des isomères du tétrachlorobenzène est estimée comme suit pour divers groupes d'âge (plus de 6 mois) de la population: 1,2,4,5-tétrachlorobenzène: de $< 0,0001$ à $< 0,001$ $\mu\text{g}/\text{kg}$ pc/jour; 1,2,3,5-tétrachlorobenzène : de $< 0,0001$ à $< 0,0005$ $\mu\text{g}/\text{kg}$ pc/jour; 1,2,3,4-tétrachlorobenzène: de $< 0,0001$ à $< 0,001$ $\mu\text{g}/\text{kg}$ pc/jour. Voici, en fonction de la concentration trouvée dans le lait maternel, la dose reçue par les bébés nourris au sein (âgés de 0 à 6 mois): 1,2,4,5-tétrachlorobenzène: $< 0,13$ $\mu\text{g}/\text{kg}$ pc/jour; 1,2,3,5-tétrachlorobenzène: $0,03$ $\mu\text{g}/\text{kg}$ pc/jour; 1,2,3,4-tétrachlorobenzène : $0,02$ $\mu\text{g}/\text{kg}$ pc/jour.

Effets

Les données dont on dispose sur la toxicité des tétrachlorobenzènes sont limitées. Les études épidémiologiques des populations exposées sont limitées et aucune étude pertinente portant sur la toxicité chronique ou la cancérogénicité chez les animaux de laboratoire n'a été répertoriée. Aucun des tétrachlorobenzènes (mélanges et isomères 1,2,4,5- et 1,2,3,5-) ne s'est montré génotoxique lors d'études *in vitro* sur une plage très limitée de manifestations, bien que des effets clastogènes, qui se sont manifestés lors d'une seule étude épidémiologique chez des personnes exposées par leur travail, aient été liés à l'exposition au 1,2,4,5-tétrachlorobenzène (Kiraly et coll., 1979). Les 3 isomères du tétrachlorobenzène (1,2,4,5-, 1,2,3,5- et 1,2,3,4-) ont donc été classés dans le groupe V (données insuffisantes pour permettre l'évaluation) du schéma de classification relative à la cancérogénicité mis au point pour l'élaboration des «Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada» (Direction de l'hygiène du milieu, 1989).

Mise à part une étude chronique inadéquate sur les effets du 1,2,4,5-tétrachlorobenzène chez le chien (Braun et coll., 1978), les études à terme le plus long réalisées sur les effets des tétrachlorobenzènes sont des recherches subchroniques. On a répertorié des études subchroniques sur l'administration de chacun des 3 isomères du tétrachlorobenzène par la voie principale d'exposition de la population en général (c'est-à-dire la voie orale).

1,2,4,5-tétrachlorobenzène

Dans le cas du 1,2,4,5-tétrachlorobenzène, la dose la plus faible à laquelle des effets liés au composé avaient été observés était la même lors des 2 épreuves biologiques subchroniques répertoriées où le composé (mélangé à de l'huile de maïs et ajouté aux aliments) était administré par voie orale. Lors de l'épreuve biologique du NTP, une DSENO de $2,1$ mg/kg pc/jour a été trouvée chez le rat F344 mâle et femelle, une hypertrophie des cellules folliculaires de la thyroïde étant observée aux doses plus

fortes (NTP, 1991). Lors de l'étude effectuée par Chu et ses collaborateurs (1984a), les DSENO étaient respectivement de 3,4 et de 4,1 mg/kg pc/jour chez le rat mâle et femelle Sprague-Dawley, une altération des paramètres hématologiques et une augmentation importante de l'incidence des lésions histopathologiques du foie survenant à la dose immédiatement supérieure. (En outre, les lésions hépatiques et rénales étaient plus graves à la dose la plus forte.) Le choix de la valeur la plus faible permet de calculer comme suit une dose journalière admissible (DJA) prudente (vu la rareté des données disponibles):

$$\begin{aligned} \text{DJA} &= \frac{2,1 \text{ mg/kg pc/jour}}{10\ 000} \\ &= 0,00021 \text{ mg/kg pc/jour (0,21 } \mu\text{g/kg pc/jour)} \end{aligned}$$

où:

- 2,1 mg/kg pc/jour représente la valeur la plus faible de DSENO ou de dose minimale avec effet nocif observé (DMENO) trouvée lors des études subchroniques adéquates réalisées jusqu'ici (lors de l'épreuve biologique subchronique du NTP [1991] chez le rat F344, DSEO pour le mâle et DSENO pour la femelle).
- 10 000 représente le facteur d'incertitude (x 10 pour la variation intraspécifique; x 10 pour la variation interspécifique; x 10 pour une étude non chronique; x 10 pour la limitation des données, entre autres l'absence de données adéquates sur la cancérogénicité, la toxicité chronique et les effets sur la reproduction).

Lors d'études sur le développement au cours desquelles du 1,2,4,5-tétrachlorobenzène était administré par gavage, ce composé n'avait pas causé d'effets nocifs à des concentrations inférieures à celles qui ont servi à calculer la DJA mentionnée ci-dessus (Kitchin et Ebron, 1983b; Kacew et coll., 1984).

La dose journalière totale de 1,2,4,5-tétrachlorobenzène reçue par divers groupes d'âge de la population canadienne varierait, d'après des estimations, de < 0,0001 à < 0,13 µg/kg pc/jour. Il faudrait cependant noter que ces estimations des doses reçues sont très incertaines et, fort probablement, supérieures aux valeurs réelles, vu l'emploi de données recueillies sur les concentrations de tétrachlorobenzènes présentes dans l'air ambiant au Canada (Environnement Canada, 1990), l'absence de données sur les concentrations de tétrachlorobenzènes dans l'air intérieur, le fait que les estimations des doses fournies par les aliments font intervenir des limites de détection, car elles sont principalement basées sur la non détection d'isomères individuels dans un groupe restreint d'aliments composites en Ontario (Davies, 1988), et la confiance aux résultats d'une étude canadienne sur le lait maternel qui n'a pas permis de déceler l'isomère 1,2,4,5- (Mes, 1992).

