



*Loi canadienne sur
la protection
de l'environnement*

Liste des substances d'intérêt prioritaire
Rapport d'évaluation

Trichlorobenzènes



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**

Trichlorobenzènes

Gouvernement du Canada
Environnement Canada
Santé Canada

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

DONNÉES DE CATALOGAGE AVANT PUBLICATION (CANADA)

Vedette principale au titre:

Trichlorobenzènes
(Liste des substances d'intérêt prioritaire,
rapport d'évaluation)
Publ. aussi en anglais sous le titre: Trichlorobenzenes
En tête du titre : *Loi canadienne sur la protection
de l'environnement*
Comprend des références bibliographiques.
ISBN 0-662-98665-2
N^o de cat. En40-215/25F

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

TD427.T73T7414 1993 363.73'84 C93-099697-6



Groupe	Canada
Communication	Communication
Canada	Group
Edition	Publishing

© Ministre des Approvisionnement et Services Canada 1993
Groupe Communication Canada—Édition
Ottawa, Canada K1A 0S9
N^o de cat. En40-215/25F
ISBN 0-662-98665-2



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»	5
2.1 Description, propriétés, production et utilisations.....	5
2.2 Pénétration dans l'environnement.....	6
2.3 Informations sur l'exposition	8
2.3.1 Devenir	8
2.3.2 Concentrations	9
2.4 Informations sur les effets	14
2.4.1 Animaux de laboratoire et <i>in vitro</i>	14
2.4.2 Humains.....	16
2.4.3 Écotoxicologie.....	16
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.....	30
4.0 Recommandations	31
5.0 Bibliographie	32

Synopsis

Les trichlorobenzènes (pour lesquels il existe 3 isomères, soit le 1,2,4-trichlorobenzène, le 1,2,3-trichlorobenzène et le 1,3,5-trichlorobenzène) ne sont pas fabriqués au Canada. On en importe annuellement au Canada environ 50 tonnes qui sont principalement utilisées comme intermédiaires chimiques et comme solvants industriels. On en trouve aussi des quantités importantes dans certains transformateurs et condensateurs électriques, car ces substances ont déjà été utilisées comme fluides diélectriques. On a fréquemment détecté des trichlorobenzènes dans des échantillons d'eaux de surface, de sédiments et de biote prélevés dans le secteur canadien de la région des Grands Lacs. Ces substances sont décelées moins fréquemment dans des échantillons d'air ambiant, d'eaux souterraines et de sol. Les trichlorobenzènes ne persistent pas dans l'air ou dans les eaux superficielles, mais sont lentement biodégradés dans le sol; ils persistent en conditions anaérobies dans les sédiments.

La concentration maximale de trichlorobenzènes (somme des 3 isomères) mesurée dans les eaux de surface au Canada était plus de 1 000 fois inférieure à l'estimation du seuil susceptible de produire des effets chez l'espèce aquatique la plus sensible. Chez les mammifères piscivores, la quantité absorbée avec les aliments est, estime-t-on, environ 50 fois inférieure à la concentration seuil produisant des effets sur ce biote. On n'a trouvé aucune donnée appropriée sur les effets toxicologiques des trichlorobenzènes sur les organismes benthiques, et les données disponibles sur les concentrations de trichlorobenzènes dans les sols au Canada sont limitées. Il a donc été impossible de conclure si la présence de ces substances pourrait produire des effets nocifs sur le biote des sédiments et des sols au Canada.

Les trichlorobenzènes sont présents en faibles concentrations et possèdent une demi-vie relativement courte dans l'atmosphère. Ils ne contribuent 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 sur les concentrations de chaque isomère de trichlorobenzène dans l'air ambiant, dans l'eau potable et dans les aliments ont servi à l'évaluation des doses journalières totales moyennes pour les divers groupes d'âge de la population générale. Ces valeurs sont approximativement de 2 à 23 fois plus faibles que les doses journalières admissibles établies pour chaque isomère 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 les trichlorobenzènes pénètrent dans l'environnement en quantités ou dans des conditions pouvant être nocives pour l'environnement. On a toutefois conclu que les trichlorobenzènes ne pénètrent 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 que les ministres de l'Environnement et de la Santé préparent et publient une Liste des substances d'intérêt prioritaire, qui énumère des substances (notamment des produits chimiques, des groupes de produits chimiques, des effluents et des déchets) qui peuvent se révéler nocives pour l'environnement ou constituer un danger pour la santé humaine. La Loi exige également que les ministres évaluent ces substances et déterminent si elles sont «toxiques» au sens de l'article 11 de la Loi, 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 et faire l'objet, éventuellement, de règlements, de lignes directrices ou de codes de pratique visant à régir un aspect quelconque de leur cycle de vie, à partir de l'étape de la recherche et de la conception jusqu'à la fabrication, l'utilisation, l'entreposage, le transport et l'élimination finale.

Pour évaluer si les trichlorobenzènes (y compris les isomères 1,2,3-, 1,2,4- et 1,3,5-trichlorobenzène) sont «toxiques» au sens de la LCPE, on a déterminé s'ils **pénètrent** ou peuvent pénétrer dans l'environnement canadien en une concentration ou en une quantité ou dans des conditions qui pourraient entraîner **l'exposition** des êtres humains ou d'autres éléments du biote à un point tel qu'il pourrait en résulter des **effets** nocifs.

Pour évaluer si les trichlorobenzènes sont «toxiques» pour la santé humaine au sens de la LCPE, on s'est basé principalement sur de la documentation préparée par le personnel de Santé Canada dans le cadre du Programme international sur la sécurité des substances chimiques (PISSC). Entre 1984 et 1987, le personnel de Santé Canada a passé en revue des données originales pertinentes à l'évaluation des risques que

comporte pour la santé humaine une exposition à des benzènes chlorés (à l'exception de l'hexachlorobenzène) afin de préparer une ébauche d'un document portant sur les critères de santé environnementale pour les besoins du PISSC. L'évaluation actuelle a été mise à jour et étendue pour insister sur les données les plus pertinentes à l'évaluation des risques liés à l'exposition aux trichlorobenzènes dans l'ensemble de l'environnement au Canada. Comme les données sur chaque isomère étaient suffisantes, les effets potentiels de chacun des isomères sur la santé ont été traités séparément. Les importants facteurs d'incertitude appliqués à l'élaboration des doses journalières acceptables sont suffisamment prudents pour tenir compte des effets additifs potentiels des isomères. De plus, dans l'industrie, on se limite principalement à l'utilisation d'un seul isomère (1,2,4-trichlorobenzène), les concentrations des autres isomères dans l'environnement étant assez faibles.

Au cours de la préparation du document du PISSC, on a effectué des recherches dans des bases de données scientifiques très variées pour mettre à jour les renseignements fournis dans des rapports préparés antérieurement par des entrepreneurs indépendants, y compris une bibliographie annotée sur les chlorobenzènes (excluant l'hexachlorobenzène) par Peter Strahlendorf (1978) et un document portant sur les critères applicables aux chlorobenzènes (incluant l'hexachlorobenzène) et rédigé par Michael Holliday et ses associés (1984a, 1984b). D'autres renseignements ont été obtenus au cours d'un examen par les pairs des points principaux de l'ébauche du document sur des critères de santé environnementale effectuée pour le PISSC et lors de la réunion d'un groupe d'experts en juin 1990. Plus récemment, en février 1991, on a fait des recherches dans les bases de données ENVIROLINE, Chemical Abstracts, Pollution Abstracts, Environmental Bibliography, IRIS, MEDLINE et BIOSIS dans le but de trouver des données récentes ayant trait en particulier aux risques menaçant les Canadiens. On n'a pas tenu compte des données pertinentes à l'évaluation de la toxicité des trichlorobenzènes pour les êtres humains qui ont été obtenues après la rédaction du présent rapport, c'est-à-dire après mai 1992.

Les renseignements considérés pertinents pour évaluer si les trichlorobenzènes sont «toxiques» pour l'environnement ont été recueillis grâce à des recherches en ligne, terminées en novembre 1990, dans les bases de données ASFA, BIOSIS, CAB Abstracts, Chemical Abstracts, Chemical Evaluation Search and Retrieval System (CESARS), CIS, ENVIROLINE, Hazardous Substances et le Régistre international des substances chimiques potentiellement toxiques (RISCPT). Au cours de la préparation du présent rapport, on a aussi consulté un résumé des renseignements sur la toxicité environnementale, le devenir et les concentrations de trichlorobenzènes préparé à contrat par Diane Koniecki (novembre 1991). On n'a pas tenu compte des renseignements pertinents à l'évaluation de la toxicité pour l'environnement qui ont été obtenus après octobre 1992.

On a consulté des articles de revue quand ceux-ci étaient pertinents; toutefois les études initiales qui constituent la base de la détermination de la «toxicité» au sens de la LCPE ont été évaluées de façon critique par le personnel de Santé Canada (exposition des êtres humains et effets sur leur santé) et d'Environnement Canada (pénétration, exposition environnementale et effets). Les employés suivants ont contribué à la préparation du présent rapport:

D. Boersma (Environnement Canada)
P. Doyle (Environnement Canada)
B. Elliott (Environnement Canada)
C. Fortin (Environnement Canada)
M. Giddings (Santé Canada)
R. Gomes (Santé Canada)
K. Lloyd (Environnement Canada)
M.E. Meek (Santé Canada)
L. Shutt (Environnement Canada)

W. Dormer et R.G. Liteplo de Santé Canada ont aussi contribué à la consolidation du présent rapport d'évaluation.

Dans le présent rapport, on trouvera un synopsis qui paraîtra également dans la *Gazette du Canada*. Un résumé des renseignements techniques critiques pour l'évaluation qui est présenté de façon plus détaillée dans la documentation à l'appui inédite est donné dans la section 2.0. L'évaluation de la «toxicité» des trichlorobenzènes au sens de la LCPE se trouve à la section 3.0.

Dans le cadre du processus d'examen et d'approbation établi par Environnement Canada, les sections sur l'environnement de ce rapport d'évaluation ont été revues par B. Betts (Washington State Department of Ecology) et par U. Borgmann (ministère des Pêches et des Océans). Les sections qui traitent des effets sur 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. L'ensemble du rapport d'évaluation a été 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 du présent rapport d'évaluation et de la documentation à l'appui inédite 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

Les 3 isomères du trichlorobenzène (1,2,4-, 1,2,3- et 1,3,5-trichlorobenzène) [formule moléculaire, $C_6H_3Cl_3$] sont des hydrocarbures aromatiques cycliques sur lesquels 3 atomes de chlore remplacent des atomes d'hydrogène dans le cycle benzénique. Dans le présent rapport, chaque fois que c'était possible on a présenté les renseignements sur chacun des isomères dans l'ordre où ils sont donnés ci-dessus. De plus, sauf indication contraire, le terme «trichlorobenzènes» désigne l'ensemble des 3 isomères.

Le 1,2,4-trichlorobenzène (numéro CAS 120-82-1), soit l'isomère le plus commun, est un liquide incolore à la température ambiante dont le point de fusion est de 17 °C (Mackay et coll., 1992). Le 1,2,3-trichlorobenzène (numéro CAS 87-61-6) et le 1,3,5-trichlorobenzène (numéro CAS 108-70-3) sont des solides cristallins blancs dont le point de fusion est respectivement de 64 °C et de 53 °C (Mackay et coll., 1992). Les trichlorobenzènes sont moyennement volatils, leur pression de vapeur étant de 61 Pa pour le 1,2,4-trichlorobenzène, 28 Pa pour le 1,2,3-trichlorobenzène et de 32 Pa pour le 1,3,5-trichlorobenzène à 25 °C (Mackay et coll., 1992). Les solubilités dans l'eau à 25 °C sont de 40 mg/L pour le 1,2,4-trichlorobenzène, de 21 mg/L pour le 1,2,3-trichlorobenzène et de 5,3 mg/L pour le 1,3,5-trichlorobenzène. Les logarithmes des coefficients de partage dans le mélange octanol-eau ($\log K_{oe}$) pour les 3 isomères varient d'environ 3,85 à 4,30 (Mackay et coll., 1992). Les coefficients de partage dans le carbone organique qui ont été calculés à partir des valeurs de $\log K_{oe}$ indiquées par Mackay et ses collaborateurs (1992), varient d'environ 3 à 5. Les Sadtler Research Laboratories (1982) ont indiqué que les trichlorobenzènes absorbent le rayonnement infrarouge, y compris les longueurs d'onde de 7 à 13 μm .

Les trichlorobenzènes sont habituellement formés par chloration catalytique du 1,2-, 1,3- et 1,4-dichlorobenzène entre 20 °C et 30 °C en présence de chlorure ferrique, suivie d'une distillation fractionnée (EPA des É.-U., 1986). Les concentrations de trichlorobenzènes dans les milieux environnementaux sont normalement quantifiées par chromatographie en phase gazeuse combinée, par exemple, à un spectromètre de masse ou un détecteur à capture d'électrons (Oliver et Bothen, 1982; CFR des É.-U., 1990). Les limites de détection se situent normalement entre 0,02 et 0,1 ng/L dans l'eau et entre 0,1 et 1,0 $\mu g/kg$ dans les sédiments (poids sec [ps]) et dans le biote (poids humide [ph]) [Oliver et Nicol, 1982; Merriman, 1987; Stevens et Neilson, 1989].

