

Liste des substances d'intérêt prioritaire
Rapport d'évaluation

1,2-Dichlorobenzène

Gouvernement du Canada
Environnement Canada
Santé Canada

Also available in English under the title:
Canadian Environmental Protection Act
Priority Substances List
Assessment Report: 1,2-Dichlorobenzene

DONNÉES DE CATALOGAGE AVANT PUBLICATION (CANADA)

Vedette principale au titre :

1,2-Dichlorobenzène

(Liste des substances d'intérêt prioritaire,
rapport d'évaluation)

Publ. aussi en anglais sous le titre : 1,2-Dichlorobenzene.

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

Comprend des références bibliographiques.

ISBN 0-662-98673-3

N^o de cat. En40-215/33F

1. Dichlorobenzène — Aspect de l'environnement.

2. Environnement — Surveillance — Canada.

I. Canada. Environnement Canada.

II. Canada. Santé Canada.

III. Coll.

TD427.D5205314 1993

363.73'84

C93-099695-X

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1993

Groupe Communication Canada — Édition

Ottawa, Canada K1A 0S9

N^o de cat. En40-215/33F

ISBN 0-662-98673-3



Imprimé sur du papier recyclé

Table des matières

Synopsis	v
1.0 Introduction	1
2.0 Sommaire des données critiques pour l'évaluation de la toxicité	4
2.1 Description, propriétés, production et utilisations	4
2.2 Pénétration dans l'environnement	5
2.3 Informations sur l'exposition	6
2.3.1 Devenir	6
2.3.2 Concentrations	7
2.4 Informations sur les effets	10
2.4.1 Animaux de laboratoire et <i>in vitro</i>	10
2.4.2 Humains	11
2.4.3 Écotoxicologie	12
3.0 Évaluation de la «toxicité» au sens de la LCPE	14
3.1 Alinéa 11a) – L'environnement	14
3.2 Alinéa 11b) – L'environnement essentiel à la vie humaine	16
3.3 Alinéa 11c) – La vie ou la santé humaine	16
3.4 Conclusion	18
4.0 Recommandations	19
5.0 Bibliographie	20

Synopsis

Le 1,2-dichlorobenzène est soit produit au Canada, soit importé d'un autre pays. La quantité de cette substance utilisée actuellement chaque année au Canada, principalement comme solvant pour décarboniser, pour dégraisser les moteurs et pour nettoyer le métal, est à peu près 350 tonnes. Au Canada, des concentrations dosables de 1,2-dichlorobenzène sont présentes dans les eaux de surface, les sédiments et les effluents des industries et des municipalités. En outre, il est rare que cette substance soit décelée dans d'autres milieux dans l'environnement, comme dans l'air ambiant, l'eau souterraine et le sol. Le 1,2-dichlorobenzène ne persiste ni dans l'air ni dans les eaux de surface, mais dans les sédiments, où il s'accumule dans des conditions anaérobies.

La concentration maximale de 1,2-dichlorobenzène mesurée dans les eaux de surface au Canada était à peu près 9 000 fois inférieure au seuil estimatif des effets observés chez l'espèce aquatique la plus sensible qui ait été identifiée. La dose journalière totale de 1,2-dichlorobenzène a été évaluée par calculs à environ 12 000 fois moins que le seuil estimatif des effets observés chez les mammifères sauvages. On n'a trouvé aucune donnée concernant les effets toxiques du 1,2-dichlorobenzène chez les organismes benthiques. Il n'est donc pas possible de dire si les concentrations de cette substance trouvées dans les sédiments pourraient avoir des effets nocifs sur ce biote.

De faibles concentrations de 1,2-dichlorobenzène sont présentes dans l'atmosphère, mais leur durée est brève. Par conséquent, on ne s'attend pas qu'elles contribuent beaucoup à la formation d'ozone au niveau du sol, pas plus qu'au réchauffement de la planète ou à la diminution de la couche d'ozone stratosphérique.

À partir de données qui ont été recueillies sur les concentrations présentes dans l'air ambiant, l'eau potable et les aliments, on a évalué la dose journalière moyenne totale de 1,2-dichlorobenzène pour divers groupes d'âge de la population en général. Or, cette dose journalière moyenne est considérablement inférieure (d'environ 500 à 14 000 fois) à la dose journalière admissible calculée d'après des études réalisées chez des animaux de laboratoire. La dose journalière admissible est celle à laquelle une personne peut être exposée pendant toute sa vie sans subir d'effets délétères.

Compte tenu de ces considérations, les ministres de l'Environnement et de la Santé ont décidé qu'on ne possède pas assez de renseignements pour pouvoir décider si le 1,2-dichlorobenzène constitue un danger pour l'environnement. Par contre, il a été conclu que cette substance ne présente pas de danger pour la santé humaine ou l'environnement dont dépend la vie humaine. Par conséquent, bien qu'il ne soit pas possible de déterminer si le 1,2-dichlorobenzène est «toxique» selon la définition de l'alinéa 11a) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, cette substance n'est pas considérée «toxique» selon la définition des alinéas 11b) et 11c) de la même loi.