Les doses journalières moyennes estimatives (qui sont cependant basées sur des données limitées) sont, pour divers groupes d'âge de la population canadienne, de 1,6 à > 2 100 fois inférieures à la DJA calculée ci-dessus, car le facteur d'incertitude utilisé (10 000) donne une estimation très prudente. Il faudrait cependant aussi noter que° – sauf dans le cas des bébés nourris au sein qui en recevaient des doses élevées pendant une courte période de leur vie (doses qui sont d'ailleurs probablement surévaluées, car leur calcul faisait intervenir la limite de détection du 1,2,4,5-tétrachlorobenzène, cet isomère n'ayant pas été décelé lors d'une étude canadienne sur les teneurs du lait maternel en tétrachlorobenzènes) les doses journalières moyennes calculées (qui sont probablement elles aussi surévaluées vu les limites des données) vont de 210 à > 2 100 fois inférieures à la DJA.

D'après les données actuellement disponibles, on a conclu que le 1,2,4,5-tétrachlorobenzène ne pénètre pas dans l'environnement en quantités ou dans des conditions susceptibles de constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine.

1,2,3,5-tétrachlorobenzène

Dans le cas du 1,2,3,5-tétrachlorobenzène, la dose la plus faible à laquelle des effets liés au composé ont été observés, lors de la seule épreuve biologique subchronique répertoriée où le composé (mêlé à de l'huile de maïs et ajouté aux aliments) était administré par voie orale à des rats Sprague-Dawley, était d'environ 41 mg/kg pc/jour; à cette dose, on observait une augmentation importante de l'incidence des lésions histopathologiques du foie chez la femelle (Chu et coll., 1984a). (En outre, les lésions hépatiques étaient plus graves à cette dose.) La DSENO observée lors de cette étude chez la femelle permet de calculer comme suit une DJA prudente (vu la rareté des données disponibles):

$$\begin{aligned} \text{DJA} &= \frac{4,1 \text{ mg/kg pc/jour}}{10\,000} \\ &= 0,00041 \text{ mg/kg pc/jour (0,41 } \mu\text{g/kg pc/jour)} \end{aligned}$$

où:

- 4,1 mg/kg pc/jour représente la DSENO trouvée lors de la seule étude subchronique réalisée jusqu'ici chez le rat femelle (Chu et coll., 1984a).
- 10 000 représente le facteur d'incertitude (x 10 pour la variation intraspécifique; x 10 pour la variation interspécifique; x 10 pour une étude non chronique; x 10 pour les limites des données, entre autres l'absence de données adéquates sur la cancérogénicité, la toxicité chronique et les effets sur la reproduction).

Lors d'études sur le développement au cours desquelles du 1,2,3,5-tétrachlorobenzène était administré par gavage, ce composé n'avait pas causé d'effets nocifs à des concentrations inférieures à celles qui ont servi à calculer la DJA mentionnée ci-dessus (Kacew et coll., 1984).

La dose journalière totale de 1,2,3,5-tétrachlorobenzène reçue par divers groupes d'âge de la population canadienne varierait, d'après des estimations, de < 0,0001 à 0,03 µg/kg pc/jour. Il faudrait cependant noter que ces estimations des doses reçues sont très incertaines et, fort probablement, supérieures aux valeurs réelles, vu l'emploi de données recueillies sur les concentrations de tétrachlorobenzène total présentes dans l'air ambiant au Canada (Environnement Canada, 1990), l'absence de données sur les concentrations de tétrachlorobenzènes dans l'air intérieur, le fait que les estimations des doses fournies par les aliments et l'eau font intervenir des limites de détection, car elles sont principalement basées sur la non détection de l'isomère 1,2,3,5- dans un groupe restreint d'aliments composites en Ontario, dans le premier cas (Davies, 1988) et dans un petit nombre d'échantillons prélevés à 3 villes situées sur le lac Ontario, dans le deuxième cas (Oliver et Nicol, 1982).

Les doses journalières moyennes estimatives (qui sont cependant basées sur des données limitées) sont, pour divers groupes d'âge de la population canadienne, de 13,7 à > 4 100 fois moins que la DJA calculée ci-dessus, car le facteur d'incertitude utilisé (10 000) donne une estimation très prudente. Il faudrait cependant aussi noter que – sauf dans le cas des bébés nourris au sein qui en recevaient des doses élevées pendant une courte période de leur vie – les doses journalières moyennes calculées (qui sont probablement surévaluées vu la limitation des données) sont de 820 à > 4 100 fois moins que la DJA.

D'après les données actuellement disponibles, on a conclu que le 1,2,3,5-tétrachlorobenzène ne pénètre pas dans l'environnement en quantités ou dans des conditions susceptibles de constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine.

1,2,3,4-tétrachlorobenzène

Dans le cas du 1,2,3,4-tétrachlorobenzène, aucun effet important lié au composé n'a été observé à quelque dose que ce soit lors de la seule épreuve biologique subchronique où le composé (mélangé à de l'huile de maïs et ajouté aux aliments) était administré par voie orale à des rats Sprague-Dawley (c'est-à-dire, DSENO de 34 mg/kg pc/jour chez le mâle et de 41 mg/kg pc/jour chez la femelle) [Chu et coll., 1984a]. En choisissant la plus basse de ces valeurs, il est possible de calculer comme suit une DJA prudente (vu la rareté des données disponibles):

$$\text{DJA} = \frac{34 \text{ mg/kg pc/jour}}{10\,000}$$

$$= 0,0034 \text{ mg/kg pc/jour (3,4 } \mu\text{g/kg pc/jour)}$$

où:

- 34 mg/kg pc/jour représente la valeur la plus faible de la DSENO ou de la DMENO trouvée lors de la seule étude subchronique réalisée jusqu'ici (DSENO, chez le rat mâle lors de l'étude réalisée par Chu et ses collaborateurs [1984a]).
- 10 000 représente le facteur d'incertitude (x 10 pour la variation intraspécifique; x 10 pour la variation interspécifique; x 10 pour une étude non chronique; x 10 pour la limitation des données, entre autres l'absence de données adéquates sur la cancérogénicité, la toxicité chronique et les effets sur la reproduction).