Il n'y a actuellement aucun producteur de trichlorobenzènes au Canada, mais on estime que de 40 à 50 tonnes par année de ces substances ont été importées entre 1987 et 1990 (Camford Information Services, 1991). Les importations étaient plus importantes dans les années 1970, période où elles s'élevaient en moyenne à environ 140 tonnes par année de 1976 à 1978 (Statistique Canada, 1978, 1980). Actuellement, environ 30 tonnes de trichlorobenzènes sont utilisées annuellement au Canada comme solvants dans la fabrication des textiles et environ 15 tonnes sont utilisées chaque année comme intermédiaires dans la production d'autres produits chimiques (Camford Information Services, 1991). Dans le passé, les trichlorobenzènes ont été utilisés en combinaison avec des biphenyles polychlorés (BPC) dans les fluides diélectriques destinés aux transformateurs et aux condensateurs; toutefois, après l'entrée en vigueur des règlements interdisant les nouvelles utilisations des fluides diélectriques renfermant des BPC en 1980 (*Gazette du Canada*, 1980), cette application des trichlorobenzènes a diminué considérablement. Les résultats d'une enquête menée récemment (Brien, 1993) indiquent que de faibles quantités (<2 tonnes en 1992) de trichlorobenzènes étaient encore utilisées dans des fluides diélectriques pour l'entretien des transformateurs au Canada. Aux États-Unis, les trichlorobenzènes sont aussi utilisés comme agents de dégraissage et comme lubrifiants (Slimak et coll., 1980).

2.2 Pénétration dans l'environnement

On ne connaît aucune source naturelle de trichlorobenzènes. Les trichlorobenzènes s'introduisent dans le sol (surtout à la suite de déversements de fluides diélectriques) et dans l'eau à partir des rejets d'effluents industriels et des eaux de lixiviation des décharges. Les émissions dans l'air résultent de la volatilisation à la suite de l'utilisation industrielle des trichlorobenzènes comme solvants et à partir de l'incinération incomplète de matières renfermant des trichlorobenzènes. Selon certaines indications, les trichlorobenzènes peuvent être produits par biodégradation de benzènes plus chlorés dans des sédiments anaérobies (Fathepure et coll., 1988; Holliger et coll., 1992) et par métabolisme du fongicide lindane dans les racines des plants de blé traités (Balba et Saha, 1974).

D'après les déversements qui ont été signalés et les taux de récupération des fluides renfermant des BPC (Menzies, 1992) et si l'on suppose que les liquides non récupérés contiennent 18,6 % d'isomères combinés de trichlorobenzène (NRCC, 1980), on estime que jusqu'à 23 tonnes de trichlorobenzènes ont été libérées avec des BPC déversés dans le sol de diverses régions du Canada.

Les quantités de trichlorobenzènes libérées dans les eaux de surface par l'intermédiaire des effluents industriels ont été estimées pour la période allant de 1987 à 1991 dans le cadre du programme de la Stratégie municipale et industrielle de dépollution (SMID). Deux isomères (1,2,4- et 1,2,3-trichlorobenzène) ont été décelés dans l'effluent provenant d'usines de fabrication de produits chimiques organiques et inorganiques

(MEO, 1992a, 1992b), d'usines de pâte (MEO, 1991a, 1991b), d'usines de fabrication de fer et d'acier (MEO, 1991c) et d'usines municipales de dépollution (MEO, 1988). Les charges des isomères individuels dans les eaux réceptrices (rivière St. Clair, lac Érié et rivière St. Mary's) variaient de 0,01 kg/jour à plus de 0,05 kg/jour selon la source (MEO, 1991c, 1992a). Les concentrations moyennes à long terme (6 à 12 mois) dans les effluents se situaient couramment à un niveau inférieur ou égal à la limite de détection (10 ng/L) et elles dépassaient rarement 100 ng 1,2,4- ou 1,2,3-trichlorobenzène/L (MEO, 1988, 1991a, 1991b, 1991c, 1992a, 1992b). Des données obtenues à la fin des années 1970 et au début des années 1980 ont aussi indiqué que les concentrations (> 10 000 ng/L) de trichlorobenzène étaient beaucoup plus élevées dans les effluents de certaines usines de textiles particulières (Chen, 1989; Day et Power, 1981; MacLaren Marex Inc., 1979). Les concentrations s'élevaient jusqu'à 17 000 ng 1,2,4-trichlorobenzène/L dans des eaux de lixiviation non traitées provenant d'une décharge située à l'emplacement d'une usine chimique à Sarnia (King et Sherbin, 1986).

Aucun renseignement n'existe sur les quantités de trichlorobenzènes libérées dans l'atmosphère à la suite de leur utilisation dans les processus industriels au Canada; toutefois, des trichlorobenzènes ont été décelés dans des gaz de cheminés d'incinérateurs de déchets municipaux situés au Québec et à l'Île-du-Prince-Édouard (maximum 4 130 ng/m³ [trichlorobenzènes totaux]) [Environnement Canada, 1985, 1987], et de deux incinérateurs de boues situés en Ontario (intervalle = 105 à 780 ng trichlorobenzènes/m³) [Environnement Canada, 1988a, 1988b]. Des concentrations beaucoup plus élevées (moyennes variant de 32 650 à 143 790 ng/m³) ont été signalées récemment dans le cas de gaz de cheminée émis par un incinérateur mobile brûlant du sol contaminé qui renfermait jusqu'à 10 % de fluides diélectriques contenant des BPC (Western Research, 1991). D'après des estimations récentes, jusqu'à 2 585 tonnes de trichlorobenzènes sont présentes en même temps que des BPC dans les fluides diélectriques actuellement utilisés et 32 tonnes de trichlorobenzènes sont présents dans les BPC entreposés en attendant d'être détruits (Environnement Canada, 1991a; CNRC, 1980). Si l'on se base sur une efficacité de destruction de l'incinération de 99,999 % (Dibbs, 1991), la quantité totale de trichlorobenzènes libérée dans l'atmosphère à la suite de l'incinération de tous les BPC actuellement utilisés ou entreposés au Canada serait de moins de 3 tonnes. Ce chiffre ne comprend pas les émissions fugitives, qui peuvent être importantes (Western Research, 1991), ni les quantités rejetées à la suite de déversements de fluides renfermant des BPC.

2.3 Informations sur l'exposition

2.3.1 Devenir

Le devenir des trichlorobenzènes 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 les trichlorobenzènes soient éliminés des environnements aérobies (par exemple de l'air et des eaux de surface) par des processus de dégradation, ils persistent et s'accumulent dans des conditions anaérobies dans les sédiments enfouis et dans les sols.

Si l'on se base sur une comparaison des concentrations de trichlorobenzènes en phase gazeuse et sur des particules atmosphériques dans le sud-ouest de l'Ontario en 1987 et en 1988, pratiquement tous (> 99 %) les trichlorobenzènes présents dans l'atmosphère se trouvent en phase vapeur (Environnement Canada, 1989e). Dans l'atmosphère, les trichlorobenzènes réagissent avec des radicaux hydroxyle produits par photochimie dont la demi-vie varie de 5 à 53 jours pour le 1,2,4-trichlorobenzène (Howard et coll., 1991). Dans le cas du 1,3,5-trichlorobenzène, les demi-vies de réaction des radicaux hydroxyle atmosphériques étaient de 20 jours (GDCh, 1989) et de 185 jours (Howard, 1989). Mackay et ses collaborateurs (1992) ont estimé une demi-vie moyenne dans l'atmosphère d'environ 3 semaines pour les trichlorobenzènes en se basant sur la photo-oxydation et des processus d'advection. Comme le 1,2,4-trichlorobenzène absorbe faiblement le rayonnement à des longueurs d'onde supérieures à 300 nm, il est peu probable que la photolyse se produise directement dans l'atmosphère (Bunce et coll., 1987). Comme les trichlorobenzènes présentent des demi-vies de réaction atmosphériques de plusieurs semaines, ils peuvent être transportés sur de longues distances dans l'atmosphère. La présence du 1,2,4-trichlorobenzène dans l'eau de pluie indique que cette substance persiste assez longtemps pour retourner sur la surface de la terre par lavage atmosphérique (Ligocki et coll., 1985).

La plupart des trichlorobenzènes libérés dans l'eau (par l'intermédiaire des effluents industriels ou des eaux de lixiviation industrielles) s'échapperont dans l'atmosphère par volatilisation (Oliver, 1984). D'après des études expérimentales et des études de modélisation, la demi-vie de volatilisation des trichlorobenzènes à partir de l'eau varie de 10 à 20 jours (Wakeham et coll., 1983; Lay et coll., 1985; Mackay et coll., 1992). Les trichlorobenzènes qui restent dans la colonne d'eau se partageront entre la phase aqueuse, les sédiments en suspension et les sédiments de fond et le biote. Bartholomew et Pfaender (1983) ont indiqué que, même si le 1,2,4-trichlorobenzène radio-marqué était éliminé de l'eau parce qu'il avait été absorbé par des microorganismes, ce composé n'était pas biotransformé après 12 heures (période d'observation de l'étude). Des demi-vies d'élimination à partir de l'eau par absorption par des micro-organismes de 24 à 58 jours ont été calculées à partir de constantes de vitesse signalées par Battersby (1990).

L'analyse de carottes de sédiments datés semble indiquer que les trichlorobenzènes se sont accumulés dans les sédiments du lac Ontario depuis le début des années 1900 et que les taux d'apport ont atteint un maximum dans les années 1970 (Oliver et Nicol, 1982). Ces auteurs ont comparé les proportions relatives des différents congénères de chlorobenzène dans des sédiments de surface et des sédiments enfouis (plus anciens) et ils ont conclu qu'il y avait peu d'indications selon lesquelles il se produit une oxydation microbienne ou une déshalogénéation des chlorobenzènes dans les sédiments du lac Ontario (Oliver et Nicol, 1983). Les résultats d'expériences effectuées en laboratoire par Peijnenburg et ses collaborateurs (1992) et par Bosma et ses collaborateurs (1988) laissent toutefois supposer que les trichlorobenzènes peuvent être transformés en dichlorobenzènes dans certains sédiments, dans des conditions anaérobies, avec des demi-vies variant de quelques jours à plus de 200 jours.

Les trichlorobenzènes libérés dans le sol (lors d'un déversement de fluide de transformateur par exemple) ont une mobilité limitée (Wilson et coll., 1981), due en partie à leur adsorption sur la matière organique (Lee et coll., 1989). Les demi-vies de volatilisation à partir de la surface du sol (0 à 10 cm de profondeur) en présence de 2 % de carbone organique ont été estimées par Mackay et ses collaborateurs (1992) à environ 320 jours pour le 1,2,4-trichlorobenzène, à 365 jours pour le 1,2,3-trichlorobenzène et à 80 jours pour le 1,3,5-trichlorobenzène. Les taux d'évaporation sont moindres à des profondeurs de plus de 10 cm et dans des sols présentant une concentration plus élevée de matière organique (Marinucci et Bartha, 1979). Howard et ses collaborateurs (1991) ont estimé que la demi-vie par biodégradation non acclimatée du 1,2,4-trichlorobenzène dans des sols aérobies varie d'environ 28 à 180 jours, mais qu'elle serait encore plus longue dans des sols anaérobies.

Des facteurs de bioconcentration dans le corps entier (PBC) pour les trichlorobenzènes variant de 100 à 4 000 ont été signalés pour un biote aquatique varié (Oliver et Niimi, 1983; Knezovich et Harrison, 1988; Howard, 1989; Mackay et coll., 1992); cependant, Oliver et Niimi (1988) n'ont signalé aucune indication de la bioamplification des trichlorobenzènes.

2.3.2 Concentrations

Des trichlorobenzènes ont été fréquemment décelés dans des échantillons d'eau de surface, de sédiments et de biote prélevés dans la région des Grands Lacs. Ils ont été trouvés moins souvent dans des échantillons d'air ambiant et d'eau souterraine. Les données sur les concentrations dans le sol et les eaux souterraines sont limitées à celles qui ont été déterminées dans les emplacements contaminés uniques. On n' a pas signalé les concentrations de trichlorobenzènes dans les eaux côtières marines au Canada.

Dans des enquêtes portant sur l'air ambiant de 18 lieux situés au Canada et réalisées entre octobre 1988 et avril 1990, les concentrations moyennes de 1,2,4-trichlorobenzène variaient de non décelables (seuil de détection $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) à $0,27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Environnement Canada, 1991c; Dann, 1992). Les concentrations de 1,2,4-trichlorobenzène dans des échantillons d'air ambiant prélevés entre janvier 1989 et décembre 1990 dans 11 villes canadiennes et dans un emplacement rural étaient généralement inférieures au seuil de détection, qui est d'environ $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, bien qu'un maximum de $0,92 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ait été signalé (Dann, 1992). Des concentrations moyennes de l'isomère 1,2,4 dans l'air ambiant aux Pays-Bas étaient $< 0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Lebret, 1985) et dans 3 centres urbains des États-Unis, de $\# 0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Singh et coll., 1981). Des données limitées de surveillance recueillies à l'extérieur du Canada laissent supposer que cet isomère représente 60 à 80 % de la teneur totale en trichlorobenzène de l'air ambiant (Bruckmann et coll., 1988; Atlas et Schaufli, 1990). La concentration moyenne de trichlorobenzènes dans des échantillons d'air prélevés en 1989 et en 1990 près d'une installation stationnaire d'incinération des BPC était de $6 \text{ } 100 \text{ ng}/\text{m}^3$ (maximum de $24 \text{ } 100 \text{ ng}/\text{m}^3$) [Western Research, 1991].

On n'a pas trouvé de données sur les concentrations de 1,2,3- et de 1,3,5-trichlorobenzène dans l'air ambiant au Canada; cependant, le 1,2,3- et le 1,3,5-trichlorobenzène ont été décelés dans un nombre non précisé d'échantillons d'air ambiant à Ede et à Rotterdam, aux Pays-Bas (médiane $< 0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les deux isomères), et dans 89 échantillons à Bochum, en Allemagne (1,2,3-trichlorobenzène moyenne = $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$; 1,3,5-trichlorobenzène: moyenne = $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) [Lebret, 1985; Bauer, 1981].

