

Liste des substances d'intérêt prioritaire
Rapport d'évaluation

1,4-Dichlorobenzène

Gouvernement du Canada
Environnement Canada
Santé Canada

Also available in English under the title:
Canadian Environmental Protection Act
Priority Substances List
Assessment Report: 1,4-Dichlorobenzene

DONNÉES DE CATALOGAGE AVANT PUBLICATION (CANADA)

Vedette principale au titre :

1,4-Dichlorobenzène
(Liste des substances d'intérêt prioritaire,
rapport d'évaluation)

Publ. aussi en anglais sous le titre : 1,4-Dichlorobenzene.

En tête du titre : *Loi canadienne sur la protection
de l'environnement.*

Comprend des références bibliographiques.

ISBN 0-662-98663-6

N° de cat. En40-215/23F

1. Dichlorobenzène — Aspect de l'environnement.

2. Dichlorobenzène — Toxicité — Tests.

3. Environnement — Surveillance — Canada.

I. Canada. Environnement Canada.

II. Canada. Santé Canada.

III. Coll.

TD427.D5205414 1993 363.73'84 C93-099701-8

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1993

Groupe Communication Canada — Édition

Ottawa, Canada K1A 0S9

N° de cat. En40-215/20F

ISBN 0-662-98537-0



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	6
2.3.1 Devenir	6
2.3.2 Concentrations	7
2.4 Informations sur les effets	11
2.4.1 Animaux de laboratoire et <i>in vitro</i>	11
2.4.2 Humains	14
2.4.3 Écotoxicologie	14
3.0 Évaluation du caractère «toxique» au sens de la LCPE	16
3.1 Alinéa 11a) – L'environnement	16
3.2 Alinéa 11b) – L'environnement essentiel à la vie humaine	18
3.3 Alinéa 11c) – La vie ou la santé humaine	18
3.4 Conclusion	21
4.0 Recommandations	22
5.0 Bibliographie	23

Liste des tableaux

Tableau 1 : Estimation de la dose journalière totale pour un mammifère piscivore exposé au 1,4-dichlorobenzène dans les conditions du «pire scénario»	17
Tableau 2 : Dose journalière estimée de 1,4-dichlorobenzène de diverses origines pour les Canadiens	19

Synopsis

La substance 1,4-dichlorobenzène est fabriquée et importée au Canada. Présentement, quelque 3 500 tonnes de cette substance sont utilisées par année au Canada pour désodoriser l'air et les urinoirs et pour éloigner les teignes et les oiseaux. On trouve au Canada du 1,4-dichlorobenzène en concentrations mesurables dans les effluents municipaux et industriels, dans l'air ambiant et l'air intérieur, dans les eaux souterraines et les eaux de surface, dans les sédiments et dans le biote. Le 1,4-dichlorobenzène ne persiste ni dans l'air ni dans les eaux de surface, mais il persiste et s'accumule dans les sédiments en conditions anaérobies.

La concentration maximale de 1,4-dichlorobenzène dans les eaux de surface au Canada était environ 300 fois inférieure au seuil d'effets estimés chez l'espèce aquatique la plus sensible. Bien que le 1,4-dichlorobenzène soit volatil, la concentration maximale moyenne de cette substance dans l'air au Canada était environ 12 700 fois plus faible que le seuil d'effets estimés chez les mammifères sauvages au cours d'études dans lesquelles l'inhalation constituait la principale voie d'exposition. On n'a trouvé aucune donnée sur les effets toxicologiques du 1,4-dichlorobenzène sur les organismes benthiques. Il n'a donc pas été possible de déterminer si les concentrations de 1,4-dichlorobenzène mesurées dans les sédiments pouvaient produire des effets nocifs sur le biote.

Le 1,4-dichlorobenzène est présent en faibles concentrations et possède une courte demi-vie dans l'atmosphère. Il ne contribue pas de façon importante, prévoit-on, à la formation d'ozone troposphérique, au réchauffement de la planète et à l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique.

Les données limitées dont on dispose sur les concentrations de 1,4-dichlorobenzène dans l'air ambiant et l'air intérieur, dans l'eau potable et dans les aliments ont servi à l'évaluation des doses journalières totales moyennes de cette substance pour divers groupes d'âge de la population générale. Ces doses journalières moyennes sont inférieures (d'environ 40 à 780 fois) à la dose journalière admissible établie au cours d'études effectuées avec des animaux de laboratoire. La dose journalière admissible est, estime-t-on, la dose à laquelle une personne peut être exposée pendant toute sa vie sans présenter d'effet nocif.

À partir de ces considérations, on a conclu que les renseignements disponibles sont insuffisants pour déterminer si le 1,4-dichlorobenzène pénètre dans l'environnement en quantités ou dans des conditions pouvant être nocives pour l'environnement. On a toutefois conclu que le 1,4-dichlorobenzène ne pénètre pas dans l'environnement en quantités ou dans des conditions susceptibles de mettre en danger l'environnement essentiel à la vie humaine, ou 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 des ministres fédéraux de l'Environnement et de la Santé qu'ils préparent et publient une Liste des substances d'intérêt prioritaire, c'est-à-dire des produits chimiques, des groupes de produits chimiques, des effluents et des déchets qui peuvent être nocifs pour l'environnement ou dangereux 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 de ladite Loi qui dit :

«[...] 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 l'article 11 peuvent être inscrites à l'Annexe I de la Loi et faire éventuellement l'objet de règlements, de lignes directrices ou de codes de pratiques visant à régir un aspect quelconque de leur cycle de vie, depuis l'étape de la recherche et du développement jusqu'à la fabrication, l'utilisation, l'entreposage, le transport et l'élimination finale.

Pour évaluer si le 1,4-dichlorobenzène est «toxique», au sens de la LCPE, on a déterminé s'il **pénètre** ou s'il peut pénétrer dans l'environnement canadien en une quantité ou une concentration ou dans des conditions de nature à entraîner l'**exposition** des êtres humains ou d'autres éléments du biote à des concentrations susceptibles de causer des **effets** nocifs.

Pour déterminer si le 1,4-dichlorobenzène est «toxique» pour la santé humaine, on s'est basé principalement sur la documentation préparée par le personnel de Santé Canada pour le Programme international sur la sécurité des substances chimiques (PISSC). De 1984 à 1987, les données originales utiles à l'évaluation des risques pour la santé associés à l'exposition aux benzènes chlorés (à l'exception de l'hexachlorobenzène) ont été examinées par le personnel de Santé Canada en vue de

préparer une ébauche du document sur les Critères d'hygiène de l'environnement (CHE) du PISSC. L'évaluation actuelle a été mise à jour et étoffée de sorte qu'elle accorde la priorité aux données les plus pertinentes quant à l'évaluation des risques associés à l'exposition au 1,4-dichlorobenzène dans l'environnement canadien en général.

En vue de préparer le document du PISSC, on a consulté de nombreuses bases de données scientifiques pour y effectuer des recherches et pour mettre à jour les renseignements fournis dans les rapports rédigés antérieurement par contrat. Ces rapports contenaient une bibliographie annotée sur les chlorobenzènes (à l'exclusion de l'hexachlorobenzène), préparée par Peter Strahlendorf (1978), et un document de critères sur les chlorobenzènes (y compris l'hexachlorobenzène), préparé par Michael Holliday and Associates (1984a, 1984b). D'autres renseignements ont été trouvés pendant l'examen par des pairs des principaux points de l'ébauche du document sur les Critères d'hygiène de l'environnement (CHE) du PISSC et par un groupe de travail constitué de spécialistes qui s'est réuni en juin 1990. En février 1991, on a procédé à une recherche dans les bases de données ENVIROLINE, Chemical Abstracts, Pollution Abstracts, Environmental Bibliography, IRIS, MEDLINE et BIOSIS pour trouver des données récentes particulièrement utiles à l'évaluation des risques pour la santé des Canadiens. Puisque les données utiles permettant de déterminer si le 1,4-dichlorobenzène est «toxique» pour la santé humaine n'ont été obtenues qu'après la rédaction des parties pertinentes du rapport (mai 1992), ce dernier n'en tient pas compte.

Les données utiles à l'évaluation des effets toxiques du 1,4-dichlorobenzène sur l'environnement proviennent d'examen antérieurs, de textes de référence publiés et de recherches en direct, terminées en novembre 1990, dans les bases de données commerciales suivantes : ASFA, BIOSIS, CAB Abstracts, Chemical Abstracts, Chemical Evaluation Search and Retrieval System (CESARS), CIS, ENVIROLINE, Hazardous Substances Database, International Register of Potentially Toxic Chemicals (IRPTC), National Technical Information Service (NTIS), TOXLINE et Toxic Release Inventory Data Base. Les études publiées après novembre 1990 ont été trouvées lors d'un examen des journaux scientifiques utiles et des *Current Contents* (agriculture, biologie et sciences de l'environnement). Les renseignements obtenus après décembre 1992 ne figurent pas dans la partie de ce rapport qui traite de l'environnement. Bien que la majorité de la recherche sur le 1,4-dichlorobenzène ait été effectuée à l'extérieur du Canada, lorsque c'est possible, les données canadiennes relatives aux sources, aux utilisations, au devenir et aux effets de cette substance sur l'environnement ont été mises en valeur.

Bien que des critiques aient été consultées lorsqu'on l'a jugé nécessaire, les études originales sur lesquelles est basée la détermination du caractère «toxique» au sens de la LCPE ont été évaluées de manière critique par le personnel de Santé Canada

(exposition humaine et effets sur la santé humaine) et d'Environnement Canada (pénétration, et exposition et effets environnementaux). Les personnes suivantes ont contribué à la préparation du rapport :

B. Elliott (Environnement Canada)
C. Fortin (Environnement Canada)
M. Giddings (Santé Canada)
R.G. Liteplo (Santé Canada)
K. Lloyd (Environnement Canada)
M.E. Meek (Santé Canada)

R. Gomes de Santé Canada a également contribué à la compilation des données du rapport d'évaluation.

Le présent rapport contient un synopsis qui paraîtra dans la *Gazette du Canada*. Le chapitre 2.0 résume les renseignements techniques essentiels à l'évaluation, qui sont présentés de façon plus détaillée dans la documentation inédite à l'appui. Le chapitre 3.0 porte sur la détermination de la nature «toxique» du 1,4-dichlorobenzène au sens de la LCPE.