Lors d'études sur le développement au cours desquelles du 1,2,3,4-tétrachlorobenzène était administré par gavage, ce composé n'avait pas causé d'effets nocifs à des concentrations inférieures à celles qui ont servi à calculer la DJA mentionnée ci-dessus (Kitchin et Ebron, 1983a; Kacew et coll., 1984).

La dose journalière totale de 1,2,3,4-tétrachlorobenzène reçue par divers groupes d'âge de la population canadienne varierait, d'après des estimations, de < 0,0001 à 0,02 µg/kg pc/jour. Il faudrait cependant noter que ces estimations des doses reçues sont très incertaines et, fort probablement, supérieures aux valeurs réelles, vu l'emploi de données recueillies sur les concentrations de tétrachlorobenzène total présentes dans l'air ambiant au Canada (Environnement Canada, 1990), l'absence de données sur les concentrations de tétrachlorobenzènes dans l'air intérieur, le fait que les estimations des doses fournies par les aliments font intervenir des limites de détection, car ces estimations sont principalement basées sur la non-détection des isomères individuels lors d'une étude restreinte menée en Ontario sur des aliments composites (Davies, 1988).

Les doses journalières moyennes estimatives (qui devraient être surévaluées, vu la limitation des données qu'on possède) sont de 170 à > 34 000 fois moins que la DJA calculée ci-dessus, car le facteur d'incertitude utilisé (10 000) donne une estimation très prudente.

D'après les données actuellement disponibles, on a conclu que le 1,2,3,4-tétrachlorobenzène ne pénètre pas dans l'environnement en quantités ou dans des conditions susceptibles de constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine.

3.4 Conclusion

D'après les données disponibles, on a conclu que les renseignements étaient insuffisants pour déterminer si les tétrachlorobenzènes pénètrent dans l'environnement en quantités ou dans des conditions pouvant être nocives pour l'environnement. On a toutefois conclu que les tétrachlorobenzènes ne pénètrent pas dans l'environnement en quantités ou dans des conditions susceptibles de mettre en danger l'environnement essentiel à la vie humaine. On a conclu qu'aucun des isomères du tétrachlorobenzène ne pénètre dans l'environnement en quantités ou dans des conditions susceptibles de constituer un danger pour la vie ou la santé humaine.

4.0 Recommandations

Afin de permettre l'évaluation des effets environnementaux des tétrachlorobenzènes, on recommande l'acquisition des données additionnelles suivantes en grande priorité:

- i) concentrations de tétrachlorobenzènes présentes dans les sols et les sédiments, en particulier près des sources ponctuelles;
- ii) toxicité (chronique et aiguë) chez des organismes benthiques représentatifs de ceux qu'on trouve dans l'environnement canadien, de façon à montrer les effets des tétrachlorobenzènes en présence de sédiments.

En outre, afin de permettre une évaluation plus complète de l'exposition de la population du Canada en général aux tétrachlorobenzènes, il est souhaitable que d'autres données de contrôle soient produites, en particulier sur l'air intérieur (tous les isomères), l'air ambiant (isomères individuels), et les aliments (tous les isomères). Il est aussi nécessaire de procéder à des recherches sur la toxicité chronique, la cancérogénicité et les effets sur la reproduction de tous les tétrachlorobenzènes chez des animaux de laboratoire exposés par ingestion, de façon à permettre une évaluation plus complète de leur toxicité. La priorité de ces recherches est jugée moyenne.

5.0 Bibliographie

Abernathy, S.G., A.M. Bobra, W Shiu, P. Wells et D. Mackay. «Acute lethal toxicity of hydrocarbons and chlorinated hydrocarbons to two planktonic crustaceans: the key role of organism-water partitioning», *Aquat. Toxicol.*, n° 8, 1986, p. 163-174.

Atkinson, R. «A Structure-Activity Relationship for the Estimation of Rate Constants for the Gas-Phase Reactions of OH Radicals with Organic Compounds», 1987, *Int. J. Chem. Kin.*, n° 19, p. 799-828.

Atlas, E.L. et S. Schauffler. *Concentration and Variation of Trace Organic Compounds in the North Pacific Atmosphere*, dans D.A. Kurtz, éd., Long Range Transport of Pesticides, Lewis Publishers, Inc., 1990, p. 161-183.

Belfroid, A., A. van Wezel, M. Sikkenk, M. van Gestel, W. Seinen et J. Hermens. «The toxicokinetic behaviour of chlorobenzenes in earthworms (*Eisenia andrei*): Experiments in water», *Ecotoxicol. Environ. Safety*, n° 25, 1993, p. 15-165.

Biberhofer, J. et R.J.J. Stevens. «Les contaminants organochlorés dans les eaux du lac Ontario», Environment Canada-Scientific Series No. 159-WQB, Burlington (Ontario), 1987.

Bishop, C.A., D.V. Wesloh, N.M. Burgess, J. Struger, R.J. Norstrom, R. Turle et K.A. Logan. «An atlas of contaminants in eggs of fish-eating colonial birds of the Great Lakes (197-1988)», vol. II, Technical Report Series No. 153, Service canadien de la faune, Région de l'Ontario, 1992.

Bobra, A., W.Y Shiu et D. Mackay. «Quantitative structure-activity relationships for the acute toxicity of chlorobenzenes to *Daphnia magna*», *Environ. Toxicol. Chem.*, n° 4, 1985, p. 297-305.