Les concentrations de 1,2,4-trichlorobenzène dans l'air intérieur au Canada ont été déterminées dans 2 études. D'après des données préliminaires relatives à 757 maisons choisies au hasard, les concentrations moyennes de 1,2,4-trichlorobenzène dans l'air intérieur étaient d'environ $2,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, avec une valeur maximale de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (le seuil de détection de la méthode et le nombre de maisons dans lesquelles le 1,2,4-trichlorobenzène n'avait pas été décelé n'ont pas été indiqués) [Otson et coll., 1992]. Dans une petite étude portant sur des échantillons prélevés dans la région métropolitaine de Toronto entre juin et août 1990, on n'a pas décelé de 1,2,4-trichlorobenzène (seuil de détection = $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) dans 3 des 4 échantillons prélevés dans des maisons (moyenne = $3,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$; maximum = $7,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et dans 7 des 8 échantillons prélevés dans des bureaux (moyenne = $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$; maximum = $3,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) [Bell et coll., 1991]. Les concentrations moyennes de 1,2,4-trichlorobenzène dans des automobiles en mouvement (1 à 2 heures chaque fois le matin [n = 11] et le soir [n = 8]) s'élevaient à $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dans tous les échantillons d'air extérieur analysés dans cette étude, le 1,2,4-trichlorobenzène était présent uniquement en quantités traces ($0,6 < \text{traces} < 2,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Les concentrations moyennes de 1,2,4-trichlorobenzène mesurées dans l'air intérieur lors de ces études étaient légèrement plus élevées que celles qui avaient été déterminées lors d'une étude de plus grande envergure effectuée aux Pays-Bas (médiane $< 0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) [Lebret, 1985].

Les concentrations médianes de 1,2,3-trichlorobenzène dans l'air intérieur signalées par Lebret (1985) pour 134 échantillons prélevés dans des maisons bâties pendant l'après-guerre à Ede, 96 échantillons prélevés dans des maisons de moins de 6 ans à Ede et 89 échantillons prélevés dans des maisons dont l'âge n'était pas précisé à Rotterdam étaient $< 0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La valeur maximale, de $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$, avait été mesurée dans une maison située à Ede et ayant moins de 6 ans; la concentration maximale dans des maisons plus anciennes situées à Ede et dans des maisons à Rotterdam était de $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Lebret (1985) a aussi signalé des concentrations de 1,3,5-trichlorobenzène dans l'air intérieur dans des échantillons prélevés à Ede et à Rotterdam. Les concentrations médianes pour 134 échantillons prélevés dans des maisons de l'après-guerre, dans 96 échantillons prélevés dans des maisons de moins de 6 ans situées à Ede et dans 89 échantillons prélevés dans des maisons dont l'âge n'était pas précisé à Rotterdam, étaient $< 0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La valeur maximale de $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a été mesurée dans une maison de l'après-guerre située à Ede.

Les données qui ont été recueillies sur les concentrations de trichlorobenzènes dans les eaux de surface ne portent que sur la région des Grands Lacs. Les concentrations maximales dans des échantillons intègres d'eau prélevés dans la rivière Niagara et à Niagara-on-the-Lake en 1988 et en 1989 étaient de 2,5 ng/L pour le 1,2,4-trichlorobenzène, de 0,60 ng/L pour le 1,2,3-trichlorobenzène et de 0,09 ng/L pour le 1,3,5-trichlorobenzène (NRDIG, 1990). Ces concentrations sont beaucoup moins élevées que celles qui ont été signalées pour la rivière Niagara au début des années 1980 (Oliver et Nicol, 1984; Fox et Carey, 1986). Les concentrations des isomères individuels de trichlorobenzène présents dans les eaux de surface des lacs Supérieur, Huron et Érié du début au milieu des années 1980 étaient habituellement inférieures à 1 ng/L (Oliver et Nicol, 1982; Stevens et Neilson, 1989).

Les renseignements concernant les concentrations de trichlorobenzène dans l'eau potable au Canada sont limités. On a décelé du 1,2,4-trichlorobenzène dans l'eau potable de 3 villes situées en bordure du lac Ontario; les concentrations variaient de 1 à 4 p.p.t. (ng/L), la valeur moyenne étant de 2 p.p.t. (ng/L) [Oliver et Nicol, 1982]. Dans une enquête portant sur 570 échantillons d'eau potable provenant de 139 emplacements situés dans les 4 provinces de l'Atlantique et prélevés entre 1985 et 1988, on n'a pas décelé de 1,2,4-trichlorobenzène (seuil de détection = $0,004 \mu\text{g}/\text{L}$) [Environnement Canada, 1989a, 1989b, 1989c, 1989d]. On a décelé du 1,2,3-trichlorobenzène dans les réserves d'eau potable de 3 villes situées en bordure du lac Ontario; les concentrations variaient de «0,1 à 0,1 p.p.t.» (ng/L); la valeur moyenne était de 0,1 ng/L (Oliver et Nicol, 1982). Lors d'une enquête portant sur 594 échantillons d'eau potable provenant de 139 sites dans les 4 provinces de l'Atlantique et prélevés entre 1985 et 1988, on n'a pas décelé de 1,2,3-trichlorobenzène (seuil de détection = $0,004 \mu\text{g}/\text{L}$) [Environnement Canada, 1989a, 1989b, 1989c, 1989d]. On n'a pas décelé de 1,3,5-trichlorobenzène (seuil de détection = 0,1 p.p.t. [ng/L]) dans les sources d'approvisionnement en eau de 3 villes situées en bordure du lac Ontario (Oliver et

Nicol, 1982). Lors d'une enquête portant sur 601 échantillons d'eau potable prélevés à 139 endroits situés dans les 4 provinces de l'Atlantique entre 1985 et 1988, on n'a pas décelé de 1,3,5-trichlorobenzène (seuil de détection = 0,004 µg/L) [Environnement Canada, 1989a, 1989b, 1989c, 1989d].

Tous les isomères du trichlorobenzène ont été décelés dans des sédiments prélevés dans le lac Ontario près de l'embouchure de la rivière Niagara (Oliver et Nicol, 1982; Oliver et Charlton, 1984). Des concentrations moyennes allant jusqu'à 110 ng/g (ps) pour le 1,2,4-trichlorobenzène, 9 ng/g (ps) pour le 1,2,4-trichlorobenzène et 53 ng/g (ps) pour le 1,3,5-trichlorobenzène ont été signalées. Une concentration moyenne d'environ 780 ng/g (ps) de trichlorobenzènes (maximum de 2 400 ng/g, ps) a été mesurée dans des sédiments prélevés dans la rivière St. Clair en 1985, le long d'une section d'une longueur de 2 km à proximité d'usines pétrochimiques de Sarnia (Oliver et Pugsley, 1986). Les concentrations moyennes de trichlorobenzènes mesurées dans 6 échantillons de sédiments d'eau douce prélevés 15 à 100 m en aval par rapport au déversoir de l'effluent d'une usine textile située en Nouvelle-Écosse ont été estimées à 44 ng/g (ps) pour le 1,2,4-trichlorobenzène, à 12 ng/g (ps) pour le 1,2,3-trichlorobenzène et à < 2 ng/g (ps) pour le 1,3,5-trichlorobenzène (MacLaren Marex Inc., 1979). Les isomères du trichlorobenzène ont été décelés en concentrations relativement faibles (# 26 ng/g [ps] pour le 1,2,4-trichlorobenzène, #2 ng/g [ps] pour le 1,2,3-trichlorobenzène et #12 ng/g [ps] pour le 1,3,5-trichlorobenzène) dans des échantillons de sédiments de fond prélevés dans les lacs Supérieur, Huron, Sainte-Claire et Érié, dans le fleuve Saint-Laurent et dans le port de Pictou, en Nouvelle-Écosse, à la fin des années 1970 et au début des années 1980 (MacLaren Marex Inc., 1979; Oliver et Nicol, 1982; Oliver et Bourbonniere, 1985; Merriman, 1987).

Des concentrations moyennes allant jusqu'à 1 075 µg/g de 1,2,4-trichlorobenzène ont été mesurées dans le sol prélevé près de la surface (0 à 3 m de profondeur) dans des forages expérimentaux creusés à l'emplacement d'une usine de fabrication de transformateurs située à Regina (Saskatchewan) où jusqu'à 30 tonnes de fluides diélectriques contenant des BPC et des trichlorobenzènes avaient été déversées vers le milieu des années 1970 (CNRC, 1980). Les mesures d'assainissement mises en oeuvre sur les lieux ont réduit la possibilité de migration latérale et verticale des matières déversées (Chang, 1992). On n'a obtenu aucune autre donnée sur les concentrations de trichlorobenzène dans les sols canadiens.

Dans la nappe aquifère située sous une installation d'entreposage de BPC désaffectée située à Smithville, en Ontario, on a mesuré des concentrations de trichlorobenzènes dépassant 10 000 ng/L (isomères 1,2,4- et 1,2,3-) [Feenstra, 1992]. On n'a recueilli aucune autre donnée sur les concentrations de trichlorobenzènes dans les eaux souterraines au Canada.

On n'a trouvé aucune donnée récente sur les concentrations de trichlorobenzènes dans le biote au Canada. Des oligochètes et des amphipodes recueillis en 1981 dans le lac Ontario et à l'embouchure de la rivière Niagara renfermaient jusqu'à 330 ng/g (ph) de 1,2,4-trichlorobenzène, 29 ng/g (ph) de 1,2,3-trichlorobenzène et 140 ng/g (ph) de 1,3,5-trichlorobenzène (Fox et coll., 1983). Le poisson entier, principalement la truite de lac (*Salvelinus namaycush*), prélevé dans chacun des Grands Lacs canadiens au début des années 1980 contenait jusqu'à 5 ng/g (ph) de 1,2,4-trichlorobenzène, 1 ng/g (ph) de 1,2,3-trichlorobenzène et 4 ng/g (ph) de 1,3,5-trichlorobenzène (Oliver et Nicol, 1982; Fox et coll., 1983). Les isomères de trichlorobenzène étaient aussi présents dans les oeufs de goéland argenté (*Larus argentatus*) prélevés dans les régions des rivières Detroit et Niagara de 1978 à 1982 (maximum = 20 ng/g [ph] 1,2,4-trichlorobenzène) [Struger et coll., 1985], ainsi que dans des oeufs de goélands argentés et de cormoran à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*) provenant de 3 emplacements situés dans les Maritimes en 1979 (maximum = 37 ng/g [ph] 1,2,4-trichlorobenzène) [Matheson et coll., 1980].

Les données dont on dispose sur la présence des trichlorobenzènes ou de chacun de ses isomères dans les aliments sont limitées. Les 3 isomères ont été décelés lors d'une étude limitée de mélanges d'aliments frais (légumes feuillus, fruits, lait de vache à 2 %, légumes-racines [y compris les pommes de terre], oeufs et viande) préparés à partir d'échantillons obtenus dans 4 magasins d'alimentation au détail situés en Ontario (seuil de détection pour tous les isomères dans tous les mélanges = 0,00001 µg/g) [Davies, 1988]. Du 1,2,4-trichlorobenzène a été décelé dans 4 des 5 mélanges alimentaires analysés, les concentrations variant de 0,00014 µg/g dans les fruits et dans le lait de vache à 2 % et à 0,00074 µg/g dans le cas des oeufs et de la viande. Le 1,2,3-trichlorobenzène n'a été décelé que dans les légumes feuillus à la concentration de 0,00011 µg/g. Au cours de cette même étude, le 1,3,5-trichlorobenzène a été décelé dans 4 des 5 mélanges alimentaires analysés, sa concentration variant de 0,00028 µg/g dans les légumes feuillus à 0,0012 µg/g dans le lait de vache à 2%.

Tous les isomères de trichlorobenzène ont été décelés dans le lait maternel de Canadiennes. La concentration moyenne de 1,2,4-trichlorobenzène observée dans le lait maternel de Canadiennes choisies dans la population en général et mesurée 3 à 4 semaines après l'accouchement était de 0,6 ng/g (décelée dans 100 % des 210 échantillons bien que le seuil de détection n'ait pas été précisé). La concentration moyenne dans le lait maternel de femmes choisies parmi la population indigène était de 1,2 ng/g (décelée dans 89 % des 18 échantillons; seuil de détection non indiqué) [Davies et Mes, 1987]. La concentration moyenne de 1,2,3-trichlorobenzène observée dans le lait maternel de Canadiennes choisies dans la population générale et mesurée 3 à 4 semaines après l'accouchement s'élevait à 0,3 ng/g (décelée dans 97 % des 210 échantillons, bien que le seuil de détection n'ait pas été précisé). La concentration moyenne dans le lait maternel de femmes choisies au sein

de la population indigène du Canada était de 0,1 ng/g (décelé dans 89 % des 18 échantillons; seuil de détection non indiqué) [Davies et Mes, 1987]. Bien que le 1,3,5-trichlorobenzène n'ait pas été décelé dans le lait maternel des Canadiennes de l'ensemble de la population (210 échantillons; seuil de détection non précisé), la concentration moyenne de ce composé dans le lait maternel de la population indigène canadienne (3 à 4 semaines après l'accouchement) était de 0,4 ng/g (décelée dans 94 % des 18 échantillons, bien que le seuil de détection n'ait pas été précisé) [Davies et Mes, 1987].

2.4 Informations sur les effets

2.4.1 Animaux de laboratoire et in vitro

Des données fiables sur la toxicité aiguë résultant d'une inhalation de trichlorobenzènes n'ont pas été trouvées. Chez les rats CFE ayant ingéré du 1,2,4-trichlorobenzène, les DL_{50} étaient de 756 mg/kg pc et chez les souris CF_1 ayant ingéré la même substance, les DL_{50} étaient de 766 mg/kg pc (Brown et coll., 1969). Yamamoto et ses collaborateurs (1978) ont signalé des DL_{50} d'environ 300 mg/kg pc chez des souris ddY mâles et femelles à la suite d'une administration de trichlorobenzène par voie orale.