Dans le cadre des mécanismes d'examen et d'approbation établis par Environnement Canada, les parties du présent rapport d'évaluation qui portent sur l'environnement ont été examinées par le D^r Brett Betts (Washington State Department of Ecology, Seattle, Washington), le D^r Peter Chapman (EVS Consultants, Vancouver, Colombie-Britannique), le D^r Arthur Niimi (Ministère des Pêches et Océans, Burlington, Ontario) et le D^r Barry Oliver (Zenon Environmental Laboratories, Burnaby, Colombie-Britannique). Les parties relatives à la santé humaine ont été approuvées par le Comité de décision sur les normes et les recommandations du Bureau des dangers des produits chimiques de Santé Canada. Le rapport d'évaluation a été complètement passé en revue et approuvé par le Comité de gestion de la LCPE d'Environnement Canada et de Santé Canada.

On peut se procurer des exemplaires de ce rapport d'évaluation et la documentation inédite à l'appui aux endroits suivants :

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

Le 1,4-dichlorobenzène, appelé aussi para-dichlorobenzène ou p-dichlorobenzène, est un solide neutre, incolore et inflammable (EPA des É.-U., 1986) ayant une masse moléculaire de 147,01 et la formule empirique $C_6H_4Cl_2$. Le 1,4-dichlorobenzène a une pression de vapeur modérée (90 Pa @ 25°C), un faible taux de solubilité dans l'eau (79 mg/L @ 25°C) et un coefficient de partage octanol/eau modéré ($\log K_{oe} = 3,4$) [Mackay et coll., 1992]. Son coefficient de sorption sur carbone organique, calculé à partir de $\log K_{oc}$, proposé par Mackay et ses collaborateurs (1992), est de 1 030. Le 1,4-dichlorobenzène absorbe le rayonnement infrarouge, y compris les longueurs d'ondes de la plage 7 à 13 μm (Sadtler Research Laboratories, 1982).

Le 1,4-dichlorobenzène est produit par chloration du benzène en phase liquide en présence de catalyseur. Habituellement, cette substance contient moins de 0,1 % de monochlorobenzène et de trichlorobenzènes, et moins de 0,5 % de chacun des autres dichlorobenzènes (1,2-dichlorobenzène et 1,3-dichlorobenzène) [Kao et Poffenberger, 1979]. Les méthodes analytiques employées pour le dosage du 1,4-dichlorobenzène dans les milieux environnementaux sont entre autres la chromatographie gazeuse avec ionisation flamme ou la capture d'électrons et la chromatographie gazeuse/spectrométrie de masse (Oliver et Nicol, 1982; Oliver et Bothen, 1982).

Le 1,4-dichlorobenzène est produit au Canada, mais y est aussi importé (Camford Information Services, 1991). Ces dernières années, les quantités importées au pays ont augmenté, alors que la production intérieure a baissé. En général, au cours des cinq dernières années la demande canadienne de 1,4-dichlorobenzène est restée stable à environ 3 500 tonnes par an; ce chiffre ne devrait pas changer d'ici les cinq prochaines années (Camford Information Services, 1991). En 1990, les États-Unis ont produit 62,6 kilotonnes de 1,4-dichlorobenzène (Chemical Marketing Reporter, 1990).

Au Canada, le 1,4-dichlorobenzène est utilisé comme désodorisant dans les maisons et les urinoirs, et aussi pour éloigner les mites et les oiseaux (Camford Information Services, 1991). On ne possède des données quantitatives sur les utilisations de ce produit que pour la période 1977 à 1979, années où 9,3 % de la demande annuelle servaient à fabriquer des blocs désodorisants, et 0,7 %, des boules à mites (Environnement Canada, 1983, inédit). Aux États-Unis, le 1,4-dichlorobenzène a des applications plus variées; il sert notamment dans la synthèse de la résine de poly(sulfure de phénylène) et du 1,2,4-trichlorobenzène (Chemical Marketing Reporter, 1990).

2.2 Pénétration dans l'environnement

On ne connaît pas de source naturelle de 1,4-dichlorobenzène et les renseignements sur les quantités libérées dans l'environnement par les activités humaines sont limités. Vu sa volatilité et la nature dispersée de ses utilisations, on peut supposer que la totalité des 3 500 tonnes utilisées au Canada annuellement est libérée dans l'atmosphère. Certains auteurs ont aussi prétendu que du 1,4-dichlorobenzène peut être produit par déshalogénéation de chlorobenzènes plus chlorés (Bosma et coll., 1988; Holliger et coll. 1992; Fathepure et coll., 1988).

Pour le Canada, il n'existe pas de données sur les émissions de 1,4-dichlorobenzène dans l'atmosphère par des installations industrielles et municipales. Toutefois, on a signalé la présence de cette substance dans les effluents liquides de ces installations. Dans le cadre du programme ontarien SMID (Stratégie municipale et industrielle de dépollution) on a décelé du 1,4-dichlorobenzène dans les effluents d'usines de production de produits chimiques organiques, déversés dans la rivière St. Clair à Sarnia et Corunna (Ontario) entre le 1^{er} octobre 1989 et le 31 janvier 1991. Les quantités déversées se situaient, estimait-on, entre 0,002 et 0,365 kg/jour. Dans le cadre de ce même programme on a signalé des charges comprises entre 0,001 et 0,055 kg/jour, pour le Saint-Laurent et les rivières Welland et Mary's (MEO, 1992, inédit; MEO, 1992a, 1992b).

On a décelé du 1,4-dichlorobenzène (à une charge moyenne de 143 g/jour) dans l'effluent d'une usine d'épuration des eaux usées déversé dans le détroit de Georgia, dans la région de Vancouver, entre mars et décembre 1987 (Fanning et coll., 1989). D'après les résultats d'une étude effectuée entre 1985 et 1986, du 1,4-dichlorobenzène était également présent dans l'effluent de 5 des 10 usines textiles situées en Ontario et au Québec (Environnement Canada, 1989a) et sa concentration pouvait atteindre 71,1 µg/L. Du 1,4-dichlorobenzène a été décelé à des concentrations atteignant 9,6 µg/L dans des effluents de papeterie en Ontario (MEO, 1991a, 1991b). Des concentrations moyennes allant de 900 à 1 400 ng/L de 1,4-dichlorobenzène ont été mesurées dans les effluents d'usines d'épuration des eaux usées à Galt, Waterloo et Welland (Ontario) [Melcer et coll., 1988]. On a également trouvé du 1,4-dichlorobenzène dans un tiers des échantillons de boues digérées prélevés de 1980 à 1985 dans 15 usines municipales canadiennes d'épuration des eaux usées; la concentration maximale atteignait 1 500 ng/g (Webber et Lesage, 1989). La concentration la plus élevée de 1,4-dichlorobenzène (seuil de détection : 220 ng/g; fréquence de détection : 4 %) dans les boues traitées obtenues de 2 des 37 usines d'épuration d'eaux usées de l'Ontario, en 1987, a été de 2 644 ng/g (MEO, 1988).

2.3 Informations sur l'exposition

2.3.1 Devenir

Il y a un certain nombre de processus qui ont une influence sur la dispersion et la transformation du 1,4-dichlorobenzène dans l'environnement, notamment les suivants : la photo-oxydation atmosphérique, la volatilisation, le partage entre les sols, les sédiments et le biote et la dégradation aérobie (Howard et coll., 1989; Howard, 1991; Mackay et coll. 1992; Garrison et Hill, 1972, Wakeham et coll., 1983; Callahan et coll., 1979; Ellington et coll., 1988). Le 1,4-dichlorobenzène qui n'est pas extrait de l'environnement par des processus de dégradation finit par s'accumuler dans les sédiments anaérobies et peut-être dans les eaux souterraines.

Le 1,4-dichlorobenzène n'absorbe qu'un peu de rayonnement aux longueurs d'ondes supérieures à 300 nm et, par conséquent, la photolyse directe dans l'atmosphère est peu probable (Bunce et coll., 1987). Cependant, le 1,4-dichlorobenzène réagit avec les radicaux hydroxyles produits par un processus photochimique dans l'atmosphère, avec une demi-vie de 31 jours (Howard, 1989). Mackay et ses collaborateurs (1992) ont estimé la demi-vie moyenne dans l'atmosphère à environ 3 semaines en tenant compte de la photo-oxydation et de l'advection. La présence de 1,4-dichlorobenzène dans les eaux de pluie montre que cette substance persiste suffisamment longtemps pour être ramenée au sol par les précipitations (Ligocki et coll., 1985).

La volatilisation est le principal moyen d'élimination du 1,4-dichlorobenzène des sols et des eaux de surface (Mackay et coll., 1992; Callahan et coll., 1979; Garrison et Hill, 1972; Wakeham et coll., 1983; Howard, 1991). On a signalé des demi-vies de volatilisation allant de < 1 à 31 jours (Wakeham et coll., 1983; Howard et coll., 1989).

En conditions aérobies, le 1,4-dichlorobenzène est lentement biodégradé dans les sols (Bouwer et coll., 1981; Haider et coll., 1981; van der Meer et coll., 1987). Mackay et ses collaborateurs (1992) ont choisi une demi-vie d'environ 8 mois pour le 1,4-dichlorobenzène dans les sols, tandis que Howard (1991) mentionnait une demi-vie allant de quatre semaines à six mois. Le coefficient de sorption sur carbone organique (K_{co}) ayant été estimé à 1 030, on peut dire que le potentiel de mobilité du 1,4-dichlorobenzène dans les sols est faible, selon l'échelle de McCall et de ses collaborateurs (1981). Cependant, de la lixiviation de 1,4-dichlorobenzène dans les sols a été mentionnée par Elder et ses collaborateurs (1981), Zoeteman et ses collaborateurs (1980) et Wilson et ses collaborateurs (1981). La présence de 1,4-dichlorobenzène dans un panache d'eau souterraine contaminée, à 3 500 mètres des lits d'élimination d'eaux usées, confirme la persistance de cette substance dans des conditions anaérobies (Barber, 1988).