Bosma, T.N.P., J.R. van der Meer, G. Schraa, M.E. Tros et A.J.B. Zehnder. «Reductive dechlorination of all trichloro- and dichlorobenzene isomers», *FEMS Microbiol. Ecol.*, n° 53, 1988, p. 223-229.

Braun, W.H., L.Y Sung, D.G. Keyes et R.J. Kociba. «Pharmacokinetic and toxicological evaluation of dogs fed 1,2,4,5-tetrachlorobenzene in the diet for two years», *J. Environ. Pathol. Toxicol.*, n° 2, 1978, p. 225-233.

Brien, E.D. Communication personnelle, Environnement Canada, Hull (Québec), 1992.

Brooks, G.W. et G.I. Hunt. «Source assessment for hexachlorobenzene», Radian Corporation, préparé pour Research Triangle Park, Environmental Protection Agency des États-Unis, Caroline du Nord, EPA n° 68-02-3818, 1984.

Bruckmann, P., W. Kersten, W. Funcke, E. Balfanz, J. König, J. Theisen, M. Ball et O. Papke. «The occurrence of chlorinated and other organic trace compounds in urban air», *Chemosphere*, n° 17, 1988, p. 2363-2380.

Calder, W.A. et E.J. Braun. «Scaling of osmotic regulation in mammals and birds», *Am. J. Physiol.*, n° 244, 1983, R601-R606.

Camford Information Services. *Chlorobenzene CPI Product Profile*, Camford Information Services Inc., Don Mills (Ontario), 1991, 4p.

Carey, J.H. et M.E. Fox. «Distribution of Chlorinated Benzenes in the Niagara River Plume», Environnement Canada - NWRI-87-86, 1987.

Carlson, A.R. et P.A. Kosian. «Toxicity of chlorinated benzenes to fathead minnows (*Pimephales promelas*)», *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, n° 16, 1987, p. 129-135.

Chan, C.H. et J. Kohli. «Surveys of trace contaminants in the St. Clair River, 1985», Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures et des terres, Région de l'Ontario, Direction de la qualité des eaux, Burlington (Ontario), *Tech. Bull.*, n° 158, 1987, 10 p.

Charlton, M.N. «Downflux of sediment, organic matter and phosphorus in the Niagara River area of Lake Ontario», *J. Great Lakes Res.*, n° 9, 1983, p. 201-211.

Chu, I., D.C. Villeneuve, V. Secours et V.E. Valu. «Comparative toxicity of 1,2,3,4-, 1,2,4,5- and 1,2,3,5-tetrachlorobenzene in the rat: results of acute and subacute studies», *J. Toxicol. Environ. Health*, n° 11, 1983, p. 663-667.

Chu, I., D.C. Villeneuve, A. Viau, C.R. Barnes, E.M. Benoit et Y.H. Qin. «Metabolism of 1,2,3,4-, 1,2,3,5- and 1,2,4,5-tetrachlorobenzene in the rat», *J. Toxicol. Environ. Health*, n° 13, 1984b, p. 777-786.

Chu, I., D.C. Villeneuve, V.E. Valu et V.E. Secours. «Toxicity of 1,2,3,4-, 1,2,3,5 and 1,2,4,5-tetrachlorobenzene in the rat: results of a 90-day feeding study», *Drug Chem. Toxicol.*, n°7, 1984a, p. 113-127.

CNRC (Conseil national de recherches du Canada). «A Case Study of a Spill of Industrial Chemicals-Polychlorinated Biphenyls and Chlorinated Benzenes», Conseil national de recherches du Canada, Secrétariat à l'environnement, Ottawa, n° NRCC 17586, 1980.

CPI (Corpus Profile Information). «Carbon tetrachloride (tetrachloromethane)», CPI Product Profiles, 1990a, Don Mills (Ontario).

CPI (Corpus Profile Information). «Trichloroethylene (trichlor)», CPI Product Profiles, 1990b, Don Mills (Ontario).

CPI (Corpus Profile Information). «Perchloroethylene (tetrachloroethylene)», CPI Product Profiles, 1990c, Don Mills (Ontario).

Data Interpretation Group River Monitoring Committee. «Joint Evaluation of Upstream/Downstream Niagara River Monitoring Data 1986-87», 1988.

Data Interpretation Group River Monitoring Committee. «Joint Evaluation of Upstream/Downstream Niagara River Monitoring Data 1988-89», 1990.

Davies, D. et J. Mes. «Comparison of the residue levels of some organochlorine compounds in breast milk of the general and indigenous Canadian populations», *Bull. Environ. Contamin. Toxicol.*, n° 39, 1987, p. 743-749.

Davies, K. «Concentrations and dietary intake of selected organochlorines, including PCB's, PCDD's and PCDF's in fresh food composites grown in Ontario, Canada», *Chemosphere*, n° 17, 1988, p. 263-276.

De Wolf, W, J.H. Canton, J.W. Deneer, R.C.C. Wegman et J.L.M. Hermens. «Quantitative structure-activity relationships and mixture-toxicity studies of alcohols and chlorohydrocarbons: reproducibility of effects on growth and reproduction of *Daphnia magna*», *Aquat. Toxicol.*, n° 12, 1988, p. 39-49.

Dibbs, H.P. «The VESTA Test Program: Data Review and Assessment», Environnement Canada, Division de la technologie du BPC, 1991, 40p. (inédit).

Direction de l'hygiène du milieu. *Derivation of maximum acceptable concentrations and aesthetic objectives for chemicals in drinking water. Guidelines for Canadian Drinking Water Quality—Supporting Documentation*, Bureau des dangers des produits chimiques, Santé et Bien-être social Canada, 1989.

Direction de l'hygiène du milieu. *Draft internal report on recommended approach and reference values for exposure assessments for CEPA Priority Substances (September 18, 1991)*, Bureau des dangers des produits chimiques, Santé et Bien-être social Canada, 1992 (inédit).

Durham, R.W. et B.G. Oliver. «History of Lake Ontario contamination from the Niagara River by sediment radiodating and chlorinated hydrocarbons analysis», *J. Great Lakes Res.*, n° 9, 1983, p. 160-168.