Les études à court terme portant sur la toxicité résultant de doses répétées sont surtout limitées au 1,2,4-trichlorobenzène (Rimington et Ziegler, 1963; Brown et coll., 1969; Robinson et coll., 1981). On signale des foyers de nécrose dans le foie à la suite de l'application cutanée de 0,5 ml de 1,2,4-trichlorobenzène non dilué sur des cobayes à raison de 5 jours/semaine pendant 3 semaines (Brown et coll., 1969) et des diminutions du poids utérin ainsi qu'une hépatomégalie, des diminutions du poids corporel et des augmentations du poids des surrénales chez des rates immatures auxquelles on avait administré du 1,2,4-trichlorobenzène par voie intrapéritonéale (dose minimale avec un effet observé [DMEO] = 250 mg/kg pc/jour; Robinson et coll., 1981). L'administration de doses de 1,2,4-trichlorobenzène allant jusqu'à 730 mg/kg pc/jour par gavage dans des cellofas à 1 % pendant 15 jours a entraîné une porphyrie hépatique, une hépatomégalie chez les rats porphyriques et des dommages hépatiques graves (nécrose intense et changements lipidiques). Au cours de cette enquête, l'isomère 1,2,3- s'est révélé moins hépatotoxique, ne provoquant que la porphyrie hépatique, une dégénération des cellules du foie non nécrotiques dans les régions centrale, mi-zone et périportale, et des pertes de poids et d'appétit (dose maximale = 785 mg/kg/jour pendant 7 jours) [Rimington et Ziegler, 1963]. On a constaté chez des rats ayant inhalé 1 000 mg/m³ 1,3,5-trichlorobenzène pendant 3 semaines, une augmentation du poids du foie par rapport au poids du corps (concentration sans effet observé [CSEO] = 100 mg/m³) [Sasmore et coll., 1983].

Dans le cadre de 3 études sur la toxicité subchroniques, des animaux ont été exposés au 1,2,4-trichlorobenzène par inhalation (Kociba et coll., 1981; Watanabe et coll., 1978; Coate et coll., 1977). On a observé chez les mâles des rats Sprague-Dawley, des lapins blancs de Nouvelle-Zélande et des singes cynomolgus exposés à des concentrations allant jusqu'à 742 mg/m³ pendant 26 semaines, des changements transitoires dans le foie (hépatocytomégalie) et dans les reins (dégénération de l'hyaline dans le cortex des reins) chez les rats à toutes les concentrations; cependant, aucune anomalie liée à l'exposition n'a été observée après 26 semaines, quelle que soit l'espèce (CSEO = 742 mg/m³) [Coate et coll., 1977]. Chez les mâles des rats Sprague-Dawley, des lapins blancs de Nouvelle-Zélande et de chiens beagle exposés à des concentrations allant jusqu'à 742 mg/m³ pendant 44 jours, le poids du foie (rats et chiens) et le poids des reins (rats) avaient augmenté à la concentration la plus élevée, alors que l'excrétion accrue des porphyrines, considérée comme étant un effet physiologique plutôt qu'un effet toxique, a été observée chez des rats à la concentration faible (223 mg/m³) [CSEO chez les lapins = 742 mg/m³; concentration sans effet néfaste observé (CSENO) chez des rats et CSEO chez les chiens = 223 mg/m³] (Kociba et coll., 1981). Chez les rats mâles et femelles Sprague-Dawley exposés pendant 3 mois, on a noté une légère augmentation réversible des porphyrines urinaires à 74,2 mg/m³ (CSEO = 22,3 mg/m³) [Watanabe et coll., 1978].

Des animaux ont été exposés par voie orale à chacun des 3 isomères du trichlorobenzène dans une seule étude portant sur la toxicité subchronique (Côté et coll., 1988). Au cours de cette étude, des rats Sprague-Dawley ont été exposés à des concentrations de chacun des isomères du trichlorobenzène allant jusqu'à 1 000 p.p.m. (mg/kg) dans leur alimentation pendant 13 semaines; des augmentations importantes du rapport poids du foie/poids du corps à la concentration la plus élevée ont été observées chez les mâles avec tous les isomères; des changements histopathologiques variant de légers à modérés dans le foie, la thyroïde et les reins, importants à la concentration la plus élevée et plus graves chez les mâles pour les 3 isomères, ont aussi été observés (la dose sans effet observé [DSEO] pour les isomères 1,2,4- à 7,8 mg/kg pc/jour, 1,2,3- à 7,7 mg/kg pc/jour et 1,3,5- à 7,6 mg/kg pc/jour).

On a signalé des cas d'hyperplasie et de métaplasie squameuses dans l'épithélium respiratoire des passages nasaux à la concentration la plus élevée chez les rats exposés par inhalation à des concentrations de 1,3,5-trichlorobenzène allant jusqu'à 1 000 mg/m³ pendant 13 semaines (CSEO = 100 mg/m³) [Sasmore et coll., 1983].

On a trouvé une étude limitée sur la toxicité chronique et la cancérogénicité des trichlorobenzènes (1,2,4-trichlorobenzène) [Yamamoto et coll., 1982]. Des signes cliniques de toxicité, une réduction de la survie, un accroissement du poids des organes, la kératinisation de l'épiderme et des effets hématologiques mineurs ont été signalés dans cette étude portant sur des souris Slc:ddy exposées par voie cutanée à

0,03 ml d'une solution à 30 % ou à 60 % de 1,2,4-trichlorobenzène, à raison de 2 fois par semaine pendant 2 ans. On n'a constaté aucune augmentation de l'incidence des tumeurs, bien que les données relatives au protocole et les résultats présentés dans le compte rendu publié de cette étude n'aient pas été appropriés pour servir à une évaluation.

Les trichlorobenzènes ne se sont pas révélés génotoxiques dans le cadre d'essais *in vitro* avec une gamme limitée de points finaux. Le 1,2,4-trichlorobenzène n'était pas mutagène chez 5 souches de *Salmonella typhimurium* et *Escherichia coli*-WP2, avec ou sans activation métabolique (Lawlor et coll., 1979; Schoeny et coll., 1979). Aucun des 3 isomères n'a provoqué d'aberrations chromosomiques dans des cellules de hamsters chinois, avec ou sans activation métabolique (Sofuni et coll., 1985).

D'après les études dont on dispose au sujet des effets toxiques des trichlorobenzènes sur le développement (isomère 1,2,4-, Kitchin et Ebron, 1983; tous les isomères, Black et coll., 1988), en général, on observe parfois des effets foetotoxiques, mais seulement à des doses qui étaient toxiques pour les mères et supérieures aux doses signalées qui provoquaient des effets dans les études portant sur la toxicité subchronique. Dans la seule étude que l'on a trouvée au sujet de la toxicité de l'un ou l'autre des trichlorobenzènes, on n'a pas constaté d'effets importants sur la fertilité, la croissance, la viabilité, l'activité locomotrice ni la composition chimique du sang de rates gravides auxquelles on a administré du 1,2,4-trichlorobenzène dans l'eau potable jusqu'au sevrage de la génération F₂ (Robinson et coll., 1981). On a observé un grossissement des glandes surrénales chez les générations F₀ et F₁ au jour 95 à la dose la plus élevée (environ 54 mg/kg pc/jour).

2.4.2 Humains

On n'a pas trouvé d'études cliniques réalisées chez des volontaires humains ni d'études épidémiologiques de populations exposées aux trichlorobenzènes ou à l'un ou l'autre de ses isomères.

2.4.3 Écotoxicologie

Les renseignements que l'on a recueillis au sujet de la toxicité des trichlorobenzènes ou de l'un ou l'autre de ses isomères pour le biote aquatique comprennent des données relatives à la toxicité aiguë et chronique pour les bactéries, les algues, les invertébrés et le poisson; les données relatives au biote terrestre sont limitées à 2 études portant sur la toxicité chronique chez le ver de terre. Les études effectuées dans des conditions fermées ou comportant des mesures de la concentration de trichlorobenzènes ont été considérées comme étant les plus fiables, car les trichlorobenzènes peuvent se volatiliser assez rapidement à partir de l'eau (Howard, 1989). Aucune donnée toxicologique appropriée n'a été trouvée dans le cas du biote habitant les sédiments ni

dans le cas des mammifères sauvages, des oiseaux et des plantes vasculaires. Aucune donnée empirique n'a été recensée au sujet des effets néfastes des trichlorobenzènes sur la faune en raison d'une réduction de la disponibilité et de la qualité des proies.

Après une exposition aiguë, des CL_{50} variant de 0,3 à 1,2 mg/L ont été signalées pour le poisson et les invertébrés d'eau douce comme *Daphnia magna* (Calamari et coll., 1983; van Hoogen et Opperhuizen, 1988). Yoshitada et ses collaborateurs (1985) ont signalé une CE_{50} -24 heures (pour la croissance réduite) chez le protozoaire *Tetrahymena pyriformis* de 0,91 mg 1,2,4-trichlorobenzène/L et de 30 mg 1,3,5-trichlorobenzène/L. La toxicité aiguë chez la crevette *Palaemonetes pugio* a été signalée par Clark et ses collaborateurs (1987) à une concentration nominale de 0,54 mg 1,2,4-trichlorobenzène/L (CL_{50} -96 heures) [concentrations mesurées entre 75 % et 90 % des valeurs nominales].

D'après les résultats d'études portant sur la toxicité aiguë (Figuroa et Simmons, 1991; Calamari et coll., 1983; Wong et coll., 1984), des algues comme *Cyclotella meneghiniana*, *Selenastrum capricornutum* et *Ankistrodesmus falcatus* sont moins sensibles aux divers isomères du trichlorobenzène que les espèces aquatiques susmentionnées.

La perturbation de la reproduction faisant suite à une exposition chronique aux divers isomères du trichlorobenzène était le point final le plus sensible trouvé dans le cas des espèces aquatiques. Calamari et ses collaborateurs (1983) ont signalé une réduction de la fécondité chez *Daphnia magna* après une exposition à 0,45 mg 1,2,4-trichlorobenzène/L et à 0,20 mg 1,2,3-trichlorobenzène/L (CE_{50} - 14 jours). De Wolf et ses collaborateurs (1988) ont signalé une concentration sans effet observé (CSEO) en 16 jours (pour la reproduction) chez *Daphnia magna* de 0,10 mg 1,2,4-trichlorobenzène/L. Une CSEO-28 jours (pour la croissance et la reproduction) de 0,36 mg 1,2,4-trichlorobenzène/L a été signalée par Richter et ses collaborateurs (1983) pour *Daphnia magna*. Une CE_{50} -16 jours (pour les troubles reproductifs) de 0,27 mg 1,2,4-trichlorobenzène/L pour *Daphnia magna* a été estimée par Hermens et ses collaborateurs (1984).

Lay et ses collaborateurs (1985) ont ajouté du 1,2,4-trichlorobenzène en une seule fois à un étang naturel où ils ont observé les effets sur le biote pendant 21 jours. À une concentration moyenne mesurée d'environ 0,13 mg/L, ces auteurs ont signalé une mortalité de 90 % à 100 % pour *Daphnia pulex*, mais aucun effet sur la diversité des espèces de phytoplancton et sur le nombre de cellules. *Daphnia pulex* a commencé à se régénérer au jour 21, lorsque les concentrations de 1,2,4-trichlorobenzène dans la colonne d'eau étaient tombées à une moyenne d'environ 0,07 mg/L.

La croissance des larves a été le point final le plus sensible au cours des essais de toxicité portant sur les premiers stades de vie du poisson. van Leeuwen et ses collaborateurs (1990) ont signalé une CSEO-28 jours (pour la survie, l'éclosion et la croissance) chez le poisson *Brachydanio rerio* de 0,25 mg 1,2,3-trichlorobenzène/L. Carlson et Kosian (1987) ont signalé une CSEO-32 jours (pour la réduction de la survie et du poids) chez les embryons au cours des stades juvéniles du tête-de-boule (*Pimephales promelas*) de 0,50 mg 1,2,4-trichlorobenzène/L.

Les données qui ont été recueillies au sujet de la toxicité des trichlorobenzènes ou des isomères pris individuellement pour les organismes terrestres sont limitées. van Gestel et Ma (1990) ont étudié la toxicité chronique du 1,2,3-trichlorobenzène pour le ver de terre dans des sols naturel et artificiel renfermant 4 % à 15 % de matière organique. Ils ont signalé des CL₅₀-14 jours pour *Lumbricus rubellus* et *Eisenia andrei* variant de 115 à 563 µg/g (ps) dans le cas du 1,2,3-trichlorobenzène. On a observé généralement une plus grande tolérance dans les sols présentant des teneurs plus élevées en matière organique. Neuhauser et ses collaborateurs (1986) ont signalé des CL₅₀-14 jours variant de 200 à 250 µg/g (ps) dans le cas du 1,2,4-trichlorobenzène chez 2 espèces de ver de terre indigènes des régions septentrionales tempérées (*Allolobophora tuberculata* et *Eisenia fetida*) exposées dans du sol artificiel renfermant 10 % de matière organique.

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

3.1 Alinéa 11a) - L'environnement

Les trichlorobenzènes ne sont pas produits au Canada, mais ils y sont importés (près de 50 tonnes par année). On a mesuré la concentration de trichlorobenzènes au Canada dans la plupart des milieux environnementaux (air, eau, sédiment et sol). Les trichlorobenzènes sont éliminés des milieux aérobies par des processus de dégradation comme la photo-oxydation et la biotransformation, mais ils peuvent persister et s'accumuler dans des conditions anaérobies dans des sédiments et des sols enfouis.