Le 1,4-dichlorobenzène qui se fixe aux sédiments, et en particulier à la fraction organique de ceux-ci, peut persister longtemps, car il n'y a guère de dégradation anaérobie (Oliver et Nicol, 1982). D'après des analyses de carottes de sédiments provenant du lac Ontario, du 1,4-dichlorobenzène s'est accumulé depuis 60 ans, les concentrations les plus élevées coïncidant avec les périodes de plus forte production de chlorobenzènes en Amérique du Nord soit pendant les années 1960 (Oliver et Nicol, 1984; Durham et Oliver, 1983). Après un examen de la documentation disponible, Mackay et ses collaborateurs (1992) ont choisi une demi-vie moyenne d'environ 2 ans pour le 1,4-dichlorobenzène du premier centimètre de sédiments. À l'intérieur des sédiments, le 1,4-dichlorobenzène devrait être en équilibre entre l'eau interstitielle et la phase organique (Di Toro et coll., 1991).

Oliver et Nimii (1983) signalaient des facteurs de bioconcentration de 370 à 720 (poisson entier) pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) exposée au 1,4-dichlorobenzène dans des conditions de laboratoire. Lors d'une étude de 60 jours sur les premiers stades de vie de la truite arc-en-ciel (de l'œuf à l'alevin de 2 semaines), dans un système à débit continu, on a mesuré des facteurs de bioconcentration allant de 100 à 450, pour atteindre 1 400 au jour 23 (Calamari et coll., 1982). Des demi-vies biologiques de moins d'un jour pour le crapet à oreilles bleues (*Lepomis macrochirus*) [Barrows et coll., 1980] et de moins de cinq jours pour les vers oligochètes (*Tubifex tubifex* et *Limnodrilus hoffmeisteri*) [Oliver, 1987] ont été signalées.

2.3.2 Concentrations

Le 1,4-dichlorobenzène a été décelé dans l'air, les eaux de surface, les eaux potables, les sédiments, le biote, et les aliments au Canada.

La concentration moyenne de 1,4-dichlorobenzène dans l'air ambiant échantillonné entre octobre 1988 et décembre 1990 à 23 emplacements au Canada était de $0,92 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Environnement Canada, 1991). On a trouvé des quantités de 1,4-dichlorobenzène supérieures au seuil de détection ($0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) dans 99 % des échantillons, et les niveaux moyens allaient de $0,22$ à $2,94 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Environnement Canada, 1991). Les concentrations maximales sur 24 heures ont été mesurées dans les secteurs industriels de Vancouver ($4,82 \mu\text{g}/\text{m}^3$), de Toronto ($15,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et de Windsor ($14,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$). La concentration moyenne de 1,4-dichlorobenzène dans l'air échantillonné entre février 1989 et novembre 1990 à un endroit rural (île Walpole) en Ontario était de $1,37 \mu\text{g}/\text{m}^3$; le niveau maximal était de $3,53 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Environnement Canada, 1991).

Les concentrations de 1,4-dichlorobenzène dans l'air intérieur sont souvent plus élevées que dans l'air ambiant, en raison de sa présence dans les produits de consommation (p. ex. les produits antimites et les désodorisants). En 1984, lors d'une étude effectuée dans 188 maisons de Los Angeles et de Contra Costa, en Californie, on a constaté que le rapport des concentrations médianes de 1,4-dichlorobenzène mesurées pendant la nuit dans l'air intérieur et dans l'air extérieur variait de 1,4 à 1,8 dans un sous-échantillon de 57 maisons (Wallace et coll., 1988). Il est possible que ces rapports soient même plus élevés dans les climats plus froids, en raison d'une meilleure isolation des maisons et d'une ventilation moindre en hiver, mais on ne dispose d'aucune donnée à ce sujet pour le Canada.

Les concentrations médianes et moyennes de 1,3- et de 1,4-dichlorobenzène (combinés) dans l'air intérieur, dans l'étude TEAM (U.S. Total Exposure Assessment Methodology), allaient de 0,44 à 71 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Wallace et coll., 1985, 1986; Wallace, 1986; Pellizzari et coll., 1982). Dans le seul rapport de l'étude TEAM où le 1,4-dichlorobenzène ait été mesuré séparément, les concentrations médianes pendant la nuit, dans l'air intérieur de 57 maisons de Californie, allaient de 0,4 à 2,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Wallace et coll., 1988). Les variations dans les mesures individuelles peuvent être considérables, puisque parfois les concentrations mesurées dépassaient 1 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (1,3- et 1,4-dichlorobenzène combinés) [Pellizzari et coll., 1982]. Les renseignements sur les concentrations de 1,4-dichlorobenzène dans l'air intérieur au Canada, disponibles au moment de l'achèvement de la rédaction des parties sur la santé, ne portaient que sur des mesures limitées et probablement non représentatives d'un certain nombre de maisons (Chan et coll., 1990). La concentration moyenne de 1,4-dichlorobenzène (seuil de détection : 6,0 ng/tube) dans 12 maisons échantillonnées en novembre et décembre 1986 était de 15,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (plage 1 à 107 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) [Chan et coll., 1990]. La concentration moyenne dans l'air ambiant à l'extérieur de ces maisons était de 0,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Lors de nouveaux échantillonnages dans 6 de ces maisons en février et mars 1987, on n'a pas décelé de 1,4-dichlorobenzène dans 3 d'entre elles (seuil de détection : 6 ng/tube), alors que la concentration moyenne dans l'air ambiant était de 10,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Dans des échantillons d'eaux de surface prélevés entre 1986 et 1989, les concentrations annuelles moyennes de 1,4-dichlorobenzène dans la rivière Niagara mesuraient entre 0,82 ng/L à Fort Erie et 2,47 ng/L à Niagara-on-the-Lake (NRDIG, 1988, 1990). Dans le cadre d'un programme de surveillance des eaux de surface et des approvisionnements en eau potable brute dans six provinces (Alberta, Québec, Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse, Terre-Neuve et Île-du-Prince-Édouard) mené de février 1987 à mai 1989, on a constaté que les niveaux de 1,4-dichlorobenzène dans les eaux de surface variaient de 0,57 à 130 ng/L dans les provinces où on en avait décelé (Environnement Canada, 1992).

Du 1,4-dichlorobenzène a été trouvé dans des eaux souterraines adjacentes à des décharges à North Bay et à Burlington (Ontario), et à une décharge industrielle près de Ville Mercier (Québec). Les concentrations allaient de 2 000 à 40 000 ng/L (Reinhard et coll., 1984; Pankow et coll., 1984 et 1985; Martel et Ayotte, 1989). Une concentration maximale de 19 000 ng/L a été signalée dans le lixiviat non traité de la décharge d'une usine de fabrication de produits chimiques à Sarnia (Ontario), en 1985 (King et Sherbin, 1986).

Les renseignements sur les concentrations de 1,4-dichlorobenzène dans les approvisionnements en eaux potables au Canada sont limités. On a trouvé du 1,4-dichlorobenzène dans 6 des 90 échantillons d'eau potable prélevés à 30 stations canadiennes de traitement des eaux entre août et décembre 1979 (Otson et coll., 1982a, 1982b). Les concentrations moyennes et maximales étaient inférieures à 1 µg/L (seuil de détection du 1,4-dichlorobenzène non précisé, mais pour le 1,2-dichlorobenzène et le 1,2,4-trichlorobenzène, ce seuil était de 1 µg/L). Suite à une analyse des dichlorobenzènes dans les approvisionnements en eau de trois villes de l'Ontario, Oliver et Nicol (1982) ont conclu que la majorité des dichlorobenzènes présents dans l'eau potable se présente sous forme d'isomère 1,4, en raison sans doute de sa libération dans les eaux de surface par suite de son utilisation dans les urinoirs sous forme de blocs désodorisants. Les concentrations mesurées lors de cette étude allaient de 0,008 à 0,020 µg/L avec une moyenne de 0,013 µg/L (seuil de détection : 0,001 µg/L). L'isomère 1,4-dichlorobenzène a été décelé dans 4 des 143 échantillons d'eaux brutes et traitées prélevés au Québec en mai 1985, en février et en juillet 1986 à des concentrations inférieures à 1 µg/L (seuil de détection : 0,1 µg/L) [Vachon, 1986]. Des traces de 1,4-dichlorobenzène (seuil de détection < 1 µg/L) ont été trouvées dans 3 des 29 échantillons d'eau municipale traitée prélevés en Alberta entre 1980 et 1985 (Alberta Environment, 1985). Lors d'une enquête sur les eaux potables portant sur 139 endroits des quatre provinces de l'Atlantique, entre 1985 et 1988, on n'a pas trouvé de dichlorobenzènes dans les 1 210 échantillons analysés (seuil de détection : 0,02 µg/L). Il faut noter cependant que 23 % des isomères 1,2- et 77 % des isomères 1,4- des échantillons prélevés pour le dosage étaient contaminés et n'ont donc été ni analysés ni inclus dans les résultats (Environnement Canada, 1989b, 1989c, 1989d, 1989e).

Les données récentes sur les concentrations de 1,4-dichlorobenzène dans les sédiments au Canada se limitent à une étude des effets du déversement des eaux usées de Victoria (Colombie-Britannique), sur les sédiments du fond de l'océan. On a toujours trouvé du 1,4-dichlorobenzène dans les sédiments à l'embouchure de la Macaulay Point, à des concentrations allant de 1 à 1 710 ng/g (moyenne : 141 ng/g) [masse sèche] (EVS Consultants, 1992). Toutes les autres données sur les concentrations dans les sédiments au Canada remontent à la fin des années 1970 ou au début des années 1980. Durham et Oliver (1983) ont examiné la répartition verticale du 1,4-dichlorobenzène dans les sédiments du lac Ontario, près de l'embouchure de la rivière Niagara, en 1981, et ils

ont signalé que la concentration maximale de 1,4-dichlorobenzène était de 1 100 ng/g (masse sèche) à une profondeur de 8 à 9 cm. Les concentrations de tous les isomères de dichlorobenzène ont également été mesurées dans des sédiments prélevés en 1984 et 1985 dans la rivière St. Clair, près d'usines pétrochimiques de la région de Sarnia (Oliver et Pugsley, 1986). La concentration moyenne était de 5 500 ng/g, tandis que la concentration maximale atteignait 34 000 ng/g (43 échantillons ont été analysés). D'après les données relatives au rapport des isomères (Oliver, 1992, communication privée), la concentration moyenne de 1,4-dichlorobenzène dans ces sédiments était probablement d'environ 524 ng/g.