Environnement Canada. «Atlantic Region Federal-Provincial toxic chemical survey of municipal drinking water sources. Data Summary Report. Province of New Brunswick», 1985-1988, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, IWD-AR-WQB-89-155, 1989d.

Environnement Canada. «Atlantic Region Federal-Provincial toxic chemical survey of municipal drinking water sources. Data Summary Report. Province of Newfoundland», 1985-1988, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, IWD-AR-WQB-89-157, 1989b.

Environnement Canada. «Atlantic Region Federal-Provincial toxic chemical survey of municipal drinking water sources. Data Summary Report. Province of Nova Scotia», 1985-1988, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, IWD-AR-WQB-89-154, 1989c.

Environnement Canada. «Atlantic Region Federal-Provincial toxic chemical survey of municipal drinking water sources. Data Summary Report. Province of Prince Edward Island», 1985-1988, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, IWD-AR-WQB-89-156, 1989a.

Environnement Canada. «Detroit incinerator monitoring program. Data Report No. 4 (Appendices B to G), Windsor and Walpole Island air sampling sites», Environnement Canada, Conservation et Protection, Centre de technologie environnementale de River Road, Ottawa, PMD-90-8, 1990.

Environnement Canada. Direction des produits chimiques commerciaux, Ottawa (Ontario), 1984 (inédit).

Environnement Canada. Direction des produits chimiques commerciaux, Ottawa (Ontario), 1992a (inédit).

Environnement Canada. *National guidelines for hazardous waste incineration facilities*, vol. 11, pièces à l'appui, Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa (Ontario), 1991c.

Environnement Canada. *National Inventory of PCB in Use and PCB Wastes in Storage in Canada—December 1991*, préparé pour le Conseil canadien des ministres de l'environnement par le Bureau de la gestion des déchets, Conservation et protection, Environnement Canada, 1991a, 40 p.

Environnement Canada. *Report on an Environmental Survey for Chlorobenzenes at Four Coastal Sites in Nova Scotia*, 1979 (inédit).

Environnement Canada. Service canadien de la faune, Ottawa (Ontario), 1992b (inédit).

Environnement Canada. *Update and Summary Report-Measurement Program for Toxic Contaminants in Canadian Urban Air*, Centre de technologie environnementale de River Road, mars 1991-PMD-91-2, 1991b.

- Environmental Protection Agency des États-Unis. *Ambient water quality criteria for chlorinated benzenes*, Office of Water Regulations and Standards, Environmental Protection Agency des États-Unis (EPA-440/5-80-028), 1980a.
- Environmental Protection Agency des États-Unis. *Materials Balance for Chlorobenzenes. Level 1 -Preliminary*, Environmental Protection Agency des États-Unis (EPA-560/ 13-80-001), 1980b.
- Fox, M.E. et J.H. Carey. *Dynamics of Plume Dispersion of 1,2,3,4-Tetrachlorobenzene from the Niagara River into Lake Ontario*, Environnement Canada, Burlington (Ontario), NWRI-CCIW, NWRI-89-52, 1989.
- Fox, M.E. et J.H. Carey. *Transport of Selected Organochlorine contaminants in the Niagara River Plume*, Environnement Canada, Burlington (Ontario), NWRI-CCIW, NWRI-86-40, 1986.
- Fox, M.E., J.H. Carey et B.G. Oliver. «Compartmental distribution of organochlorine contaminants in the Niagara River and the Western Basin of Lake Ontario», *J. Great Lakes Res.*, n° 9, 1983, p. 287-294.
- Gazette du Canada. Règlement n°1 sur les biphényles chlorés – Modification*, *Gazette du Canada*, Partie II, vol. 114, n° 13, 1980 (DORS/80-461, juin 1980).
- Gunderson, E. *FDA Total dietary study, April 1982-April 1986. Dietary intakes of pesticides, selected elements and other chemicals*, Association of Official Analytical Chemists, Arlington, Virginie, 1987.
- Holliday, M.G. et F.R. Engelhardt. *Chlorinated benzenes. A criteria review*, préparé pour la Division de la surveillance et des critères, Bureau des dangers des produits chimiques, Santé et Bien-être social Canada, Ottawa, 1984a.
- Holliday, M.G., et F.R. Engelhardt et I. Maclachlan. *Chlorobenzenes: an environmental health perspective*, préparé pour Santé et Bien-être social Canada, Ottawa, 1984b.
- Howard, PH., R.S. Boethling, W.E Jarvis, W.M. Meylan et E.M. Michalenko. *Handbook of Environmental Degradation Rates*, Lewis Publishers, Inc., Chelsea, Michigan, 1991.
- ICI. Communication personnelle, 1993.
- Jacoff, ES., R. Scarberry et D. Rosa. *Source assessment of hexachlorobenzene from the organic chemical manufacturing industry. Hexachlorobenzene: Proceedings of an International Symposium*, Lyon, France, du 24 au 28 juin 1985, dans C.R. Morris et J.R.P. Cabral, éd., *IARC Scientific Publications*, n° 77, Lyon, France, 1986.

Jaffe, R. et R.A. Hites. «Anthropogenic, polyhalogenated, organic compounds in non-migratory fish from the Niagara River area and tributaries to Lake Ontario», *J. Great Lakes Res.*, n° 12, 1986, p. 63-71.

Jan, J. «Chlorobenzene residues in human fat and milk», *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, n° 30, 1983, p. 595-599.

Johnson, R., D. Manske, D. New et D. Podrebarac. «Pesticide, metal, and other chemical residues in adult total diet samples. (III). August 1976—September 1977», *J. Assoc. Off. Anal. Chem.*, n° 67:1:154, 1984.

Jondorf, W.R., D.V. Parke et R.T. Williams. «Studies in detoxication: the metabolism of halogenobenzenes 1,2,3,4-, 1,2,3,5- and 1,2,4,5-tetrachlorobenzenes», *Biochem. J.*, n° 69, 1958, p. 181-189.