Les isomères du trichlorobenzène présentent des propriétés physiques ou chimiques et un mode de toxicité analogues, c'est-à-dire narcotique (Veith et coll., 1983). C'est pourquoi, chez la même espèce, les différences entre les effets néfastes des 3 isomères sont généralement faibles (voir, notamment, Kaiser et Palabrica, 1991) et les effets de l'exposition à des mélanges d'isomères de trichlorobenzène peuvent être considérés comme étant additifs (McCarty et coll., 1992). Ainsi, l'exposition du biote a été estimée d'après la somme des concentrations environnementales signalées pour les 3 isomères du trichlorobenzène. Les seuils d'effets estimés ont été basés sur les données obtenues pour l'isomère dont la concentration ayant un effet nocif observé était la plus faible.

Des organismes benthiques sont exposés aux trichlorobenzènes dans des sédiments provenant des Grands Lacs canadiens et des chenaux les reliant, du fleuve Saint-Laurent et de la rivière Salmon et du port de Pictou en Nouvelle-Écosse; toutefois, on n'a obtenu aucune donnée toxicologique qui permettrait d'estimer un seuil pour des effets. De même, en raison du manque de renseignements sur les concentrations dans les sols, il n'est pas possible de déterminer si des organismes vivant dans le sol au Canada subissent des effets néfastes dus aux trichlorobenzènes.

Dans le cas des trichlorobenzènes dissous, la plus faible concentration ayant eu un effet chronique observée sur des organismes d'eau douce était de 130 µg/L (exposition à du 1,2,4-trichlorobenzène pendant 21 jours causant 90 % à 100 % de mortalité chez *Daphnia pulex*). Cette concentration a été divisée par un facteur de 30 (10 pour tenir compte de l'extrapolation du laboratoire aux conditions du terrain ainsi qu'aux effets possibles pour des espèces sensibles non testées, et 3 en raison de la mortalité élevée liée à la plus faible concentration ayant un effet observé), calcul donnant un seuil pour

des effets estimé de 4,3 µg/L. La concentration totale la plus élevée des 3 isomères de trichlorobenzène mesurée récemment dans des eaux de surface canadiennes était d'environ 3,2 ng/L (mesurée à la fin des années 1980 dans la rivière Niagara), laquelle concentration étant 1 000 fois moins que le seuil des effets estimé. C'est pourquoi on ne s'attend à aucun effet nocif à la suite de l'exposition des organismes pélagiques à des trichlorobenzènes dans les eaux de surface canadiennes.

On a conçu un scénario du pire cas pour un mammifère piscivore représentatif (le vison, *Mustela vison*) dans le sud de l'Ontario pour vérifier quelle était la voie d'exposition la plus importante. Les visons sont des carnivores opportunistes dont l'alimentation est composée à 100 % d'organismes aquatiques. La dose journalière totale de trichlorobenzènes estimée pour le vison dans le tableau 1 s'élevait à environ 1,78 µg/kg pc, l'ingestion étant la principale voie d'exposition. Faute de données relatives aux effets sur la faune, un seuil des effets pour le vison a été basé sur les résultats d'une étude sur la toxicité subchronique, au cours de laquelle des rats ont été exposés par voie orale. Dans cette étude, aucun effet lié au traitement n'a été observé à une dose de 1,2,3-trichlorobenzène de 7,7 mg/kg pc/jour (Côté et coll., 1988). En appliquant un facteur de 10 pour tenir compte de la variabilité de l'extrapolation du laboratoire aux conditions du terrain et un facteur de 10 pour estimer une DSEO chronique à partir d'une DSEO subchronique, on a estimé le seuil des effets à 77 µg/kg pc/jour. La dose journalière totale estimée à partir de l'alimentation pour les 3 isomères du trichlorobenzène (1,78 µg/kg pc) est environ 50 fois moins élevée que ce seuil des effets. On n'a pas obtenu de données sur les effets toxicologiques des trichlorobenzènes sur les oiseaux et sur les plantes terrestres.

Tableau 1

Dose journalière totale estimée pour un mammifère piscivore exposé aux trichlorobenzènes dans les conditions du «pire cas»

Milieu	Concentration ^a	Consommation quotidienne ^b	Dose journalière (µg/kg pc)
Air	360,0 ng/m ³	0,55 m ³	0,198
Eau	0,003 µg/L	0,1 L	0,0003
Poisson	10,0 µg/kg ph	0,158 kg	1,58
Total	---	---	1,778

- a) Somme des concentrations maximales des 1,2,3-, 1,2,4- et 1,3,5-trichlorobenzènes dans de l'eau récemment prélevée dans la rivière Niagara à Niagara-on-the-Lake (NRDIG, 1990) et dans la truite de lac provenant du lac Ontario à l'embouchure de la rivière Niagara (Oliver et Nicol, 1982); concentration maximale de 1,2,4-trichlorobenzène dans l'air en 1989 et 1990 à Hamilton (Ontario) [Dann, 1992].
- b) Taux de consommation quotidienne pour l'air d'après Stahl (1967), pour l'eau d'après Calder et Braun (1983) et pour le poisson d'après Nagy (1987), avec la supposition supplémentaire selon laquelle le poisson représente 75% de l'alimentation du vison.

D'après les données disponibles, on ne pense pas que les niveaux de trichlorobenzènes dans l'air et les eaux de surface soient susceptibles d'avoir des effets nocifs sur le biote aquatique ou la faune, mais aucune données permettant d'évaluer l'importance de l'exposition dans les sédiments et les sols n'a été trouvées. Par suite, les renseignements disponibles sont insuffisants pour conclure que les trichlorobenzènes 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

Les trichlorobenzènes sont présents sous forme de gaz dans la troposphère et ils absorbent le rayonnement infrarouge à des longueurs d'onde variant de 7 à 13 µm, mais ils sont éliminés de l'atmosphère par photo-oxydation (demi-vie pour l'isomère 1,2,4-trichlorobenzène dominant = 5 à 53 jours), processus donnant des concentrations faibles à l'état d'équilibre dans l'atmosphère (<0,1 µg/m³). Comme tels, les trichlorobenzènes ne devraient contribuer sensiblement à la formation d'ozone au niveau du sol, au réchauffement de la planète ni à l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique.

D'après les renseignements disponibles, on a conclu que les trichlorobenzènes 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 recueillies sur l'exposition de l'ensemble de la population et sur les effets potentiels sur la santé ont été suffisantes pour permettre l'évaluation de chacun des isomères de trichlorobenzènes. Des facteurs d'incertitude appliqués dans l'élaboration des doses journalières acceptables (DJA) pour chacun des isomères sont aussi suffisamment prudents pour tenir compte des effets additifs potentiels des trichlorobenzènes.

Exposition de la population

D'après les données disponibles, il est probable que l'ensemble de la population canadienne soit exposée aux isomères du trichlorobenzène présent principalement dans l'air, particulièrement dans l'air intérieur (tableaux 2 à 4). En raison du peu de données qui ont été recueillies sur les concentrations des isomères de trichlorobenzène autres que le 1,2,4-trichlorobenzène dans l'air intérieur au Canada, on a calculé les doses, à partir de cette source, des isomères 1,2,3- et 1,3,5 d'après des données recueillies dans d'autres pays (par exemple, aux Pays-Bas), pour lesquelles les valeurs médianes étaient imprécises (c'est-à-dire $< 0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour tous les isomères) [Lebret, 1985]. Pour les isomères autres que le 1,2,4-trichlorobenzène, on n'a pas non plus trouvé de données relatives aux concentrations dans l'air ambiant au Canada; il a donc été nécessaire d'estimer la dose absorbée à partir de cette source d'après des données recueillies en Allemagne. Les doses journalières totales de chacun des isomères de trichlorobenzène pour divers groupes d'âge de la population étaient les suivantes: 1,2,4-trichlorobenzène, 0,1 à 1,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ pc/jour; 1,2,3-trichlorobenzène, # 0,24 à # 0,33 $\mu\text{g}/\text{kg}$ pc/jour; 1,3,5-trichlorobenzène, # 0,25 à # 0,35 $\mu\text{g}/\text{kg}$ pc/jour.

Tableau 2
Dose journalière (mg/kg pc) de 1,2,4-trichlorobenzène absorbé par les
Canadiens à partir de diverses sources

Milieu ^l	Dose estimée en µg/kg pc/jour				
	0-6 mois ^a	7 mois-4 ans ^b	5-11 ans ^c	12-19 ans ^d	20-70 ans ^e
Air ambiant ^f	0,005-0,013	0,006-0,02	0,007-0,02	0,006-0,02	0,005-0,015
Air intérieur ^g	0,1-0,7	0,2-1,0	0,2-1,2	0,2-1,0	0,1-0,8
Eau potable ^h	-	0,0001- < 0,0002	0,00007- < 0,0001	0,00005- < 0,00009	0,00004- < 0,00009
Lait maternel ⁱ	0,06-0,13	-	-	-	-
Aliments ^j	-	0,008	0,005	0,003	0,003
Dose totale	0,2-0,8	0,2-1,0	0,2-1,2	0,2-1,0	0,1-0,8

- a) Personne pesant 7 kg, respirant 2 m³ d'air par jour et buvant 750 ml de lait maternel (comme aliment) par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- b) Personne pesant 13 kg, respirant 5 m³ d'air par jour et buvant 0,8 L d'eau par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- c) Personne pesant 27 kg, respirant 12 m³ d'air par jour et buvant 0,9 L d'eau par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- d) Personne pesant 57 kg, respirant 21 m³ d'air par jour et buvant 1,3 L d'eau par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- e) Personne pesant 70 kg, respirant 23 m³ d'air par jour et buvant 1,5 L d'eau par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- f) Basé sur une gamme de concentrations moyennes qui ont été relevées dans l'air ambiant à 18 emplacements au Canada dans 5 provinces (0,1 à 0,27 µg/m³) [Environnement Canada, 1991b], en supposant que 4 heures sur 24 sont passées à l'extérieur chaque jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- g) Basé sur une gamme de concentrations moyennes de 1,2,4-trichlorobenzène (0,5 à 3,1 µg/m³) mesurées lors d'une étude limitée portant sur l'air intérieur dans des bureaux et des maisons de la région métropolitaine de Toronto (Bell et coll., 1991); ces valeurs sont fort semblables à la concentration moyenne (2,6 µg/m³) mesurée dans 757 maisons à travers le Canada d'après les résultats préliminaires d'une enquête réalisée à l'échelle nationale (Otson et coll., 1992). On suppose que 20 heures sur 24 sont passées à l'intérieur chaque jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- h) Basé sur une gamme de concentrations moyennes de 1,2,4-trichlorobenzène dans l'eau potable au Canada de 0,002 µg/L (Oliver et Nicol, 1982) à <0,004 µg/L (Environnement Canada, 1989a, 1989b, 1989c, 1989d).
- i) Basé sur une gamme de concentrations moyennes de 1,2,4-trichlorobenzène dans le lait maternel (0,6 à 1,2 µg/kg) dans l'ensemble de la population du Canada et chez la population indigène du Canada (Davies et Mes, 1987) et en supposant que la masse volumique du lait maternel est de 1,0 g/ml.
- j) Basé sur des concentrations de 0,0004 µg/g dans des légumes feuillus, 0,00014 µg/g dans les fruits, 0,0014 µg/g dans le lait et 0,00074 µg/g dans les oeufs et la viande (Davies, 1988) et des rations de ces produits alimentaires pour chaque groupe d'âge (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).

1. Les données étaient insuffisantes pour permettre d'estimer la dose absorbée à partir du sol.

Tableau 3
Dose journalière (mg/kg pc) de 1,2,3-trichlorobenzène absorbé par les Canadiens à partir de diverses sources

Milieu ²	Dose estimée en µg/kg pc/jour				
	0-6 mois ^a	7 mois-4 ans ^b	5-11 ans ^c	12-19 ans ^d	20-70 ans ^e
Air ambiant ^f	0,02	0,03	0,03	0,02	0,02
Air intérieur ^g	< 0,19	< 0,26	< 0,30	< 0,25	< 0,22
Eau potable ^h	-	0,000006- <0,0002	0,000003- <0,0001	0,000002- <0,00009	0,000002- <0,00009
Lait maternel ⁱ	0,01-0,03	-	-	-	-
Aliments ^j	-	0,0002	0,0002	0,0001	0,0001
Dose totale	=0,24	=0,29	=0,33	=0,27	=0,24

- a) Personne pesant 7 kg, respirant 2 m³ d'air par jour et buvant 750 ml de lait maternel (comme aliment) par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- b) Personne pesant 13 kg, respirant 5 m³ d'air par jour, buvant 0,8 L d'eau par jour et consommant 27,88 g par jour de légumes feuillus (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- c) Personne pesant 27 kg, respirant 12 m³ d'air par jour, buvant 0,9 L d'eau par jour et consommant 54,61 g par jour de légumes feuillus (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- d) Personne pesant 57 kg, respirant 21 m³ d'air par jour, buvant 1,3 L d'eau par jour et consommant 63,71 g par jour de légumes feuillus (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- e) Personne pesant 70 kg, respirant 23 m³ d'air par jour, buvant 1,5 L d'eau par jour et consommant 88,26 g par jour de légumes feuillus (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- f) Basé sur une concentration moyenne de 1,2,3-trichlorobenzène (0,4 µg/m³) dans 89 échantillons recueillis à Bochum, en Allemagne de l'Ouest (Bauer, 1981), en supposant que 4 heures sur 24 sont passées à l'extérieur chaque jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992); ces données sont considérées comme étant plus appropriées que la valeur médiane moins précise de <0,8 µg/m³ signalée pour les Pays-Bas (Lebret, 1985). On n'a trouvé aucune donnée sur les concentrations dans l'air extérieur au Canada.
- g) Basé sur une concentration médiane de 1,2,3-trichlorobenzène (<0,8 µg/m³) pour 319 échantillons prélevés aux Pays-Bas (Lebret, 1985), en supposant que 20 heures sur 24 sont passées à l'intérieur chaque jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992). On n'a trouvé aucune donnée sur l'air intérieur au Canada.
- h) Basé sur des concentrations moyennes de 1,2,3-trichlorobenzène dans l'eau potable canadienne comme suit: 0,0001 µg/L (Oliver et Nicol, 1982) à < 0,004 µg/L (Environnement Canada, 1989a, 1989b, 1989c, 1989d).
- i) Basé sur une gamme de concentrations moyennes de 1,2,3-trichlorobenzène décelées dans le lait maternel (0,1 à 0,3 µg/kg) dans l'ensemble de la population et chez la population indigène au Canada (Davies et Mes, 1987) et en supposant que la masse volumique du lait maternel est de 1,0 g/ml.
- j) Basé sur une concentration de 1,2,3-trichlorobenzène de 0,00011 µg/g décelée seulement dans un mélange de légumes feuillus provenant de l'Ontario (Davies, 1988) et sur la quantité de légumes feuillus consommée par chaque groupe d'âge (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).