On n'a trouvé aucune donnée sur les concentrations de 1,4-dichlorobenzène dans les mammifères et les oiseaux sauvages, et très peu sur les concentrations dans d'autres éléments du biote, propres au Canada. La quantité de 1,4-dichlorobenzène dans les tissus de moules (*Modiolus* sp.) prélevées à l'embouchure d'effluents municipaux de la Clover Point, près de Victoria (Colombie-Britannique) était inférieure au seuil de détection (5 µg/kg) [EVS Consultants, 1992]. Les niveaux de 1,4-dichlorobenzène dans la truite de lac (*Salvelinus namaycush*) prélevée dans le lac Ontario, en 1980 et 1981, atteignaient 4 ng/g (poids humide) [Oliver et Nicol, 1982; Fox et coll., 1983]. Les concentrations dans ces espèces étaient inférieures ailleurs dans les Grands Lacs (Oliver et Nicol, 1982). Les concentrations de 1,4-dichlorobenzène étaient de 370 dans les amphipodes et de 630 ng/g (poids sec) dans les oligochètes prélevés dans le lac Ontario en 1981 [Fox et coll., 1983]. MacLaren Marex Ltd. (1979) signalait des concentrations atteignant 590 ng/g (poids sec) pour les 1,3- et 1,4-dichlorobenzènes dans les moules bleues prélevées dans les sédiments d'estuaire contaminés par les décharges d'une usine de produits chimiques située sur la East River du port de Pictou (Nouvelle-Écosse).

Les renseignements sur les concentrations de 1,4-dichlorobenzène dans les denrées alimentaires canadiennes sont limités. Au cours d'une brève étude sur des échantillons composites de denrées fraîches, en Ontario, on a trouvé du 1,4-dichlorobenzène seulement dans un échantillon de lait (à 2 % de matières grasses); la concentration était de 0,00055 µg/g (Davies, 1988). Parmi les autres échantillons composites analysés citons des légumes en feuilles, des fruits, des racines et des pommes de terre, des œufs et des viandes. Les échantillons composites étaient préparés à partir de prélèvements dans quatre magasins de détail. Le seuil de détection pour tous les échantillons était de 0,0001 µg/g.

On a trouvé du 1,4-dichlorobenzène dans le lait maternel. La concentration moyenne des isomères 1,3- et 1,4- combinés (calculée en 1,3-dichlorobenzène) était de 6,1 ng/g, le maximum trouvé étant de 75 ng/g dans le lait de Canadiennes prélevé 3 ou 4 semaines après la parturition (dichlorobenzènes trouvés dans 86 % des 210 échantillons, mais le seuil de détection n'était pas précisé) [Mes et coll., 1986].

2.4 Informations sur les effets

2.4.1 Animaux de laboratoire et in vitro

Après avoir administré du 1,4-dichlorobenzène à des cobayes et à des rats par voie orale, Hollingsworth et ses collaborateurs (1956) ont pu établir que la dose létale à 100 % était de 2 800 mg/kg_{pc} chez les cobayes et de 4 000 mg/kg_{pc} chez les rats. Aucun décès n'a été signalé chez les cobayes exposés à 1 600 mg/kg_{pc} et chez les rats exposés à 1 000 mg/kg_{pc}.

Dans la seule étude subchronique d'inhalation de 1,4-dichlorobenzène, Hollingsworth et ses collaborateurs (1956) ont exposé des rats, des cobayes, des lapins et des singes. Après une exposition à 950 mg/m³, 7 heures par jour, et 5 jours par semaine, on a constaté une réduction du gain de poids (> 10 %) chez le cobaye et le rat et une augmentation de la masse du foie et des reins, de même qu'une dégénérescence albumineuse et granulaire du foie chez le rat. La concentration sans effet observé (CSEO) était de 580 mg/m³ chez le rat et le cobaye, et de 950 mg/m³ chez le singe, la souris et le lapin.

Après administration orale de 1,4-dichlorobenzène pendant 13 semaines, on a observé une augmentation de l'incidence et de la gravité des dégénérescences cortico-tubulaires du rein chez le rat mâle Fischer 344/N (à 600 mg/kg_{pc}•ùd) et une hépatocytomégalie centrilobulaire faible à modérée (à 900 mg/kg_{pc}•d) et une hépatocytomégalie minimale à modérée (à 675 mg/kg_{pc}•d) chez la souris B6C3F₁ (NTP, 1987). Les dose sans effet observé (DSEO) dans ces études étaient de 337,5 mg/kg_{pc} chez la souris et de 300 chez les rats mâles et de 600 mg/kg_{pc} chez les femelles (NTP, 1987).

La toxicité et la carcinogénicité chroniques du 1,4-dichlorobenzène ont été examinées chez le rat et la souris par inhalation (Loeser et Litchfield, 1983) et par ingestion (NTP, 1987). Loeser et Litchfield (1983) ont signalé des augmentations de la masse du foie et des reins, des protéines urinaires et des coproporphyrines, à la dose la plus élevée chez des rats exposés à des doses de 0, 450 ou 3 000 mg/m³, 5 heures par jour, 5 jours par semaine pendant 76 semaines, puis laissés 36 semaines sans exposition. On n'a trouvé aucune trace de toxicité chez les souris exposées aux mêmes concentrations pendant une plus courte période (57 semaines suivies de 19 semaines sans exposition). On n'a pas constaté d'augmentation de l'incidence de tumeurs, mais la période relativement courte d'exposition (76 semaines pour le rat, 57 pour la souris) et la forte mortalité précoce chez la souris ont peut-être réduit la sensibilité de cette étude du point de vue de la carcinogénicité. Les CSEO étaient de 450 mg/m³ chez le rat et de 3 000 mg/m³ chez la souris.

Dans l'étude du NTP des É.-U. (1987), des rats femelles F344 et des souris mâles et femelles B6C3F₁ ont reçu des doses de 0, 300 ou 600 mg/kg_{pc}•d, tandis que les rats mâles ont reçu 0, 150 ou 300 mg/kg_{pc}•d par gavage dans de l'huile de maïs, 5 jours par semaine pendant 103 semaines. Chez les souris des deux sexes, on a constaté une incidence accrue de lésions du foie non néoplasiques, y compris de la cytomégalie et de la caryomégalie, de dégénérescences hépatocellulaires, et de nécroses de cellules individuelles aux deux doses. On a constaté aussi une augmentation de l'incidence de néphropathies chez les souris mâles et de régénérations tubulaires rénales chez les souris femelles, aux deux doses. Chez les deux sexes, on a observé des tendances positives en ce qui concerne l'incidence d'adénomes hépatocellulaires, de carcinomes hépatocellulaires et des deux combinés, et dans le groupe recevant la dose la plus élevée elle était notablement plus élevée que dans le groupe témoin. Quant aux souris mâles recevant la dose faible, l'augmentation de l'incidence était également significative. Chez 4 souris mâles du groupe exposé à la plus forte dose, on a observé des tumeurs rares appelées hépatoblastomes, en même temps qu'un carcinome hépatocellulaire. Enfin, on a observé des augmentations marginales de l'incidence des phéochromocytomes (de tout type) de la glande surrénale chez la souris mâle (statistiquement significative seulement pour la dose la plus élevée) et de l'incidence d'adénomes des cellules folliculaires de la thyroïde chez la souris femelle.

Chez les rats mâles exposés au 1,4-dichlorobenzène, dans l'étude du NTP, on a observé une incidence accrue des effets suivants : néphropathie, hyperplasie épithéliale du bassinet rénal, minéralisation des tubes collecteurs de la médulla rénale et hyperplasie focale de l'épithélium tubulaire du rein. L'incidence de néphropathie chez les femelles, aux deux doses, était également plus élevée que dans le groupe témoin. Dans l'étude du NTP des É.-U. les lésions néoplasiques chez le rat montraient une augmentation liée à la dose de l'incidence des adénocarcinomes des cellules tubulaires du rein chez le rat mâle. Un des mâles du groupe à dose élevée avait également un adénome des cellules tubulaires. On n'a observé aucune tumeur chez les femelles du groupe témoin ou exposées. Chez les rats mâles exposés on a observé une augmentation marginale de l'incidence de leucémie des cellules mononucléaires par rapport aux rats du groupe témoin.

Ces résultats démontrent qu'il y a clairement des effets carcinogènes chez les rats F344/N mâles et chez les souris B6C3F₁ des deux sexes. Par contre, il n'y avait aucune indication de carcinogénicité chez les rats F344/N femelles (NTP, 1987).

On pense que l'induction de tumeurs du rein par le 1,4-dichlorobenzène chez le rat mâle est associée à la formation de gouttelettes hyalines entraînant une néphropathie à alpha-2-microglobuline (néphropathie à gouttelettes hyaline) caractéristique. Le processus d'induction de ces tumeurs chez le rat mâle par divers produits chimiques, dont le 1,4-dichlorobenzène, est bien connu (Short et coll., 1987; Goldsworthy et coll., 1988; Murty et coll., 1988; Charbonneau et coll., 1989). Il comprend la formation

accrue de gouttelettes de protéines dans les tubes du rein en raison de la réabsorption de protéines de faible masse moléculaire (le segment P-2). Les protéines réabsorbées sont fixées par les lysozymes et s'accumulent, en raison d'un défaut du métabolisme des protéines, dans le tissu rénal. On a montré que les gouttelettes hyalines caractéristiques de cet effet sont composées de lysosomes surchargés d'alpha-2-microglobuline. Une activité lysosomique excessive est associée à une prolifération accrue de cellules, ce qui conduit finalement, dans quelques cas, à des adénocarcinomes des tubes du rein chez le rat mâle. La protéine en cause, l'alpha-2-microglobuline, est présente en grandes quantités chez le rat Fischer 344 mâle, alors qu'il n'y a pas de quantités significatives chez la ratte, la souris ou l'être humain (Olson et coll., 1990).

En ce qui concerne le 1,4-dichlorobenzène, les données semblent bien confirmer que l'accumulation de gouttelettes hyalines joue un rôle chez l'induction d'adénocarcinomes des cellules tubulaires du rat mâle. Bomhard et ses collaborateurs (1988) ont démontré l'accumulation de gouttelettes hyalines chez le rat mâle après exposition au 1,4-dichlorobenzène, alors que chez la femelle aucun effet de ce genre ne s'est manifesté. Charbonneau et ses collaborateurs (1989) ont signalé que le 1,4-dichlorobenzène (exposition unique de rats F344 à 300 ou 500 mg/kg_{pc} dans l'huile de maïs) augmentait la formation de gouttelettes de protéines et la prolifération de cellules dans le rein des rats mâles, mais pas des femelles, alors que des doses équimolaires de 1,2-dichlorobenzène n'avaient pas d'effet. La quantité maximale de radioactivité liée de façon réversible à l'alpha-2-microglobuline par le 1,4-[¹⁴C]dichlorobenzène était 2 fois celle d'une dose équimolaire de 1,2-[¹⁴C]dichlorobenzène.