Kacew, S., J.A. Ruddick, M. Parulkar, V.E. Valli, I. Chu et D.C. Villeneuve. «A teratological evaluation and analysis of fetal tissue levels following administration of tetrachlorobenzene isomers to the rat». *Teratology*, n° 29, 1984, p. 21-27.

Kaiser, K.L.E., B.G. Oliver, M.N. Charlton, K.D. Nicol et M.E. Comba. «Polychlorinated Biphenyls in St. Lawrence River Sediments. The Science of the Total Environment 97/98», 1990, p. 495-506.

Karapally, J.C., J.C. Saha et Y.W. Lee. «Metabolism of Lindane-¹⁴C in the Rabbit: Ether-soluble Urinary Metabolites», *J. Agr. Food Chem.*, n° 21, 1973, p. 811-818.

Karickhoff, S.W. et K.R. Morris. «Impact of tubificid oligochaetes on pollutant transport in bottom sediments», *Environ. Sci. Technol.*, n° 19, 1985, p. 51-56.

Kenaga, E.E. «Predicted bioconcentration factors and soil sorption coefficients of pesticides and other chemicals», *Ecotoxicol. Environ. Safety*, n° 4, 1980, p. 26-38.

King, L. et G. Sherbin. «Point sources of toxic organic to the upper St. Clair River», *Water Pollut. Res. J. Canada*, n° 21, 1986, p. 433-443.

Kiraly, J., I. Szentesi, M. Ruzicska et A. Czeize. «Chromosome studies in workers producing organophosphate insecticides», *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, n° 8, 1979, p. 309-319.

Kirk, P.W.W., H.R. Rogers et J.N. Lester. «The fate of chlorobenzenes and permethrins during anaerobic sewage sludge digestion», *Chemosphere*, n° 18, 1989, p. 1771-1784.

Kitchin, K.T. et M.T. Ebron. «Maternal hepatic and embryonic effects of 1,2,3,4-tetrachlorobenzene in the rat», *Toxicologist*, n° 26, 1983a, p. 243-256.

Kitchin, K.T. et M.T. Ebron. «Maternal hepatic effects of 1,2,4,5-tetrachlorobenzene in the rat», *Environ. Res.*, n° 32, 1983b, p. 134-144.

Konemaun, H. et K. van Leeuwen. «Toxicokinetics in fish: accumulation and elimination of six chlorobenzenes by guppies», *Chemosphere*, n° 9, 1980, p. 3-19.

Kuntz, K.W. et N.D. Warry. «Chlorinated organic contaminants in water and suspended sediments of the lower Niagara River», *J. Great Lakes Res.*, n° 9, 1983, p. 241-248.

Mackay, D. et W.Y. Shiu. «A critical review of Henry's law constants for chemicals of environmental interest», *J. Phys. Chem. Ref. Data*, n° 10, 1981, p. 1175-1199.

Mackay, D., W.Y. Shiu et K.C. Ma. *The Illustrated Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals*, vol. 1, *Monoaromatics Hydrocarbons, Chlorobenzenes and Polychlorinated Biphenyls*, Lewis Publishers, Inc., 1992.

Markwell, R.D., D.W. Connell et A.J. Gabric. «Bioaccumulation of lipophilic compounds from sediments by oligochaetes», *Water Res.*, n° 23, 1989, p. 1443-1450.

McCarty, L.S., G.W. Ozburn, A.D. Smith et D.G. Dixon. «Toxicokinetic modelling of mixtures of organic chemicals», *Environ. Toxicol. Chem.*, n° 11, 1992, p. 1037-1047.

Menzie, C.M. «Metab. Pesticides Update II». U.S. Department of Interior, Fish and Wildlife Service Special Scientific Report–Wildlife No. 212, Washington, D.C., 1978.

Menzies, J. *National Analysis of Trends in Emergencies System (NATES)*, Environnement Canada, Direction des urgences environnementales, Ottawa (Ontario), inédit, 1992.

MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). «Preliminary Report on the First Six Months of Monitoring in the Petroleum Refining Sector (Dec. 01/88 to May 31/89)», Stratégie municipale et industrielle de dépollution (SMID), 1990a.

MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). «Second Report on the Monitoring Data for the Petroleum Refining Sector (June 01/89 to Nov. 30/89)», July 1990, Stratégie municipale et industrielle de dépollution (SMID), 1990b.

MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). «Status report on the effluent monitoring data for the iron and steel sector for the period from Nov. 01/89 to Oct. 31/90», Stratégie municipale et industrielle de dépollution (SMID), 1991a.

MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). «Preliminary Report on the First Six Months of Process Effluent Monitoring in the MISA pulp and paper sector (Jan. 01/90 to June 30/90)», Stratégie municipale et industrielle de dépollution (SMID), 1991b.

- MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). «Preliminary Report on the Second Six Months of Process Effluent Monitoring in the MISA pulp and paper sector (July 01/90 to Dec. 31/90)», Stratégie municipale et industrielle de dépollution (SMID), 1991c.
- MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). «Organic manufacturing (OCM) sector twelve month Report-data from Oct. 01/89 to Sept. 30/90», Stratégie municipale et industrielle de dépollution (SMID), 1992a.
- MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). «Twelve month monitoring data report inorganic chemical sector (Dec. 01/89 to Nov. 30/90; Feb. 01/90 to Jan. 31/91), May 1992, Stratégie municipale et industrielle de dépollution (SMID), 1992b.
- MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). 1993 (inédit).
- Merriman, J.C. «Distribution of organic contaminants in water and suspended solids of the Rainy River», *Water Pollut. Res. J. Canada*, n° 23, 1988, p. 590-600.
- Merriman, J.C. *Trace organic contaminants in sediment of the international section of the St. Lawrence River, 1981*, Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures et des terres, Direction de la qualité des eaux, Burlington (Ontario), *Tech. Bull.*, n° 148, 1987, 10 p.
- Mes, J., D.J. Davies, D. Turton et W-F. Sun. «Levels and trends of chlorinated hydrocarbon contaminants in the breast milk of Canadian women», *Food Additives and Contaminants*, n° 3, 1986, p. 313-322.
- Metcalf, J.L. et M.N. Charlton. «Freshwater Mussels as Biomonitors for Organic Industrial Contaminants and Pesticides in the St. Lawrence River», *The Science of the Total Environment* 97/98, 1990, p. 595-615.
- Muir, D.C.G. Pêches et Océans, Région du Centre et de l'Arctique, Winnipeg (Manitoba), 1993 (inédit).
- Muir, D.C.G., M.D. Segstro, P.M. Welbourn, D. Toom, S.J. Eisenreich, C.R. Macdonald et D.M. Whelpdale. «Patterns of accumulation of airborne organochlorine contaminants in lichens from the upper Great Lakes region of Ontario», *Environ. Sci. Technol.*, sous presse, 1993.
- Nagy, K.A. «Field metabolic rate and food requirement scaling in mammals and birds», *Ecol. Mono.*, n° 57, 1987, p. 111-128.
- Niimi, A.J. et B.G. Oliver. «Distribution of Polychlorinated Biphenyls Congeners and other Halocarbons in Whole Fish and Muscle among Lake Ontario Salmonids», *Environ. Sci. & Technol.*, n° 23, 1989, p. 93-98.

- NTP (National Toxicology Program). *NTP report on the toxicity studies of 1,2,4,5-tetrachlorobenzene in F344/N rats and B6C3F₁ mice (feed studies)*, NTP Tox 7, U.S. Dept. of Health and Human Services, Research Triangle Park, Caroline du Nord, 1991.
- Oliver, B.C. «Distribution and pathways of some chlorinated benzenes in the Niagara River and Lake Ontario», *Water Pollut. Res. J. Canada*, n° 19, 1984, p. 47-59.
- Oliver, B.G. «Desorption of chlorinated hydrocarbons from spiked and anthropogenically contaminated sediments», *Chemosphere*, n° 14, 1985, p. 1087-1106.
- Oliver, B.G. «Biouptake of chlorinated hydrocarbons from laboratory-spiked and field sediments by oligochaete worms», *Environ. Sci. Technol.*, n° 21, 1987a, p. 785-790.
- Oliver, B.G. «Fate of some chlorobenzenes from the Niagara River in Lake Ontario», dans R.A. Hite et S.J. Eisenreich, éd., *Sources and Fates of Aquatic Pollutants, Advances in Chemistry Series*, n° 216, *Am. Chem. Soc.*, Washington, D.C., 1987b, p. 471-489.
- Oliver, B.G. «Partitioning relationships for chlorinated organics between water and particulates in the St. Clair, Detroit and Niagara Rivers», dans K.L.E. Kaiser, éd., *QSAR in Environmental Toxicology-II*, D. Reidel Publishing Company, Boston, 1987c, p. 251-260.
- Oliver, B.G. et K.D. Nicol. «Chlorobenzenes in sediments, water, and selected fish from Lakes Superior, Huron, Erie, and Ontario», *Environ. Sci. Technol.*, n° 16, 1982, p. 532-536.
- Oliver, B.G. et K.D. Nicol. Reply to comments on «Chlorobenzenes in sediments, water, and selected fish from Lakes Superior, Huron, Erie and Ontario», *Environ. Sci. Technol.*, n° 17, 1983, p. 505.
- Oliver, B.G. et A.J. Niimi. «Bioconcentration of chlorobenzenes from water by rainbow trout: correlations with partition coefficients and environmental residues», *Environ. Sci. Technol.*, n° 17, 1983, p. 287-291.
- Oliver, B.G. et M.N. Charlton. «Chlorinated organic contaminants on settling particulates in the Niagara River vicinity of Lake Ontario», *Environ. Sci. Technol.*, n° 18, 1984, p. 903-908.
- Oliver, B.G. et K.D. Nicol. «Chlorinated contaminants in the Niagara River, 1981-1983», *Sci. Total Environ.*, n° 39, 1984, p. 57-70.
- Oliver, B.G. et R.A. Bourbonniere. «Chlorinated contaminants in surficial sediments of Lakes Huron, St. Clair, and Erie: implications regarding sources along the St. Clair and Detroit Rivers», *J. Great Lakes Res.*, n° 11, 1985, p. 366-372.

- Oliver, B.G. et J.H. Carey. «Photodegradation of wastes and pollutants in aquatic environment», dans E. Pelizzetti et N. Serpone, éd., *Homogenous and Heterogenous Photocatalysis*, 1986, p. 629-650.
- Oliver, B.G. et K.L.K. Kaiser. «Chlorinated organics in nearshore waters and tributaries of the St. Clair River», *Water Poll. Res. J. Canada*, n° 21, 1986, p. 344-350.
- Oliver, B.G. et C.W. Pugsley. «Chlorinated contaminants in St. Clair River sediments», *Water Pollut. Res. Can.*, n° 21, 1986, p. 368-379.
- Oliver, B.G. et A.J. Niimi. «Trophodynamic Analysis of polychlorinated Biphenyl Congeners and other Chlorinated Hydrocarbons in the Lake Ontario Ecosystem», *Environ. Sci. Technol.*, n° 22, 1988, p. 388-397.
- Oliver, B.G., M.N. Charlton et R.W. Durham. «Distribution, redistribution, and geochronology of polychlorinated biphenyl congeners and other chlorinated hydrocarbons in Lake Ontario sediments», *Environ. Sci. Technol.*, n° 23, 1989, p. 200-208.
- Patty Industrial Hygiene and Toxicology*, 3^e éd., vol. 2A, B et C, 1981-1982, p. 3626.
- Podrebarac, D. «Pesticide, metal, and other chemical residues in adult total diet samples. (XIV)», octobre 1977-septembre 1978, *J. Assoc. Off. Anal. Chem.*, n° 67, 1984, p. 176.
- Rankin, M. Communication personnelle, Dow Chemical Company, Sarnia (Ontario), 1993.
- Reed, W.T. et A.J. Forgash. «Metabolism of Lindane to Organic-Soluble Products by Houseflies», *J. Agr. Food Chem.*, n° 18, 1970, p. 475-481.
- Sadtler Research Laboratories. *The Sadtler Infrared Spectra Handbook of Priority Pollutants and Toxic Chemicals*, Sadtler Research Laboratories, Philadelphie, Pennsylvanie, 1982.
- Schwartz, H., I. Chu, D.C. Villeneuve, A. Viau et F.M. Benoit. «Metabolites of 1,2,3,4-tetrachlorobenzene in monkey urine», *J. Toxicol. Environ. Health*, n° 15, 1985, p. 603-607.
- Schwartz, H., I. Chu, D.C. Villeneuve et F.M. Benoit. «Metabolism of 1,2,3,4-, 1,2,3,5-, and 1,2,4,5-tetrachlorobenzene in the Squirrel monkey», *J. Toxicol. Environ. Health*, n° 22, 1987, p. 341-350.
- Singleton, D. Communication personnelle, Conseil national de recherches du Canada, Ottawa (Ontario), 1993.