2. Les données étaient insuffisantes pour permettre d'estimer la dose absorbée à partir du sol.

Tableau 4
Dose journalière (mg/kg pc) de 1,3,5-trichlorobenzène absorbé par les
Canadiens à partir de diverses sources

Milieu ³	Dose estimée en µg/kg pc/jour				
	0-6 mois ^a	7 mois-4 ans ^b	5-11 ans ^c	12-19 ans ^d	20-70 ans ^e
Air ambiant ^f	0,02	0,03	0,04	0,03	0,03
Air intérieur ^g	< 0,19	< 0,26	< 0,30	< 0,25	< 0,22
Eau potable ^h	-	0,000006- <0,0002	0,000003- <0,0001	0,000002- <0,00009	0,000002- <0,00009
Lait maternel ⁱ	0,04	-	-	-	-
Aliments ^j	-	0,03	0,01	0,006	0,003
Dose totale	= 0,25	= 0,32	= 0,35	= 0,29	= 0,25

- a) Personne pesant 7 kg, respirant 2 m³ d'air par jour et buvant 750 ml de lait maternel (comme aliment) par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- b) Personne pesant 13 kg, respirant 5 m³ d'air par jour et buvant 0,8 L d'eau par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- c) Personne pesant 27 kg, respirant 12 m³ d'air par jour et buvant 0,9 L d'eau par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- d) Personne pesant 57 kg, respirant 21 m³ d'air par jour et buvant 1,3 L d'eau par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- e) Personne pesant 70 kg, respirant 23 m³ d'air par jour et buvant 1,5 L d'eau par jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).
- f) Basé sur une concentration moyenne de 1,3,5-trichlorobenzène (0,5 µg/m³) dans 89 échantillons prélevés à Bochum, en Allemagne de l'Ouest (Bauer, 1981), en supposant que 4 heures sur 24 sont passées à l'extérieur chaque jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992); ces données sont considérées comme étant plus appropriées que la valeur médiane moins précise de <0,8 µg/m³ signalée pour les Pays-Bas (Lebret, 1985). On n'a trouvé aucune donnée sur les concentrations dans l'air extérieur au Canada.
- g) Basé sur une concentration médiane de 1,3,5-trichlorobenzène (<0,8 µg/m³) pour 319 échantillons prélevés dans les Pays-Bas, en supposant que 20 heures sur 24 sont passées à l'intérieur chaque jour (Direction de l'hygiène du milieu, 1992). On n'a trouvé aucune donnée sur les concentrations dans l'air intérieur au Canada.
- h) Basé sur une gamme de concentrations moyennes de 1,3,5-trichlorobenzène dans l'eau potable du Canada de <0,001 µg/L (Oliver et Nicol, 1982) à < 0,004 µg/L (Environnement Canada, 1989a, 1989b, 1989c, 1989d).
- i) Basé sur une concentration moyenne de 1,3,5-trichlorobenzène décelée dans le lait maternel (0,4 µg/kg) chez la population canadienne indigène (Davies et Mes, 1987) et en supposant que la masse volumique du lait maternel est égale à 1,0 g/ml.
- j) Basé sur des concentrations de 0,00028 µg/g dans les légumes feuillus, 0,00012 µg/g dans les fruits, 0,0012 µg/g dans le lait et 0,0007 µg/g dans les oeufs et la viande (Davies, 1988) et sur la quantité de ces produits alimentaires consommée dans chaque groupe d'âge (Direction de l'hygiène du milieu, 1992).

3. Les données étaient insuffisantes pour permettre d'estimer la dose absorbée à partir du sol.

Effets

Les données disponibles sur la toxicité des trichlorobenzènes sont limitées. On ne dispose pas d'études épidémiologiques des populations exposées ni de renseignements sur la toxicité chronique ou la cancérogénicité provenant d'études adéquates ayant été réalisées sur des animaux de laboratoire. Aucun des trichlorobenzènes ne s'est révélé génotoxique lors d'essais *in vitro* avec un nombre très limité de points finaux. Les 3 isomères des trichlorobenzènes (1,2,4-, 1,2,3- et 1,3,5-trichlorobenzène) ont été classés par conséquent dans le groupe V (données insuffisantes pour permettre l'évaluation) du système de classification pour la cancérogénicité élaboré en vue de l'application des «Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada» (Direction de l'hygiène du milieu, 1989).

À l'exception d'une étude portant sur une génération et conçue pour étudier spécifiquement les effets sur la reproduction et sur le développement de l'isomère 1,2,4- (Robinson et coll., 1981) et d'une étude très limitée de la toxicité chronique et de la cancérogénicité du même isomère appliqué au pinceau sur la peau des souris, les études à plus long terme des effets des trichlorobenzènes sont les recherches sur la toxicité subchronique. Au cours de ces études, les trichlorobenzènes ont été administrés par la voie principale d'exposition de l'ensemble de la population c'est-à-dire par inhalation. Ces études sont limitées aux isomères 1,2,4- et 1,3,5-. Pour l'isomère 1,2,3-, les résultats concernant la toxicité subchronique ne proviennent que d'une seule étude, au cours de laquelle ce composé a été administré (mélangé à de l'huile de maïs) avec les aliments (Côté et coll., 1988).

1,2,4-trichlorobenzène

Dans le cas du 1,2,4-trichlorobenzène, la concentration la plus faible à laquelle on a observé des effets consécutifs à l'inhalation de ce composé était de 74,2 mg/m³, qui donnait une légère augmentation réversible des porphyrines urinaires dans le cadre d'une étude de 13 semaines effectuée chez le rat; lors de cette étude, la CSEO était de 22,3 mg/m³ (Watanabe et coll., 1978). Il faut cependant noter que les effets observés étaient mineurs et transitoires; aucun effet n' a été observé dans d'autres études de la toxicité subchronique (à un peu plus long terme) par inhalation chez plusieurs espèces à des concentrations d'au moins un ordre de grandeur plus élevé (223 mg/m³, Kociba et coll., 1981; 742 mg/m³, Coate et coll., 1977). Une dose journalière admissible (DJA) a été prudemment calculée (en raison de la rareté des données), de la façon suivante:

$$\text{DJA} = \frac{223 \text{ mg/m}^3 \times (6/24) \times (5/7) \times 0,144 \text{ m}^3}{10\,000 \times 0,25 \text{ kg}}$$
$$= 0,0023 \text{ mg/kg pc/jour (2,3 } \mu\text{g/kg pc/jour)}$$

où:

- 223 mg/m³ est la plus faible CSENO pour des effets significatifs (c'est-à-dire une augmentation du poids du foie et des reins à la dose suivante la plus élevée, soit 442 mg/m³ [Kociba et coll., 1981]) dans les études sur la toxicité subchronique effectuées jusqu'à présent;
- 6/24 et 5/7 représentent la conversion de 6 heures/jour, 5 jours/semaine d'exposition continue;
- 0,144 m³ représente le volume d'air supposé inhalé par les rats (NIOSH, 1985);
- 0,25 kg est le poids corporel supposé des rats adultes (NIOSH, 1985);
- 10 000 est le facteur d'incertitude (x 10 pour la variation intraspécifique; x 10 pour la variation interspécifique; x 10 pour une étude de la toxicité moins que chronique; x 10 pour le manque de données adéquates sur la cancérogénicité et sur la toxicité chronique).

Dans le cas des études sur la toxicité subchronique à l'égard du développement et de la reproduction et au cours desquelles du 1,2,4-trichlorobenzène a été administré par gavage ou ingéré dans l'eau potable ou dans l'alimentation, cet isomère n'a pas causé d'effets nocifs à des doses inférieures à celles sur lesquelles la DJA est basée (Goto et coll., 1972; Côté et coll., 1988; Kitchen et Ebron, 1983; Black et coll., 1988; Robinson et coll., 1981).

La dose journalière totale de 1,2,4-trichlorobenzène pour divers groupes d'âge de la population canadienne varie selon les calculs de 0,1 à 1,2 µg/kg pc/jour. Il faut toutefois noter que les données relatives aux concentrations de 1,2,4-trichlorobenzène dans les aliments sont limitées à celles qui ont été fournies par une petite étude d'un nombre limité de mélanges d'aliments (Davies, 1988).

Bien qu'elles soient basées sur des données limitées, ces doses journalières moyennes sont inférieures de 2 à 23 fois aux DJA calculées ci-dessus. Bien que l'extrémité inférieure de la gamme des différences entre les doses estimées pour divers groupes d'âge dans la population et la DJA soit faible (c'est-à-dire qu'elle est de 2), on a incorporé dans la DJA un facteur d'incertitude relativement prudent (10 000) pour tenir compte des limites de la base de données.

D'après les données disponibles, on a conclu que le 1,2,4-trichlorobenzène 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-trichlorobenzène

Dans le cas du 1,2,3-trichlorobenzène, on ne dispose pas de données relatives aux effets de l'inhalation à long terme (c'est-à-dire subchronique). La plus faible dose à laquelle des effets liés à ce composé ont été observés dans le seul essai de toxicité subchronique au cours duquel cet isomère a été administré (par voie orale; mélangé avec de l'huile de maïs dans l'alimentation) était d'environ 80 mg/kg pc/jour; cette dose entraînait une augmentation du rapport du poids du foie au poids du corps chez les mâles ainsi que des changements histopathologiques significatifs, variant de légers à modérés dans le foie, la thyroïde et les reins (plus graves chez les mâles) au cours d'une étude de 13 semaines effectuée sur les rats; la DSEO dans cette recherche s'élevait à 7,7 mg/kg pc/jour (Côté et coll., 1988)⁴. À partir de cette DSEO, on peut calculer un DJA prudente de la manière suivante (en raison du peu de données disponibles):

$$\begin{aligned} \text{DJA} &= \frac{7,7 \text{ mg/kg pc/jour}}{10\,000} \\ &= 0,00077 \text{ mg/kg pc/jour (0,77 } \mu\text{g/kg pc/jour)} \end{aligned}$$

où:

- 7,7 mg/kg pc/jour est la plus faible dose sans effet (nocif) observé (DSE[N]O) ou la dose minimale ayant un effet (nocif) observé (DME[N]O) dans les études de la toxicité subchronique réalisées jusqu'à présent;
- 10 000 est le facteur d'incertitude (x 10 pour la variation intraspécifique; x 10 pour la variation interspécifique; x 10 pour une étude de la toxicité moins que chronique; x 10 pour l'absence de données sur la cancérogénicité et sur la toxicité chronique).

Dans les études sur le développement au cours desquelles le 1,2,3-trichlorobenzène a été administré par ingestion (Black et coll., 1988), cette substance n'a pas provoqué d'effet nocif à des doses inférieures à celles sur lesquelles est basé la DJA.

La dose journalière totale de 1,2,3-trichlorobenzène pour divers groupes d'âge de la population canadienne est estimée à = 0,24 à = 0,33 $\mu\text{g/kg pc/jour}$. (Il faut toutefois noter que les données sur les concentrations de cet isomère dans l'air intérieur et dans l'air ambiant au Canada n'étaient pas disponibles et il a été nécessaire de calculer la dose absorbée à partir de ces sources en se basant sur des données recueillies dans d'autres pays. Les données sur les concentrations dans les aliments au Canada étaient limitées à une petite étude d'un nombre limité de mélanges [Davies, 1988].)

4. Il est possible (même si l'on ne dispose pas de données quantitatives) que la toxicocinétique du 1,2,3-trichlorobenzène diffère légèrement dans le cas de l'inhalation et de l'ingestion; toutefois, ces différences devraient être couvertes par l'important facteur d'incertitude.

Bien qu'elles soient basées sur un nombre limité de données, ces doses journalières moyennes sont inférieures de > 2 fois la DJA calculée ci-dessus. Même si la différence entre la dose estimée pour divers groupes d'âge de la population et la DJA est faible, on a incorporé dans la DJA un facteur d'incertitude relativement prudent (10 000) pour tenir compte des limites de la base de données. De plus, il y avait une large variation (environ 10 fois) entre la DSEO sur laquelle la DJA était basée et la dose qui avait provoqué des effets lors de l'étude critique. La dose journalière estimée a aussi été surestimée, principalement parce qu'il fallait se fier à une valeur maximale pour la concentration médiane dans l'air intérieur; on n' a pas trouvé de données plus précises.

D'après les données disponibles, on a conclu que le 1,2,3-trichlorobenzène 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.