D'après les renseignements trouvés, il est donc évident que le 1,4-dichlorobenzène n'est génotoxique ni *in vivo* ni *in vitro* (voir documentation à l'appui). On a obtenu des résultats négatifs lorsqu'on a essayé de trouver des lésions de l'ADN (synthèse fortuite de l'ADN) du foie, chez la souris, après exposition orale à des quantités de 1,4-dichlorobenzène atteignant 1 000 mg/kg_{pc} (Steinmetz et Spangord, 1987), bien qu'il y ait eu une augmentation faible, mais statistiquement significative, de la réplication de l'ADN (phase S) [ce qui indique une prolifération] chez les mâles seulement.

Les études existantes portant sur l'embryotoxicité, la fœtotoxicité et la tératogénicité du 1,4-dichlorobenzène sont au nombre de trois : deux d'inhalation, chez le lapin (Hayes et coll., 1985) et le rat (Loeser et Litchfield, 1983) et une d'ingestion, chez le rat (Giavini et coll., 1986). On a trouvé aucune étude des effets du 1,4-dichlorobenzène sur la reproduction. Dans plusieurs de ces études on a constaté des effets embryotoxiques et fœtotoxiques mineurs, mais seulement aux doses de 1,4-dichlorobenzène toxiques pour la mère.

2.4.2 Humains

Les données disponibles sur les effets de l'exposition au 1,4-dichlorobenzène chez l'humain se limitent à une étude épidémiologique et à des rapports relatant principalement des cas d'expositions accidentelles aux produits antimites ou aux désodorisants ou au mauvais usage de ces produits. On a trouvé aucune étude clinique sur les effets d'une exposition de volontaires. Dans la seule étude épidémiologique sur des travailleurs exposés, aucun signe de «lésions organiques ou d'effets hématologiques anormaux» n'ont été signalé au cours d'exams périodiques de 58 travailleurs exposés à des concentrations diverses de 1,4-dichlorobenzène, bien que des niveaux de 50 et 80 p.p.m. se soient révélés irritants pour les yeux et le nez; cette irritation est devenue grave à 160 p.p.m. (Hollingsworth et coll., 1956). Toutefois, le rapport publié de cette étude donne peu de renseignements concernant le protocole expérimental suivi.

2.4.3 Écotoxicologie

Les renseignements trouvés sur la toxicité du 1,4-dichlorobenzène pour le biote aquatique comprennent des données relatives aux effets aigus et chroniques sur les bactéries, les algues, les invertébrés et le poisson. Les études citées ci-après ont été effectuées dans des milieux clos et statiques ou dans des conditions d'écoulement continu, et elles sont considérées comme fiables pour un composé volatil comme le 1,4-dichlorobenzène. On n'a pas trouvé de données convenables sur la toxicité pour le biote des sédiments ou le biote terrestre, notamment les mammifères et oiseaux sauvages et les plantes vasculaires. De même, il n'y a aucune donnée empirique sur les effets néfastes du 1,4-dichlorobenzène pour la faune, en raison de la baisse de quantité ou de qualité des proies.

La plus faible CL_{50} (48 heures) signalée pour la toxicité aiguë était de 1,18 mg/L pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) [Calamari et coll., 1983]. Pour la puce d'eau (*Daphnia magna*), Canton et ses collaborateurs (1985) ont signalé une CL_{50} sur 48 heures de 2,2 mg/L, tandis que Calamari et ses collaborateurs (1983) faisaient état d'une concentration d'immobilisation sur 24 heures (CI_{50}) de 1,6 mg/L. Chez l'algue d'eau douce (*Selenastrum capricornutum*), l'inhibition a été signalée à une concentration de 1,4-dichlorobenzène de 1,6 mg/L pour la croissance (CE_{50} sur 96 heures) et de 5,2 mg/L pour la photosynthèse (CE_{50} sur 3 heures) [Calamari et coll., 1982, 1983].

Les effets sur la reproduction étaient les plus sensibles en ce qui concerne la toxicité du 1,4-dichlorobenzène pour les organismes aquatiques. Calamari et ses collaborateurs (1982) ont signalé une concentration sans effet observé (CSEO) de 0,22 mg/L et une concentration minimale avec effets observés (CMEO) [effets sur la reproduction] de 0,40 mg/L pour *Daphnia magna*, sur 28 jours. Dans une étude similaire, les auteurs

ont noté une CE_{50} sur 14 jours (pour effets sur la reproduction) de 0,93 mg/L (Calamari et coll., 1983). Pour le poisson, Carlson et Kosian (1987) ont fait état d'une CSEO de 0,57 mg/L et d'une CMEO (pour effets sur la croissance) de 1,0 mg/L pour la tête-de-boule [*Pimephales promelas*] exposé au 1,4-dichlorobenzène de façon continue pendant 32 jours durant la phase embryonnaire et les premiers stades larvaires.

3.0 Évaluation du caractère «toxique» au sens de la LCPE

3.1 Alinéa 11a) – L'environnement

Le 1,4-dichlorobenzène produit et importé au Canada est libéré dans l'environnement. On a trouvé peu de données concernant les quantités qui pénètrent dans l'environnement, mais en raison de la volatilité du produit et du caractère dispersé de ses utilisations, on peut supposer que les 3 500 tonnes utilisées au Canada finissent dans l'environnement. Au Canada, on a trouvé du 1,4-dichlorobenzène dans les effluents municipaux et industriels, l'air, les eaux souterraines et de surface, les sédiments et le biote. Le 1,4-dichlorobenzène ne persiste pas dans l'air ambiant et les eaux de surface mais, il peut persister et s'accumuler dans les sédiments en conditions anaérobies.

On a constaté l'exposition des organismes benthiques au 1,4-dichlorobenzène dans les sédiments du lac Ontario, de la rivière St. Clair, et de la Macaulay Point à Victoria (Colombie-Britannique). Toutefois, aucune donnée toxicologique permettant de conclure à des effets biologiques possibles résultant de cette exposition n'a été trouvée.

Daphnia magna est l'organisme aquatique le plus sensible au 1,4-dichlorobenzène que l'on ait trouvé. La concentration minimale avec effets observés (CMEO) sur 28 jours entraînant une réduction de la fertilité était de 400 µg/L. En divisant cette valeur par 10 (pour tenir compte des différences de sensibilité entre espèces ainsi que pour extrapoler les conditions de laboratoire aux conditions réelles) on peut estimer le seuil d'effet à 40 µg/L. La plus forte concentration de 1,4-dichlorobenzène mesurée dans des eaux de surface canadiennes (0,130 µg/L dans les eaux de la rivièrge Niagara au début des années 1980) est environ 300 fois inférieure au seuil d'effets estimé. On peut donc dire que l'exposition des organismes pélagiques au 1,4-dichlorobenzène des eaux de surface canadiennes ne devrait pas avoir d'effets néfastes.

On a envisagé le pire scénario, celui d'un mammifère piscivore, le vison (*Mustela vison*) du sud de l'Ontario, pour établir quelle est la voie d'exposition la plus importante. Le vison est un carnivore opportuniste et les organismes aquatiques peuvent constituer la totalité de son alimentation. La dose journalière totale de 1,4-dichlorobenzène pour le vison (Tableau 1) a été estimée à 2 096 ng/kg_{pc}, l'inhalation étant le mode principal d'exposition.

Tableau 1
Estimation de la dose journalière totale pour un mammifère piscivore exposé au
1,4-dichlorobenzène dans les conditions du «pire scénario»

Voie d'exposition	Niveaux dans l'environnement ^a	Consommation journalière (par kg _{pc}) ^b	Dose journalière (ng/kg _{pc})
air	3,53 µg/m ³	0,55 m ³ /jour	1 941
eau de surface	1,6 ng/L	0,1 L/jour	0,16
biote (poisson)	1,0 ng/g	155 g/jour	155
Total	–	–	2 096

- a) Le niveau dans l'air est le maximum mesuré en milieu rural (île Walpole, Ontario); le niveau dans les eaux de surface est la moyenne des mesures prises dans le lac Ontario, laquelle est comparable à celle obtenue dans la rivière St. Clair en 1985 et à Niagara-on-the-Lake en 1988; le niveau dans le biote est celui qui a été mesuré dans les poissons prédateurs du lac Ontario au début des années 1980 et il est comparable au maximum prévu avec un facteur de bioconcentration de 720.
- b) Taux d'inhalation selon Stahl (1967); consommation d'eau selon Calder et Braun (1983); et consommation de nourriture selon Nagy (1987), en supposant qu'elle est à 75 % de poisson.

En l'absence d'études sur la faune, on a tenté de fixer un seuil d'effet pour le vison en se basant sur les résultats de l'étude d'inhalation chronique effectuée sur le rat. Cette étude avait permis de conclure qu'il n'y avait pas d'effets reliés au traitement à une concentration de 450 mg/m³ (Loeser et Litchfield, 1983). En utilisant un facteur de 10, pour tenir compte de l'incertitude de l'extrapolation des conditions de laboratoire aux conditions réelles, on peut estimer le seuil d'effets à 45 mg/m³. La plus forte concentration de 1,4-dichlorobenzène trouvée dans l'air ambiant, en milieu rural, au Canada est environ 12 700 fois inférieure à ce seuil d'effets. Les données sur les effets toxicologiques du 1,4-dichlorobenzène sur les oiseaux et les plantes terrestres ne sont pas connues.