- Smith, A.D., A. Bharath, C. Mullard, D. Orr, K. Smith, J.A. Sutton, J. Vukmanich, L.S. McCarty et G.W. Ozburn. «The acute and chronic toxicity of ten chlorinated organic compounds to the American flagfish (*Jordanella floridae*)», *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, n° 20, 1991, p. 94-102.
- Stahl, W.R. «Scaling of respiratory variables in mammals», *J. Appl. Physiol.*, n° 22, 1967, p. 453-460.
- Statistique Canada. «Commerce du Canada, Importations, Commerce de marchandises, 1990», Statistique Canada, Division du commerce extérieur, Section des renseignements sur le commerce, Ottawa (Ontario), 1991.
- Stevens, R.J.J. et M.A. Neilson. «Inter- and intralake distribution of trace contaminants in surface waters of the Great Lakes», *J. Great Lakes Res.*, n° 15, 1989, p. 377-393.
- Strachan, W.M.J. Environnement Canada, Burlington (Ontario), 1993 (inédit).
- Strahlendorf, P.W. *Chlorinated benzenes as potential environmental health hazards: a review*, préparé pour la Division de la surveillance et des critères, Direction générale de la protection de la santé, Santé et Bien-être social Canada, Ottawa, 1978.
- Sylvestre, A. «Les organochlorés et les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans le fleuve Saint-Laurent, à la hauteur de l'île Wolfe, 1982 à 1984», Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures et des terres, Région de l'Ontario, Direction de la qualité des eaux, Burlington (Ontario), *Tech. Bull.*, n° 144, 1987, 11 p.
- Thomann, R.V. «Bioaccumulation model of organic chemical distribution in aquatic food chains», *Environ. Sci. Technol.*, n° 23, 1989, p. 699-707.
- Thomas, R.G. *Volatilization dans Handbook of Chemical Properties Estimation Methods*, Lyman, Reehl and Rosenblatt, éd., McGraw-Hill Book Co., New York, New York, 1982.
- Topp, E., I. Scheunert, A. Attar et F. Korte. «Factors Affecting the Uptake of ¹⁴C-labelled Organic Chemicals by Plants from Soil», *Ecotoxicol. Environ. Safety*, n° 11, 1986, p. 219-228.
- Trapp, S., M. Matthies, T. Schdeunert et E.M. Topp. «Modelling the bioconcentration of organic chemicals in plants», *Environ. Sci. Technol.*, n° 24, 1990, p. 1246-1252.
- van Hoogen, G. et A. Opperhuizen. «Toxicokinetics of chlorobenzenes in fish», *Environ. Toxicol. Chem.*, n° 7, 1988, p. 213-219.
- van Leeuwen, C.J., D.M.M. Adema et J. Hermens. «Quantitative structure-activity relationships for fish early life stage toxicity», *Aquat. Toxicol.*, n° 16, 1990, p. 321-334.

Veith G.D., D.J. Call et L.T. Brooke. «Structure-toxicity relationships for the fathead minnow, *Pimephales promelas*: Narcotic industrial chemicals», *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, n° 40, 1983, p. 743-748.

Veith, G.D., D.L. Defor et B.V. Bergstedt. «Measuring and estimating the bioconcentration factor of chemicals in fish», *J. Fish. Res. Board Canada*, n° 26, 1979, p. 1040-1048.

Ware, S.A. et W.L. Weast. «Investigation of selected potential environmental contaminants: halogenated benzenes», Rapport de l'Environmental Protection Agency des États-Unis, EPA 560/2-77-004; NTIS PB 273 206, 1977, p. 297.

Weast, R.C., *Handbook of Chemistry and Physics*, 53^e éd., CRC Press, Cleveland, éd. 1972-1973.

Welch, H.E., D.C.G. Muir, B.N. Billeck, W.L. Lockhart, G.J. Brunskill, H.J. Kling, M.P. Olson et R.M. Lemoine. «Brown Snow: A Long-Range Transport Event in the Canadian Arctic», *Environ. Sci. Technol.*, n° 25, 1991, p. 280-286.

Western Research. «VESTA Model 100 Mobile Incinerator, Trial Burn Report», vol. 11. Testing and Analytical Data. Rapport soumis à la Direction de la gestion des déchets, Environnement Canada, le 15 mars 1991.

Wong, P.T.S., Y.K. Chau, J.S. Raney et M. Docker. «Relationship between Water Solubility of Chlorobenzenes and Their Effects on a Freshwater Green Alga», *Chemosphere*, n° 13, 1984, p. 991-996.