1,3,5-trichlorobenzène

Dans le cas du 1,3,5-trichlorobenzène, la plus faible concentration à laquelle des effets sur les composés ont été observés à la suite de l'inhalation était de 1 000 mg/m³. L'administration de cette dose a provoqué une métaplasie et une hyperplasie squameuses dans l'épithélium respiratoire des passages nasaux au cours d'une étude de 13 semaines réalisée sur des rats; lors de ces travaux, la CSEO était de 100 mg/m³ (Sasmore et coll., 1983). À partir de cette CSEO, on calcule une DJA prudente (en raison de la rareté des données disponibles) de la manière suivante:

$$\text{DJA} = \frac{100 \text{ mg/m}^3 \times (6/24) \times (5/7) \times 0,144 \text{ m}^3}{10\,000 \times 0,25 \text{ kg}}$$
$$= 0,001 \text{ mg/kg pc/jour (1,0 } \mu\text{g/kg pc/jour)}$$

où:

- 100 mg/m³ représente la plus faible CSE(N)O ou concentration minimale avec effet (nocif) observé (CME[N]O) d'après les études de toxicité subchronique effectuées jusqu'à présent;
- 6/24 et 5/7 représentent la conversion de 6 heures/jour, 5 jours/semaine d'exposition continue;
- 0,144 m³ représente le volume d'air supposé inhalé par les rats (NIOSH, 1985);
- 0,25 kg est le poids corporel supposé des rats adultes (NIOSH, 1985);
- 10 000 est le facteur d'incertitude (x 10 pour la variation intraspécifique; x 10 pour la variation interspécifique; x 10 pour une étude de la toxicité moins que chronique; x 10 pour le manque de données adéquates sur la cancérogénicité et sur la toxicité chronique).

Dans le cas des études de la toxicité subchronique portant sur le développement dans lesquelles du 1,3,5-trichlorobenzène a été administré par gavage ou ingéré dans l'eau potable ou dans l'alimentation, cette substance n'a pas causé d'effets nocifs à des doses inférieures à celles sur lesquelles la DJA calculée ci-dessus est basée (Côté et coll., 1988; Black et coll., 1988).

On estime que la dose journalière totale de 1,3,5-trichlorobenzène pour divers groupes d'âge de la population canadienne est comprise entre $\leq 0,25$ et $\leq 0,35$ $\mu\text{g}/\text{kg}$ pc/jour. (Il faut toutefois noter que les données sur les concentrations de cet isomère dans l'air intérieur et dans l'air ambiant au Canada n'étaient pas disponibles et qu'il a été nécessaire de calculer les doses absorbées à partir de ces sources d'après des données recueillies dans d'autres pays. Les données relatives aux concentrations dans les aliments au Canada étaient limitées à une petite étude d'un nombre restreint de mélanges [Davies, 1988]).

Bien qu'elles soient basées sur des données limitées, ces doses journalières moyennes estimées sont inférieures de > 3 fois la DJA calculée ci-dessus. Même si l'intervalle des différences entre la dose estimée pour divers groupes d'âge de la population et la DJA est faible, on a incorporé un facteur d'incertitude relativement prudent dans la DJA (10 000) pour tenir compte des limites de la base de données. De plus, il existe une large variation (d'environ 10 fois) entre la CSEO sur laquelle est basée la DJA et la concentration qui a induit des effets lors de l'étude critique. La CSEO est aussi probablement assez prudente, car elle est basée sur des effets observés au lieu d'entrée seulement. Une CSEO pour des effets systémiques suivant l'inhalation, qui seraient plus appropriés dans le cas de la présente évaluation, pourrait être considérablement plus élevée que cette valeur. La dose journalière estimée a aussi été surestimée, principalement parce qu'il fallait se baser sur une valeur maximale pour déterminer la concentration médiane dans l'air intérieur; on n'a pas obtenu de données plus exactes.

D'après les données disponibles, on a conclu que le 1,3,5-trichlorobenzène 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

Les données disponibles sont insuffisantes pour déterminer si les trichlorobenzènes pénètrent dans l'environnement en quantités ou dans des conditions pouvant être nocives pour l'environnement. On a toutefois conclu que les trichlorobenzènes ne pénètrent 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

On a noté plusieurs lacunes dans les données qui ont limité l'évaluation des effets environnementaux des trichlorobenzènes. Il est donc recommandé de conduire les études suivantes qui sont hautement prioritaires:

- (i) essais de toxicité avec des organismes benthiques représentatifs de l'environnement canadien pour déterminer les effets des trichlorobenzènes fixés aux sédiments; et
- (ii) comme les données sur les concentrations des trichlorobenzènes dans les sédiments ne sont plus à jour et qu'elles sont très limitées dans le cas des sols, on devrait effectuer des essais pour déterminer les concentrations actuelles de trichlorobenzènes dans ces milieux, particulièrement près des sources ponctuelles.

En outre, pour permettre une évaluation plus complète de l'exposition de la population générale au Canada, il est souhaitable d'obtenir d'autres données de surveillance, particulièrement dans le cas de l'air intérieur (tous les isomères) et dans l'air ambiant (isomères 1,3,5 et 1,2,3) et dans les aliments (tous les isomères). La caractérisation des sources possibles de 1,2,4-trichlorobenzène dans l'air intérieur est aussi recommandée. Il est aussi nécessaire de faire des recherches sur la toxicité chronique et sur la cancérogénicité de tous les trichlorobenzènes chez des animaux de laboratoire exposés par inhalation pour permettre une évaluation plus complète de leur toxicité.

De plus, compte tenu de la faible différence entre les doses journalières totales estimées et les DJA pour chacun des isomères de trichlorobenzène, il est important que l'exposition de la population du Canada à ces composés continue d'être surveillée étroitement.

5.0 Bibliographie

Atlas, E.L. et S. Schauffler. «Concentration and variation of trace organic compounds in the Northern Pacific atmosphere, Chapter 12», dans D. Kurtz, éd., *Long Range Transport of Pesticides*, Chelsea, Michigan, Lewis Publishers, 1990, p. 161-183.

Balba, H.M. et J. Saha. «Metabolism of lindane-¹⁴C by wheat plants grown from treated seed», *Environ. Lett.*, n° 7(3), 1974, p. 181-194.

Bartholomew, G.W. et F.K. Pfaender. «Influence of spatial and temporal variations on organic pollutant biodegradation rates in an estuarine environment», *Appl. Environ. Microbiol.*, n° 45(1), 1983, p. 103-109.

Battersby, N.S. «A review of biodegradation kinetics in the aquatic environment», *Chemosphere*, n° 21(10-11), 1990, p. 1243-1284.

Bauer, U. «Human exposure to environmental chemicals-investigations on volatile organic halogenated compounds in water air, food, and human tissues, III. Communication: results of investigations», *Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt. Orig. B*, n° 174, 1981, p. 200-237 [en allemand].

Bell, R.W., B.D. Chapman, M.J. Krischnel, K.V. Spencer, K.V. Smith et M.A. Lulis. *The 1990 Toronto personal exposure pilot study*, Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1991.

Black, W.D., V.E.O. Valli, J.A. Ruddick et D.C. Villeneuve. «Assessment of teratogenic potential of 1,2,3-, 1,2,4- and 1,3,5-trichlorobenzenes in rats», *Bull. Environ. Contain. Toxikol.*, n° 41, 1988, p. 719-726.

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.

Brien, E. Communication personnelle, Environnement Canada, Direction des produits chimiques commerciaux, Hull (Québec), 1993.

Brown, V.K.H., C. Muir et E. Thorpe. «The acute toxicity and skin irritant properties of 1,2,4-trichlorobenzene», *Ann. Occup. Hyg.*, n° 12, 1969, p. 209-212.

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(12), 1988, p. 2363-2380.

Bunce, N.J., J.P. Landers, J-A. Langshaw et J.S. Nakai. *Laboratory experiments to assess the importance of photochemical transformation during the atmospheric transport of chlorinated aromatic pollutants*, présenté lors du Annual Meeting of the Air Pollution Control Association tenu du 21 au 26 juin 1987, New York.

Calamari, D., S. Galassi, E 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», *American Journal of Physiology*, n° 244, 1983, p. R601-R606.

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

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.

CFR des É.-U. *Code of Federal Regulations; Protection of Environment 40, Part 136. Guidelines Establishing Test Procedures for the Analysis of Pollutants, Appendix A - Methods 612, 625 and 1625*, 1990, p. 438-448 et 474-515.

Chang, V. Communication personnelle, Regina (Saskatchewan), Saskatchewan Department of the Environment, 1992.

Chen, E.C. *L'industrie textile canadienne et l'environnement: une évaluation*, Ottawa, Environnement Canada, Direction des programmes industriels, juin 1989, rapport EPS 5/TX/1, 104p.

Clark, J.R., J.M. Patrick, J.C. Moore et E.M. Lores. «Waterborne and sediment-source toxicities of six organic chemicals to grass shrimp and amphioxus», *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, n° 16, 1987, p. 401-407.

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, NRCC 17586, 1980.

Coate, W.B., W.H. Schoenfish, T.R. Lewis et W.M. Busey. «Chronic, inhalation exposure of rats, rabbits, and monkeys to 1,2,4-trichlorobenzene», *Arch. Environ. Health*, n° 32(6), 1977, p. 249-255.

Côté, M., I. Chu, D.C. Villeneuve, VE. Secours et VE. Valli. «Trichlorobenzene: Results of a Thirteen Week Feed Study in the Rat», *Drug and Chemical Toxicology*, n° 11(1), 1988, p. 11-28.

Dann, T. Données non publiées, Environnement Canada, Ottawa (Ontario), 1992.

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 PCBs, PCDD's and PCDF's in fresh food composites grown in Ontario, Canada», *Chemosphere*, n° 17(2), 1988, p. 263-276.

Day, J.K. et K. Power. *A survey of toxic substances in industrial effluents*, rapport non publié, Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, région de l'Atlantique, Air and Water Branch, 1981, 56 p.

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(1), 1988, p. 39-49.

Dibbs, H.P. *The VESTA Test program; Data Review and Assessment*, rapport non publié, Environnement Canada, Division de la technologie du BPC, Ottawa (Ontario), 1991, 40p.

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 Assessment for CEPA Priority Substances, January 21, 1992*, Bureau des dangers des produits chimiques, Santé et Bien-être social Canada, 1992 (inédit).

Ehrlicher, H. «Observations and experiences in industry concerning the toxicity (physiopathologic effect) of chlorinated benzene vapours (mono- to hexachlorobenzene)», *Zentrabl. Arbeitsmed*, n° 18, 1968, p. 204-205 [en allemand].

Environnement Canada, *Le Programme national d'essais et d'évaluation des Incinérateurs: sommaire des essais à l'incinérateur à combustion en deux étapes (Île-du-Prince-Édouard)*, vol. IV, résultats détaillés, Environnement Canada, Ottawa (Ontario), 1985.

Environnement Canada, *National Incinerator Testing Program, The Combustion Characterization of Mass Burning Incinerator Technology, Quebec City, IP-82 vol. IV; livre n° 1*, préparé pour Environnement Canada, Conservation et protection, décembre 1987.

Environnement Canada, *Organic and Inorganic Emissions From a Multi-Hearth Sewage Sludge Incinerator at Highland Creek Water Pollution Control Plant*, Environnement Canada, Direction des programmes industriels, Ottawa (Ontario), 1988a, 77 p.

Environnement Canada, *Organic and Inorganic Emissions From a Fluid Bed Sewage Sludge Incinerator at Duffin Creek Water Pollution Control Plant*, Environnement Canada, Direction des programmes industriels, Ottawa (Ontario), 1988b, 57 p.

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, *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 New Brunswick, 1985-1988*, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, IWD-AR-WQB-89-155, 1989d.

Environnement Canada, *Detroit Incinerator Monitoring Program. Data Report No. 3 (Appendix D), Windsor and Walpole Island Air Sampling Sites*, Environnement Canada, Conservation et protection, Centre de technologie environnementale de River Road, Ottawa (Ontario), PMD-89-8, 1989e.

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 Environnement Canada, Conservation et protection, Bureau de la gestion des déchets, Ottawa, 1991a, 40p.

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, 1991b.

Environnement Canada, *Program for Volatile Organic Compounds in Canadian Urban Areas, 1987-1990*, T. Dann et D.K.W. Wang, Environnement Canada, rapport de la Direction du développement technologique, 1991c (inédit).

EPA des É.-U. (Environmental Protection Agency des É.-U.) *Locating and Estimating Air Emissions From Sources of Chlorobenzenes*, Office of Air Quality Planning and Standards, Environmental Protection Agency des É.-U., Washington, EPA-450/4-84-007m, (PB87-189841/REB), 1986, 135 p.

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.

Feenstra, S. «Geochemical evaluation of polychlorinated biphenyls (PCBs) in groundwater», dans S. Lesage et R.E. Jackson, éd., *Groundwater Contamination and Analysis at Hazardous Sites*, New York, Marcel Dekker Inc., 1992, p. 479-510.

Figuroa, I.C. et M.S. Simmons. «Structure-activity relationships of chlorobenzenes using DNA measurement as a toxicity parameter in algae», *Environ. Toxicol. Chem.*, n° 10(3), 1991, p. 323-329.

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.

Fox, M.E. et J.H. Carey. «Transport of selected organochlorine contaminants in the Niagara River plume», *NWRI Contribution No. 86-40*, Environnement Canada, 1986, 24 p.

Gage, J.C. «The subacute inhalation toxicity of 109 industrial chemicals», *Brit. J. Industr. Med.*, n° 27, 1970, p. 1-18.

Gazette du Canada. «Règlements n° 1 sur les biphenylés chlorés, modification», *Gazette du Canada*, Partie 11, vol. 114, n° 13, 20 juin 1980, DORS/80-461.

GDCh. (Gesellschaft Deutscher Chemiker). *1,3,5-Trichlorobenzene*, GDCh-Advisory Committee on Existing Chemicals of Environmental Relevance (BUA), BUA Report 16, New York, VCH Publishers, Inc., 1989, 96 p.

Goto, M., M. Hattori, T. Miyagawa et M. Enomoto. «Beitrag zur ökologischen chemie, II. Hepatoma-bildung in mausen nach verabreichung von HCH - isomeren in hohen dosen», *Chemosphere*, n° 6, 1972, p. 279-282 [en allemand].