Bien que l'on ne pense pas, sur la foi des données disponibles, que les niveaux de 1,4-dichlorobenzène dans l'air et les eaux de surface soient susceptibles d'avoir des effets nocifs sur le biote aquatique ou la faune, il n'y a pas suffisamment de données pour évaluer l'importance pour le biote benthique des concentrations trouvées dans les sédiments. Par suite, les renseignements disponibles sont insuffisants pour conclure que le 1,4-dichlorobenzène pénètre 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 que le 1,4-dichlorobenzène soit volatil aux températures troposphériques et absorbe le rayonnement infrarouge aux longueurs d'ondes allant de 7 à 13 μm , il est éliminé de l'atmosphère par photo-oxydation (avec une demi-vie d'environ 3 semaines), ce qui fait que l'on trouve dans l'atmosphère des concentrations assez constantes, mais faibles ($< 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Par suite, il est peu probable que le 1,4-dichlorobenzène contribue notablement à la formation d'ozone troposphérique, au réchauffement de la planète ou à l'amenuisement de la couche d'ozone stratosphérique.

D'après les renseignements disponibles, on a conclu que le 1,4-dichlorobenzène ne pénètre 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

Exposition de la population

D'après les données dont on dispose, on peut dire que la population dans son ensemble est exposée au 1,4-dichlorobenzène, principalement par l'air et en particulier l'air intérieur (Tableau 2). Il faut noter cependant que l'on ne dispose pas de données fiables sur les concentrations de 1,4-dichlorobenzène dans l'air intérieur au Canada, et qu'il a fallu calculer la dose reçue à partir de données prises aux États-Unis. Pour les nourrissons, le lait maternel est une source importante (dose journalière évaluée à $0,7 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{pc}}$), alors que pour le reste de la population, la nourriture ne contribue pas grandement à la dose journalière (on estime que la dose journalière venant de la nourriture se situe entre $0,0005$ et $0,008 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{pc}}$). Le lait maternel contribuerait toutefois moins à la dose totale que l'air (la dose journalière pour les enfants de 0 à 6 mois serait comprise entre $0,1$ et $1,3 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{pc}}$). On estime que la dose journalière totale de 1,4-dichlorobenzène pour les divers groupes d'âges de la population canadienne se situerait entre $0,1$ et $2,1 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{pc}}$.

Tableau 2
Dose journalière estimée de 1,4-dichlorobenzène de diverses
origines pour les Canadiens

Milieu ¹	Dose estimée (µg/kg _{pc} jour)				
	0 – 6 m ^a	7 m – 4 a ^b	5 – 11 a ^c	12 – 19 a ^d	20 – 70 a ^e
Air ambiant ^f	0,01 – 0,1	0,01– 0,2	0,02 – 0,2	0,01 – 0,2	0,01 – 0,2
Air intérieur ^g	0,1 – 1,3	0,1– 1,7	0,1 – 1,9	0,1 – 1,5	0,1 – 1,5
Eau potable ^h	–	0,0008– <0,06	0,0004– <0,03	0,0003– <0,02	0,0003– <0,02
Nourriture ⁱ	0,7 ^j	0,008	0,004	0,002	0,0005
Dose totale	0,8 – 2,1	0,1 – 2,0	0,1 – 2,1	0,1 – 1,7	0,1 – 1,7

m = mois; a = année

- En supposant un poids de 7 kg, l'inhalation de 2 m³ d'air par jour et l'ingestion de 750 ml de lait maternel par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1991).
- En supposant un poids de 13 kg, l'inhalation de 5 m³ d'air par jour, et l'ingestion de 0,8 L d'eau et de 194,5 g de lait de vache à 2 % par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1991).
- En supposant un poids de 27 kg, l'inhalation de 12 m³ d'air par jour et l'ingestion de 0,9 L d'eau et de 185,61 g de lait de vache à 2 % par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1991).
- En supposant un poids de 57 kg, l'inhalation de 19 m³ d'air par jour et l'ingestion de 1,3 L d'eau et de 196,2 g de lait de vache à 2 % par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1991).
- En supposant un poids de 69 kg, l'inhalation de 23 m³ d'air par jour et l'ingestion de 1,5 L d'eau et de 60,64 g de lait de vache à 2 % par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1991).
- En se basant sur la plage de concentrations moyennes de 1,4-dichlorobenzène signalée dans une étude sur l'air ambiant de 23 endroits au Canada (0,22 - 2,94 µg/m³) [Environnement Canada, 1991], en supposant que, chaque jour, 4 des 24 heures soient passées à l'extérieur (Direction de l'hygiène du milieu, 1991).
- En se basant sur le rapport maximal des concentrations nocturnes médianes intérieure et extérieure pour 57 maisons de Los Angeles et de Contra Costa (1,8) [Wallace et coll., 1988] multiplié par les concentrations moyennes de l'étude de l'air ambiant à 23 endroits au Canada (0,22 - 2,94 µg/m³), en supposant que, chaque jour, 20 des 24 heures soient passées à l'intérieur (Direction de l'hygiène du milieu, 1991).
- En se basant sur une plage de concentrations moyennes de 1,4-dichlorobenzène dans l'eau potable canadienne de 0,013 µg/L (Oliver et Nicol, 1982) à < 1 µg/L (Otson et coll., 1982a; 1982b).
- En se basant sur une concentration de 0,00055 µg/g de 1,4-dichlorobenzène mesurée dans des échantillons composites de lait de vache à 2 % en Ontario (Davies, 1988).
- En se basant sur une concentration moyenne de 1,3-dichlorobenzène et de 1,4-dichlorobenzène (combinés) dans le lait maternel (6,1 ng/g) mesurée par la Canadian National Survey (Mes et coll., 1986) et en supposant que la masse spécifique du lait soit de 1,0.

1. Les données étaient insuffisantes pour estimer la dose venant du sol.

Effets

Les données disponibles sont insuffisantes pour évaluer la carcinogénicité du 1,4-dichlorobenzène chez les êtres humains. Une augmentation de l'incidence des adénocarcinomes des cellules tubulaires du rein chez les rats mâles et des adénomes et carcinomes hépatocellulaires chez les souris mâles et femelles a été observée lors d'une étude sur la carcinogénèse (NTP, 1987); par contre, on n'a observé qu'une augmentation marginale de l'incidence des autres tumeurs et seulement chez un seul sexe. Sur la foi de ces résultats, on a conclu qu'il y avait effectivement des preuves certaines de carcinogénicité chez les rats F344/N mâles et chez les souris B6C3F₁ mâles et femelles.

Un composé pour lequel il existe des preuves certaines de carcinogénicité chez deux espèces devrait généralement être classé dans le Groupe II (cancérogènes humains probables) de la classification mise au point pour la préparation des *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada* [Direction de l'hygiène du milieu, 1989]. Toutefois, les données montrent que l'augmentation observée des tumeurs rénales chez les rats F344 mâles après exposition au 1,4-dichlorobenzène est propre à cette espèce et à ce sexe et qu'il est peu probable que les résultats s'appliquent à l'être humain exposé à cette substance dans le milieu (voir section 2.4.1). Tout le poids des données disponibles indique que le 1,4-dichlorobenzène n'est génotoxique ni *in vitro* ni *in vivo*. D'après ces résultats et à cause de l'augmentation observée de la réplication de l'ADN et de l'absence de traces de lésions de l'ADN dans le foie de souris B6C3F₁ après exposition au 1,4-dichlorobenzène (Steinmetz et Spangord, 1987), cette substance agit peut-être comme un carcinogène hépatique, non génotoxique, chez cette espèce. C'est pour cette raison que le 1,4-dichlorobenzène a été classé dans le Groupe III (cancérogènes humains possibles) de la classification mise au point pour la préparation des *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada* (Direction de l'hygiène du milieu, 1989).

Pour les composés du Groupe III, la dose journalière admissible (DJA) est obtenue en prenant la dose sans effet (néfaste) observé (DSE[N]O) ou la dose minimale avec effets (néfastes) observés (DME[N]O), établie au moyen d'une étude sur la voie la plus significative d'exposition, et en la divisant par un facteur d'incertitude qui, si on le juge utile, prend en considération les preuves limitées de carcinogénicité.

En l'occurrence, la DJA a été établie en se servant des résultats des études portant sur la voie d'exposition la plus importante pour la population en général, c'est-à-dire l'inhalation. Cette valeur est beaucoup plus prudente que celle que l'on obtiendrait si l'on prenait les résultats des études portant sur l'ingestion de 1,4-dichlorobenzène.

Pour établir la DJA, on a pris les résultats de l'étude d'inhalation la plus longue, et les chiffres sont les suivants :

$$\text{DJA} = \frac{450 \text{ mg/m}^3 \times (5/24) \times (5/7) \times 0,144}{500 \times 0,25}$$
$$= 0,078 \text{ mg/kg}_{\text{pc}} \cdot \text{d} \text{ (} 78 \text{ } \mu\text{g/kg}_{\text{pc}} \cdot \text{d)}$$

où :

- 450 mg/m³ est la CSEO basée sur l'augmentation de la masse du foie et des reins, des protéines urinaires et des coproporphyrines, observée à des concentrations plus élevées chez le rat, lors de l'étude sur l'inhalation à long terme (Loeser et Litchfield, 1983);
- 5/24 et 5/7 sont la conversion de 5 heures par jour et 5 jours par semaine d'administration en exposition continue;
- 0,144 m³ est l'estimation du volume inhalé par les rats (NIOSH, 1985);
- 0,25 kg est la masse estimée des rats adultes (NIOSH, 1985);
- 500 est le facteur d'incertitude (× 10 pour les variations entre espèces; × 10 pour les variations au sein de l'espèce; × 5 pour la carcinogénicité, bien qu'elle n'ait pas été observée dans cette étude).

On estime que la dose journalière totale de 1,4-dichlorobenzène pour les divers groupes d'âges de la population canadienne varie de 0,1 à 2,1 µg/kg_{pc}. C'est donc de 37 à 780 fois moins que la DJA calculée ci-dessus.

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

3.4 Conclusion

Les données disponibles sont insuffisantes pour déterminer si le 1,4-dichlorobenzène pénètre dans l'environnement en quantités ou dans des conditions pouvant être nocives pour l'environnement. On a toutefois conclu que le 1,4-dichlorobenzène ne pénètre pas dans l'environnement en quantités ou dans des conditions susceptibles de mettre en danger l'environnement essentiel à la vie humaine, ou de constituer un danger pour la vie ou la santé humaine.

4.0 Recommandations

- (i) Vu que le 1,4-dichlorobenzène est fabriqué au Canada et que l'on n'a pas de données concernant les émissions dans l'atmosphère au point de fabrication, on recommande d'obtenir des données sur les quantités libérées dans l'atmosphère et sur les concentrations atmosphériques qui en résultent.
- (ii) On n'a pas trouvé de données fiables sur les concentrations de 1,4-dichlorobenzène dans l'air intérieur des maisons et des immeubles au Canada. On recommande donc d'obtenir de telles données.
- (iii) Vu que pratiquement toutes les données sur les concentrations de 1,4-dichlorobenzène dans les sédiments sont périmées, on recommande de mesurer des concentrations de cette substance à proximité des déversoirs d'effluents des usines d'épuration municipales, des usines textiles et des usines de fabrication de produits chimiques.
- (iv) On recommande de déterminer le degré de toxicité du 1,4-dichlorobenzène pour les organismes benthiques présents au Canada.

5.0 Bibliographie

Alberta Environment. *Drinking water survey*, Municipal Engineering Branch, Pollution Control Division, 1985.

Barber, L.B. «Dichlorobenzene in ground water: evidence for long-term persistence», *Ground Water*, n° 26(6), 1988, p. 696–702.

Barrows, M.E., S.R. Petrocelli et K.J. Macek. «Bioconcentration and elimination by bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*)», dans R. Haque, éd., *Dynamics, Exposure and Hazard Assessment of Toxic Chemicals*, Ann Arbor Science, Michigan, 1980, p. 379–392.

Bomhard, E., G. Luckhaus, W.-H. Voight et E. Loeser. «Induction of light hydrocarbon-nephropathy by p-dichlorobenzene», *Arch. Toxicol.*, n° 61, 1988, p. 433–439.

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 Microbiolog. Ecol.*, n° 53, 1988, p. 223–229.

Bouwer, E.J., P.L. McCarty et J.C. Lance. «Trace organic behavior in soil columns during rapid infiltration of secondary wastewater», *Water Res.*, n° 15, 1981, p. 151–159.

Bunce, N.J., J.P. Landers, J. Langshaw et J.S. Nakai. *Laboratory experiments to assess the importance of photochemical transformation during the atmospheric transport of chlorinated aromatic pollutants*, 80^e réunion annuelle de l'APCA (Air Pollution Control Association), 21-26 juin 1987, New York.

Calamari, D., S. Galassi et F. Setti. «Evaluating the hazard of organic substances on aquatic life: the para-dichlorobenzene example», *Ecotoxic. Environ. Saf.*, n° 6, 1982, p. 369–378.

Calamari, D., S. Galassi, F. Setti et M. Vighi. «Toxicity of selected chlorobenzenes to aquatic organisms», *Chemosphere*, n° 12(2), 1983, p. 253–262.

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

Callahan, M., M. Slimak, N. Gabel, I. May, C. Fowler, R. Freed, P. Jennings, R. Durfee, F. Whitmore, B. Maestri, W. Mabey, B. Holt et C. Gould. *Water-related environmental fate of 129 priority pollutants*, vol. II, Office of Water Planning and Standards/Office of Water and Waste Management, Environmental Protection Agency des É.-U., Section V, EPA 440/4-79-029b, 1979.

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

Canton, J.H., W. Sloof, H.J. Kool, J. Struys, Th. J.M. Pouw, R.C.C. Wegman et G.J. Piet. «Toxicity, biodegradability and accumulation of a number of Cl/N-containing compounds for classification and establishing water quality criteria», *Reg. Toxicol. Pharm.*, n° 5, 1985, p. 123–131.

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.C., L. Vainer, J.W. Martin et D.T. Williams. «Determination of organic contaminants in residential indoor air using an adsorption-thermal desorption technique», *J. Air Waste Manage. Assoc.*, n° 40(1), 1990, p. 62–67.

Charbonneau, M., J. Strasser, E.A. Lock, M.J. Turner et J.A. Swenberg. «Involvement of reversible binding to α -2 μ -globulin in 1,4-dichlorobenzene-induced nephrotoxicity», *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, n° 99, 1989, p. 122–132.

Chemical Marketing Reporter. *Chemical profile. p-Dichlorobenzene*, 16 juillet 1990.

Davies, K. «Concentrations and dietary intake of selected organochlorines, including PCBs, CDDs and PCDFs in fresh food composites grown in Ontario, Canada», *Chemosphere*, n° 17(2), 1988, p. 263–276.

Direction de l'hygiène du milieu, «Calcul des concentrations maximales acceptables et des objectifs de qualité esthétiques pour les substances chimiques dans l'eau potable», dans *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada — Pièces à l'appui*, 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 chimique, Santé et Bien-être social Canada, 1991 (inédit).

Di Toro, D.M., C.S. Zarba, D.J. Hansen, W.J. Berry, R.C. Swartz, C.E. Cowan, S.P. Pavlou, H.E. Allen, N.A. Thomas et P.R. Paquin. «Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning», *Environ. Toxicol. Chem.*, n° 10, 1991, p. 1541–1583.

- Durham, R.W. et B.G. Oliver. «History of Lake Ontario contamination from the Niagara River by sediment radiodating and chlorinated hydrocarbon analysis», *J. Great Lakes Res.*, n° 9(2), 1983, p. 160–168.
- Elder, V.A., B.L. Proctor et R.A. Hites. «Organic compounds found near dump sites in Niagara Falls, New York», *Environ. Sci. Technol.*, n° 15(10), 1981, p. 1237–1243.
- Ellington, J.J., F.E. Stancil, W.D. Payne et D.C. Trusty. *Measurement of hydrolysis rate constants for evaluation of hazardous waste land disposal. Volume 3. Data on 70 chemicals*, Environmental Research Laboratory, Environmental Protection Agency des É.-U., EPA/600/3-88/-28, 1988.
- Environnement Canada. *Chlorobenzene use patterns*, Section de l'utilisation des produits, Direction des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, 1983, 5 p. (inédit).
- Environnement Canada. *L'industrie textile canadienne et l'environnement : une évaluation*, Division des industries chimiques, Direction des programmes industriels, Environnement Canada, rapport EPS 5/TX/1, 1989a.
- 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, 1989b.
- 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, 1989c.
- 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, 1989d.
- 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, 1989e.
- Environnement Canada. *Update and summary report. Measurement program for toxic contaminants in Canadian urban air*, Centre de technologie environnementale de River Road, PMD 91-2, 1991 (inédit).

Environnement Canada. *Banque nationale de données sur la qualité des eaux*, banque de données sur le 1,4-dichlorobenzène, Direction de la qualité des eaux, Environnement Canada, 1992.

EPA des É.-U. (Environmental Protection Agency des É.-U.). *Locating and estimating air emissions from sources of chlorobenzenes*, Environmental Protection Agency des É.-U., Office of Air Quality, EPA-450/4-84-007m, 1986, 135 p.

EVS Consultants. *Sediment and related investigations off the Macaulay and Clover Point sewage outfall*, rapport final remis au Capital Regional District, Victoria (Colombie-Britannique), 1992, 193 p.

Fanning, M.L., D.J. Jones, D.W. Larson et R.G. Hunter. *Environmental Monitoring 1987 Iona Deep Sea Outfall Project*, Vancouver (Colombie-Britannique), Beak Associates Consulting (B.C.) Ltd., 1989.

Fathepure, B.Z., J.M. Tiedje et S.A. Boyd. «Reductive dechlorination of hexachlorobenzene to tri- and dichlorobenzenes in anaerobic sewage sludge», *Appl. Environ. Microbiol.*, n° 54(2), 1988, p. 327–330.

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(2), 1983, p. 287–294.

Garrison, A.W. et D.W. Hill. «Organic pollutants from mill persist in downstream waters», *American Dyestuff Reporter*, 1972, p. 21–25.

Giavini, E., M.L. Boccia, M. Prati et C. Vismara. «Teratologic evaluation of p-dichlorobenzene in the rat», *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, n° 37, 1986, p. 164–168.

Goldsworthy, T.L., O. Lyght, V.L. Burnett et J.A. Popp. «Potential role of 2 μ -globulin, protein droplet accumulation, and cell replication in the renal carcinogenicity of rats exposed to trichloroethylene, perchloroethylene, and pentachloroethane», *Toxicol. Appl. Toxicol.*, n° 96, 1988, p. 367–379.

Haider, K., G. Jagnow, R. Kohnen et S.U. Lim. «Degradation of chlorinated benzenes, phenols and cyclohexane derivatives by benzene- and phenol-utilizing soil bacteria under aerobic conditions», dans M.R. Overcash, éd., *Decomposition of Toxic and Nontoxic Organic Compounds in Soil*, Ann Arbor, Michigan, Ann Arbor Science, 1981.

Hayes, W.C., T.R. Hanley, T.S. Gushow, K.A. Johnson et J.A. John. «Teratogenic potential of inhaled dichlorobenzenes in rats and rabbits», *Fundam. Appl. Toxicol.*, n° 5(1), 1985, p. 190–202.

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., F.R. Engelhardt et I. Maclachlan. *Chlorobenzenes: an environmental health perspective*, préparé pour Santé et Bien-être social Canada, Ottawa, 1984b.

Holliger, C., G. Schraa, A.J.M. Stams et A.J.B. Zehnder. «Enrichment and properties of an anaerobic mixed culture reductively dechlorinating 1,2,3-trichlorobenzene to 1,3-dichlorobenzene», *Appl. Environ. Microbiol.*, n° 58(5), 1992, p. 1636–1644.

Hollingsworth, R.L., V.K. Rowe, F. Oyen, H.R. Hoyle et H. Spencer. «Toxicity of para-dichlorobenzene; determinants on experimental animals and human subjects», *Arch. Ind. Health*, n° 14, 1956, p. 138–147.

Howard, P.H. *Handbook of environmental degradation rates*, Chelsea, Michigan, Lewis Publishers, Inc., 1991.

Howard, P.H., G.W. Sage, W.F. Jarvis et D.A. Gray. *Handbook of Environmental Fate and Exposure Data for Organic Chemicals. Volume II. Solvents*, Chelsea, Michigan, Lewis Publishers, Inc., 1989.

Kao, C. et N. Poffenberger. «Chlorinated benzenes», dans M. Grayson et D. Eckroth, éd., *Kirk Othmer Encyclopedia of Chemical Technology*, Toronto (Ontario), 3^e éd., vol. 5, John Wiley & Sons, 1979, p. 797–808.

King, L. et G. Sherbin. «Point sources of toxic organics to the upper St. Clair River», *Water Pollut. Res. J. Canada*, n° 21(3), 1986, p. 433–443.