Hermens, J., H. Canton, P. Janssen et R. de Jong. «Quantitative structure-activity relationships and toxicity studies of mixtures of chemicals with an anaesthetic potency: acute lethal and sublethal toxicity to *Daphnia magna*», *Aquat. Toxicol.*, n° 5, 1984, p. 143-154.

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.

Howard, P.H. *Handbook of Environmental Fate and Exposure Data for Organic Chemicals. Volume I: Large Production and Priority Pollutants*, Chelsea, Michigan, Lewis Publishers Inc., 1989, 574 p.

Howard, P.H., R.S. Boethling, W.F. Jarvis, W.M. Meylan et E.M. Michalenko. *Handbook of Environmental Degradation Rates*, Chelsea, Michigan, Lewis Publishers Inc., 1991, 725 p.

Kaiser, K.L. et M.S. Palabrica. «*Photobacterium phosphoreum* toxicity data index», *Water Poll. Res. J. Canada*, n° 26(3), 1991, p. 361-431.

Kao, C.I. et N. Poffenberger. «Chlorinated benzenes», dans M. Grayson et D. Eckroth, éd., *Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology*, Toronto, 3^e éd., vol. 5, John Wiley and 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.

Kitchin, K.T. et M.T. Ebron. «Maternal hepatic and embryonic effects of 1,2,4-trichlorobenzene in the rat», *Environ. Res.*, n° 31, 1983, p. 362-373.

Knezovich, J.P. et F.L. Harrison. «The bioavailability of sediment-sorbed chlorobenzenes to larvae of the midge, *Chironomus decorus*», *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, n° 15/1988, p. 226-241.

Kociba, R.J., B.J.K. Leong et R.E. Hefner Jr. «Subchronic toxicity study of 1,2,4-trichlorobenzene in the rat, rabbit and beagle dog», *Drug Chem. Toxicol.*, n° 4(3), 1981, p. 229-249.

Lawlor, T., S.R. Haworth et P. Voytek. «Evaluation of the genetic activity of nine chlorinated hexanes», *Environ. Mutag.*, n° 1, 1979, p. 143 (résumé).

- Lay, J.P., W. Schauerte, A. Muller, W. Klein et F. Korte. «Long-term effects of 1,2,4-trichlorobenzene on freshwater plankton in an outdoor-model-ecosystem», *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, n° 34, 1985, p. 761-769.
- Lebret, E. *Air pollution in Dutch homes: an exploratory study in environmental epidemiology. Report R-138, Report 1985-221*, Department of Air Pollution, Department of Environmental and Tropical Health, Wageningen Agricultural University, Pays-Bas, 1985.
- Lee, J.F., J.R. Crum et S.A. Boyd. «Enhanced retention of organic contaminants by soil exchanged with organic cations», *Environ. Sci. Technol.*, n° 23(11), 1989, p. 1365-1372.
- Ligocki, 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.
- Mackay, D., W.Y. Shiu et K.C. Ma. *Illustrated Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals, Volume I, Monoaromatic Hydrocarbons, Chlorobenzenes and PCBs*, Ann Arbor, Michigan, Lewis Publishers, 1992, 697 p.
- MacLaren Marex Inc. *Report on an Environmental Survey for Chlorobenzenes at Four Coastal Sites in Nova Scotia*, rapport non publié préparé pour Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Halifax (Nouvelle-Écosse), 1979, 18 p.
- Marinucci, A.C. et R. Bartha. «Biodegradation of 1,2,3- and 1,2,4-trichlorobenzene in soil and in enrichment liquid culture», *Appl. Environ. Microbiol.*, n° 38(5), 1979, p. 811-817.
- Matheson, R.A.F., E.A. Hamilton, A. Trites et D. Whitehead. *Chlorinated Benzenes in Herring Gull and Double-Crested Cormorant Eggs from Three Locations in the Maritime Provinces*, EPS-5-AR-80-1, Environnement Canada, région de l'Atlantique, Halifax (Nouvelle-Écosse), mars 1980, 37 p.
- 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.
- Menzies, J. *Réseau national d'analyse des tendances des urgences (NATES)*, Environnement Canada, Direction des urgences environnementales, Ottawa (Ontario), 1992 (inédit).
- MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). *Thirty-seven Municipal Water Pollution Control Plants, Volume I*, Stratégie municipale et industrielle de dépollution (SMID) rapport provisoire, Ministère de l'Environnement de l'Ontario, décembre 1988, 97 p.

MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). *The Preliminary Report on the Second Six Months of Process Effluent Monitoring in the MISA Pulp and Paper Sector*, Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Direction des ressources en eau, PIBS 1671 (log 912-310-033), 1991a, 159 p.

MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). *The Preliminary Report on the First Six Months of Process Effluent Monitoring in the MISA Pulp and Paper Sector*, Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Direction des ressources en eau, PIBS 1436, 1991b, 176 p.

MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). *(MISA) Status report on the Effluent Monitoring Data for the Iron and Steel Sector for the Period November 1, 1989 to October 31, 1990*, Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Direction des ressources en eau, PIBS 1675 (log 91-2310-034), 1991c, 219 p.

MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). *Twelve Month Draft (MISA) Tables for the Organic Chemical Manufacturing Sector*, Communication non publiée de S. Michajluk (Ministère de l'Environnement de l'Ontario) remise à A. Stelzig, Environnement Canada, 20 janvier 1992, 1992a.

MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). *Municipal Industrial Strategy for Abatement (MISA) Twelve Month Monitoring Data Report: Inorganic Chemical Sector*, par F. Ryan et A. Edmonds, Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Direction des ressources en eau, 1992b, 24 p.

Merriman, J.C. *Contaminants organiques à l'état de traces dans les sédiments du secteur international du fleuve Saint-Laurent, 1981*, Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures et des terres, Direction de la qualité des eaux, Burlington (Ontario), Bulletin technique n° 148, 1987, 10 p.

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

Neuhauser, E.F., P.R. Durkin, M.R. Malecki et M. Anatra. «Comparative toxicity of ten organic chemicals to four earthworm species», *Comp. Biochem. Physiol.*, n° 83C(1), 1986, p. 197-200.

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

NRDIG (Niagara River Data Interpretation Group). *Joint Evaluation of Upstream/Downstream Niagara River Monitoring Data*, préparé par le Niagara River Data Interpretation Group, River Monitoring Committee, rapport final, novembre 1990, 72p.

Oliver, B.G. «Distribution and pathways of some chlorinated benzenes in the Niagara River and Lake Ontario», *Water Poll Res. J. Canada*, n° 19(1), 1984, p. 47-58.

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 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(3), 1985, p. 366-372.

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. «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. «Reply to comment on "Chlorobenzenes in sediments, water, and selected fish from Lakes Superior, Huron, Erie and Ontario"», *Environ. Sci. Technol.*, n° 17(8), 1983, p. 505.

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(5), 1983, p. 287-291.

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(4), 1988, p. 388-397.

Oliver, B.G. et C.W. Pugsley. «Chlorinated contaminants in St. Clair River sediments», *Water Pollut. Res. Can.*, n° 21(3), 1986, p. 368-379.

Otson, R., P. Fellin et R. Whitmore. *A national pilot study of airborne VOCs in residences - design and progress*, présenté au 1992 EPA/AWMA Symposium on Measurement of Toxic and Related Air Pollutants tenu du 4 au 8 mai 1992, Durham, Caroline du Nord, 1992 (inédit).

Peijnenburg, W.J.G.M., M.J. Hart, H.A. den Hollander, D. van de Meent, H.H. Verboom et N.L. Wolfe. «Reductive transformations of halogenated aromatic hydrocarbons in anaerobic water-sediment systems: kinetics, mechanisms and products», *Environ. Chem. Toxicol.*, n° 11, 1992, p. 289-300.

Popovski, P., T. Orusev, E. Urumova, I. Blagoeva et V. Trpovski. «Skin changes of workers employed in trichlorobenzene production», *Arh. Hig. Rada Toksikol.*, n° 31, 1980, p. 177-184 (résumé français).

Powers, M.B., W.B. Coate et T.R. Lewis. «Repeated topical applications of 1,2,4-trichlorobenzene: effects on rabbit ears», *Arch. Environ. Health*, n° 30, 1975, p. 165-167.

Rao, K.S., K.A. Johnson et J.W. Henck. «Subchronic dermal toxicity study of trichlorobenzene in the rabbit», *Drug Chem. Toxicol.*, n° 5(3), 1982, p. 249-263.

Richter, J.E., S.F. Peterson et C.F. Kleiner. «Acute and chronic toxicity of some chlorinated benzenes, chlorinated ethanes, and tetrachloroethylene to *Daphnia magna*», *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, n° 12(6), 1983, p. 679-684.

Rimington, C. et G. Ziegler. «Experimental porphyria in rats induced by chlorinated benzenes», *Biochem. Pharmacol.*, n° 12, 1963, p. 1387-1397.

Robinson, K.S., R.J. Kavlock, N. Chernoff et L.E. Gray. «Multigeneration study of 1,2,4-trichlorobenzene in rats», *J. Toxicol Environ. Health*, n° 8, 1981, p. 489-500.

Sadtler Research Laboratories. *The Sadtler Infrared Spectra Handbook of Priority Pollutants and Toxic Chemicals*, Philadelphie, Pennsylvanie, 1982.

Sasmore, D.P., C. Mitoma, C.A. Tyson et J.S. Johnson. «Subchronic inhalation toxicity of 1,3,5-trichlorobenzene», *Drug Chem. Toxicol.*, n° 6(3), 1983, p. 241-258.

Schoeny, R.S., C.C. Smith et J.C. Loper. «Non-mutagenicity for Salmonella of the chlorinated hydrocarbons Aroclor 1254, 1,2,4-trichlorobenzene, Mirex and Kepone», *Mutation Res.*, n° 68(2), 1979, p. 125-132.

Singh, H.B., L.J. Salas, A.J. Smith et M. Shigeishi. «Measurements of some potentially hazardous organic chemicals in urban environments», *Atmosph. Environ.*, n° 15, 1981, p. 601-612.

Slimak K, P. Johnston et V. Hodge. *Materials Balance for Chlorobenzenes*, Environmental Protection Agency des É.-U., Office of Toxic Substances, Washington, D.C., janvier 1980, EPA-560/13-80-001 (PB80-173651), 3-1-3-19.

Sofuni, T., M. Hayashi, A. Matsuoka, M. Sawada, M. Hatanaka et M. Ishidate Jr. «Mutagenicity tests on organic chemical contaminants in city water and related compounds, II, Chromosome aberration tests in cultured mammalian cells». *Eisei Shikenjo Hokoku*, n° (103), 1985, p. 64-75 [en japonais].

Stahl, W.R. «Scaling of respiratory variables in mammals», *Journal of Applied Physiology*, n° 22, 1967, p. 453-460.

Statistique Canada. *Commerce du Canada, Importations, Commerce de marchandises, 1976 et 1977*, Statistique Canada, Division du commerce extérieur, Section des renseignements sur le commerce, Ottawa (Ontario), 1978.

Statistique Canada. *Commerce du Canada, Importations, Commerce de marchandises, 1979*, Statistique Canada, Division du commerce extérieur, Section des renseignements sur le commerce, Ottawa (Ontario), 1980.

Stevens, R.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(3), 1989, p. 377-393.

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.

Struger, J., D.V. Weseloh, D.J. Hallett et P. Mineau. «Organochlorine contaminants in herring gull eggs from the Detroit and Niagara Rivers and Saginaw Bay (1978-1982): contaminant discriminants», *J. Great Lakes Res.*, n° 11(3), 1985, p. 223-230.

van Gestel, C.A. et W-C. Ma. «An approach to quantitative structure-activity relationships (QSARs) in earthworm toxicity studies», *Chemosphere*, n° 21(8), 1990, p. 1023-1033.

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.

Wakeham, S.G., A.C. Davis et J.L. Karas. «Microcosm experiments to determine the fate and persistence of volatile organic compounds in coastal waters», *Environ. Sci. Tech.*, n° 17(10), 1983, p. 611-617.

Watanabe, P.G., R.J. Kociba, R.E. Hefner Jr., H.O. Yakel et B.K.J. Leong. «Subchronic toxicity studies of 1,2,4-trichlorobenzene in experimental animals», *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, n° 45(1), 1978, p. 332-333 (résumé).

Western Research. *VESTA Model 100 Mobile Incinerator, Trial Burn Report, Volume II Testing and Analytical Data*, rapport soumis à Environnement Canada, Conservation et protection, Bureau de la gestion des déchets, Ottawa, 15 mars 1991.

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.

Wong, P.T.S., Y.K. Chau, J.S. Rhamey et M. Docker. «Relationship between water solubility of chlorobenzenes and their effects on a freshwater alga», *Chemosphere*, n° 13(9), 1984, p. 991-996.

Yamamoto, H., Y. Taniguchi, S. Imai, Y. Ohno et Y. Tsubura. «Acute toxicity and local irritation tests of trichlorobenzene (TCB) on ddY mice», *J. Tara. Med. Assoc.*, n° 29, 1978, p. 569-573 [en japonais].

Yamamoto, H., Y. Ohno, K. Nakamori, T. Okuyama, S. Imai et Y. Tsubura. «Chronic toxicity and carcinogenicity test of 1,2,4-trichlorobenzene on mice by dermal painting», *J. Nara. Med. Assoc.*, n° 33(2), 1982, p. 132-145 [en japonais].

Yoshitada, Y., Y. Ose et T. Sato. «Testing for the toxicity of chemicals with *Tetrahymena pyriformis*», *Sci. Total Environ.*, n° 43, 1985, p. 149-157.

Zub, M. «Reactivity of the white blood cell system to toxic action benzene and its derivatives», *Acta Biologica Cracoviensia*, n° 21, 1978, p. 163-174.