Ligoeki, M.P., C. Leuenberger et J.F. Pankow. «Trace organic compounds in rain-II. Gas scavenging of neutral organic compounds», *Atmos. Environ.*, n° 19(10), 1985, p. 1609–1617.

Loeser, E. et M.H. Litchfield. «Review of recent toxicology studies on p-dichlorobenzene», *Fd. Chem. Toxicol.*, n° 21(6), 1983, p. 825–832.

Mackay, D., W.Y. Shiu et K.C. Ma. *The Illustrated Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals. Volume I. Monoaromatic Hydrocarbons, Chlorobenzenes, and PCBs*, Michigan, Lewis Publishers, Inc., 1992, 697 p.

MacLaren Marex Inc. *Report on an environmental survey for chlorobenzenes at four coastal sites in Nova Scotia*, rapport préparé pour le Service de la protection de l'environnement, Halifax (Nouvelle-Écosse), 1979, 18 p.

Martel, R. et P. Ayotte. *État de la situation sur la contamination de la nappe souterraine dans la région de la ville de Mercier*, Ministère de l'Environnement du Québec, 1989.

McCall, J.P., D.A. Laskowski, R.L. Swann et H.J. Dishburger. «Measurement of sorption coefficients of organic chemicals and their use in environmental fate analysis», dans *Test protocols for environmental fate and movement of toxicants. Proceedings of a symposium, Association of Official Analytical Chemists, 94th Annual Meeting, October 21-22, 1980*, Washington, 1981.

Melcer, H., H. Monteith et S.G. Nutt. «Variability of toxic trace contaminants in municipal sewage treatment plants», *Wat. Sci. Tech.*, n° 20(4/5), 1988, p. 275–284.

MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). *Thirty-seven municipal water pollution control plants*, vol. 1, Stratégie municipale et industrielle de dépollution (SMID), rapport intérimaire, 1988, 97 p.

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 (January 1, 1990 to June 30, 1990)*, Stratégie municipale et industrielle de dépollution (SMID), Direction des ressources en eau, Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1991a, 176 p.

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 1, 1990 to December 31, 1990)*, Stratégie municipale et industrielle de dépollution (SMID), Direction des ressources en eau, Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1991b. 159 p.

MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). *Twelve month report. Organic manufacturing sector. Municipal Strategy for Abatement (MISA)*, Stratégie municipale et industrielle de dépollution (SMID), Direction des ressources en eau, Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1992, 81 p. (inédit).

MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). *Six month monitoring data report organic chemical manufacturing sector (October 1, 1989 to March 31, 1990)*, MISA Industrial Section, Stratégie municipale et industrielle de dépollution (SMID), Direction des ressources en eau, Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1992a, 123 p.

MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). *Twelve month monitoring data report. Inorganic chemical sector. (December 1, 1989 to November 30, 1990; February 1, 1990 to January 31, 1991)*, MISA Industrial Section, Stratégie municipale et industrielle de dépollution (SMID), Direction des ressources en eau, Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1992b, 81 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(4), 1986, p. 313–322.

Murty, C.V.R., M.J. Olson, B.D. Garg et A.K. Ray. «Hydrocarbon induced hyaline droplet nephropathy in male rats during senescence», *Toxicol. Appl. Toxicol.*, n° 96, 1988, p. 380–392.

Nagy, K.A. «Field metabolic rate and food requirement scaling in mammals and birds», *Ecol. Mono.*, n° 57, 1987, p. 111–128

NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health). *Registry of Toxic Effects of Chemical Substances. 1983-1984 Cumulative supplement to the 1981-1982 edition*, U.S. Department of Health and Human Services, 1985.

NRDIG (Niagara River Data Interpretation Group). *Joint evaluation of upstream/downstream Niagara River monitoring data. 1986-1987*, 1988, 37 p.

NRDIG (Niagara River Data Interpretation Group). *Joint evaluation of upstream/downstream Niagara River monitoring data, 1988-1989, 1990*, 72 p.

NTP (National Toxicology Program). *NTP Technical Report on the toxicology and carcinogenicity studies of 1,4-dichlorobenzene (CAS No. 106-46-7) in F344/N rats and B6C3F1 mice (gavage studies)*, Research Triangle Park, Caroline du Nord, U.S. Department of Health and Human Services, NTP TR 319, 1987, p. 198.

Oliver, B.G. «Biouptake of chlorinated hydrocarbons from laboratory-spiked and field sediments by oligochaete worms», *Environ. Sci. Technol.*, n° 21(8), 1987, p. 785–790.

Oliver, B.G. Communication personnelle, Zenon Laboratories, Burnaby (Colombie-Britannique), 1992.

Oliver, B.G. et K.D. Bothen. «Extraction and clean-up procedures for measuring chlorobenzenes in sediments and fish by capillary gas chromatography», *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, n° 12, 1982, p. 131–139.

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(8), 1982, p. 532–536.

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 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 C.W. Pugsley. «Chlorinated contaminants in St. Clair River sediments», *Water Poll. Res. J. Canada*, n° 21(3), 1986, p. 368–379.

Olson, M.J., J.T. Johnson et C.A. Reidy. «A comparison of male rat and human urinary proteins: implications for human resistance to hyaline droplet nephropathy», *Toxicol. Appli. Pharmacol.*, n° 102, 1990, p. 524–536.

Otson, R., D.T. Williams et D.C. Biggs. «Relationship between raw water quality, treatment, and occurrence of organics in Canadian potable water», *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, n° 28, 1982a, p. 396–403.

Otson, R., D.T. Williams et P.D. Bothwell. «Volatile organic compounds in water at thirty Canadian potable water treatment facilities», *J. Assoc. Off. Anal. Chem.*, n° 65(6), 1982b, p. 1370–1374.

Pankow, J.F., L.M. Isabelle, J.P. Hewetson et J.A. Cherry. «A syringe and cartridge method for down-hole sampling for trace organics in ground water», *Ground Water*, n° 22(3), 1984, p. 330–339.

Pankow, J.F., L.M. Isabelle, J.P. Hewetson et J.A. Cherry. «A tube and cartridge method for down-hole sampling for trace organic compounds in ground water», *Ground Water*, n° 23(6), 1985, p. 775–782.

Pellizzari, E.D., T.D. Harthwell, B.S.H. Harris, R.D. Waddell, D.A. Whitaker et M.D. Erikson. «Purgeable organic compounds in mothers' milk», *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, n° 28, 1982, p. 322–328.

Reinhard, M., N.L. Goodman et J.F. Barker. «Occurrence and distribution of organic chemicals in two landfill leachate plumes», *Environ. Sci. Technol.*, n° 18(12), 1984, p. 953–961.

Sadtler Research Laboratories. *1,4-Dichlorobenzene*, Sadtler Research Laboratories, Division of Bio-Rad Laboratories, Inc., 1982.

Short, B.G., V.L. Burnett, M.G. Cox, J.S. Bus et J.A. Swenberg. «Site-specific renal cytotoxicity and cell proliferation in male rats exposed to petroleum hydrocarbons», *Lab. Invest.*, n° 57(5), 1987, p. 564–577.

Stahl, W.R. «Scaling of respiratory variables in mammals», *J. Appl. Physiol.*, n° 22, 1967, p. 453–460.

Steinmetz, K.L. et R.J. Spanggord. *Examination of the potential of p-dichlorobenzene to induce unscheduled DNA synthesis or DNA replication in the in vivo-in vitro mouse hepatocyte DNA repair assay. (Task 1)*, rapport préparé par SRI International, U.S.A., pour la U.S. Chemical Manufacturers Association et présenté au WHO par l'ICI, Central Toxicology Laboratory, 1987 (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.

Vachon, J. Communication personnelle, Direction de l'eau souterraine et potable, Ministère de l'Environnement du Québec, 1986.

van der Meer, J.R., W. Roelofsen, G. Schraa et A.J.B. Zehnder. «Degradation of low concentrations of dichlorobenzenes and 1,2,4-trichlorobenzene by *Pseudomonas* sp. strain P51 in nonsterile soil columns», *FEMS Microbiol. Ecology*, n° 45, 1987, p. 333–341.

Wakeham, S.G., A.C. Davis et J.L. Karas. «Mesocosm experiments to determine the fate and persistence of volatile organic compounds in coastal seawater», *Environ. Sci. Technol.*, n° 17, 1983, p. 611–617.

Wallace, L.A. «Personal exposures, indoor and outdoor air concentrations and exhaled breath concentrations of selected volatile organic compounds measured for 600 residents of New Jersey, North Dakota, North Carolina, and California», *Toxicol. Environ. Chem.*, n° 12, 1986, p. 215–236.

Wallace, L.A., E.D. Pellizzari, T.D. Hartwell, C.M. Sparacino, L.S. Sheldon et H. Zelon. «Personal exposures, indoor-outdoor relationships, and breath levels of toxic air pollutants measured for 355 persons in New Jersey», *Atmosp. Environ.*, n° 19(10), 1985, p. 1651–1661.

Wallace, L.A., E.D. Pellizzari, T.D. Hartwell, R. Whitmore, H. Zelon, R. Perritt et L. Sheldon. «The California TEAM study: breath concentrations and personal exposures to 26 volatile compounds in air and drinking water of 188 residents of Los Angeles, Antioch, and Pittsburg, California», *Atmospheric Environment*, n° 22(10), 1988, p. 2141–2163.

Wallace, L.A., E.D. Pellizzari, T.D. Hartwell, H. Zelon, C. Sparacino, R. Perritt et R. Whitmore. «Concentrations of 20 volatile organic compounds in the air and drinking water of 350 residents of New Jersey compared with concentrations in their exhaled breath», *J. Occup. Med.*, n° 28(8), 1986, p. 603–608.

Webber, M.D. et S. Lesage. «Organic contaminants in Canadian municipal sludges», *Waste Management & Research*, n° 7, 1989, p. 63–82.

Wilson, J.T., C.G. Enfield, W.J. Dunlap, R.L. Cosby, D.A. Foster et L.B. Baskin. «Transport and fate of selected organic pollutants in a sandy soil», *J. Environ. Qual.*, n° 10(4), 1981, p. 501–506.

Zoeteman, B.C.J., K. Harmsen, J.B.H.J. Linders, C.F.H. Morra et W. Slooff.
«Persistent organic pollutants in river water and ground water of the Netherlands»,
Chemosphere, n° 9, 1980, p. 231–249.