1.0 Introduction

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE) exige que le ministre de l'Environnement et le ministre de la Santé préparent et publient une liste de substances d'intérêt prioritaire, à savoir les produits chimiques, les groupes de produits chimiques, les effluents et les déchets, qui peuvent se révéler nocives pour l'environnement ou menacer la santé des êtres humains. La Loi exige également que les deux ministres évaluent ces substances et déterminent si elles sont «toxiques» au sens de l'article 11, selon lequel :

«[...] est toxique toute substance qui pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou en 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» au sens de l'article 11 peuvent être inscrites à l'annexe I de la Loi et être visées, éventuellement, par des règlements, des lignes directrices ou des codes de pratiques en vue de régir un aspect quelconque de leur cycle de vie, 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 le 1,2-dichlorobenzène est «toxique» au sens de la Loi, on a déterminé si ce composé **pénètre** ou peut pénétrer dans l'environnement canadien en une concentration ou en une quantité ou dans des conditions qui pourraient entraîner l'**exposition** d'êtres humains ou d'autres espèces vivantes à des concentrations pouvant provoquer des **effets** nocifs.

L'évaluation du caractère «toxique» du 1,2-dichlorobenzène, au sens de la LCPE, se fonde principalement sur la documentation réunie par le personnel de Santé Canada (SC) pour le Programme international sur la sécurité des substances chimiques (PISC) de l'Organisation mondiale de la santé. Entre 1984 et 1987, le personnel de SC a examiné les données, utiles à l'évaluation des risques que présente l'exposition aux dérivés chlorés du benzène (à l'exclusion de l'hexachlorobenzène) pour la santé, au

cours de la préparation d'une ébauche de critères du PISC relatifs à l'hygiène du milieu. Cette évaluation a été actualisée et élargie de façon à mettre en relief les données les plus utiles à l'évaluation des risques posés par l'exposition des Canadiens au 1,2-dichlorobenzène dans l'environnement en général.

Au cours de la préparation du document du PISC de l'OMS, on a consulté diverses bases de données scientifiques afin d'actualiser les renseignements contenus dans les rapports antérieurs produits par des consultants, y compris une bibliographie annotée des chlorobenzènes (sauf l'hexachlorobenzène) de Peter Strahlendorf (1978) ainsi qu'un document des critères relatifs aux chlorobenzènes (y compris l'hexachlorobenzène) de Michael Holliday and Associates (1984a, 1984b). On est allé chercher des renseignements supplémentaires au cours d'une évaluation par les pairs de l'ébauche des critères d'hygiène du milieu préparée par le PISC. Cette évaluation a été effectuée par les représentants des centres de coordination du PISC et par un groupe d'experts, qui se sont réunis en juin 1990. Dernièrement, en février 1991, on a consulté les bases de données Enviroline, Chemical Abstracts, Pollution Abstracts, Environmental Bibliography, IRIS, MEDLINE et BIOSIS, dans une recherche de données récentes, utiles en particulier à l'évaluation des risques pour les Canadiens. N'ont pas été prises en considération les données utiles à l'évaluation de la «toxicité» du 1,2-dichlorobenzène pour la santé humaine qui ont été obtenues après l'achèvement de ces sections du rapport (c'est-à-dire en décembre 1991).

Les données utiles à l'évaluation de l'écotoxicité du 1,2-dichlorobenzène ont été tirées de documents de synthèse, de publications de référence ainsi que de consultations en direct terminés en novembre 1990, dans les bases de données commerciales suivantes : ASFA, BIOSIS, CAB Abstracts, Chemical Abstracts, Chemical Evaluation Search and Retrieval System (CESARS), Enviroline, Hazardous Substances Database, le Registre international des substances chimiques potentiellement toxiques (RISCPT), National Technical Information Service (NTIS), TOXLINE et la Toxic Release Inventory Data Base. Les études publiées après novembre 1990 ont été retrouvées grâce au dépouillement, jusqu'en janvier 1992, des périodiques utiles de même que des *Current Contents* (des sciences agricoles, biologiques et de l'environnement). Même si une grande partie de la recherche sur le 1,2-dichlorobenzène a été effectuée à l'extérieur du Canada, les données canadiennes relatives aux sources, aux usages, au devenir et aux effets de ce composé sur l'environnement ont été mises en évidence lorsque c'était possible. Les données utiles à l'évaluation de l'écotoxicité du 1,2-dichlorobenzène n'ont pas été intégrées au présent rapport lorsqu'elles ont été obtenues après octobre 1992.

Malgré la consultation, au besoin, des articles de synthèse, toutes les études de première main sur lesquelles est basée la détermination du caractère toxique au sens de la LCPE ont été évaluées de manière critique par les fonctionnaires suivants des ministères de Santé Canada ainsi que d'Environnement Canada :

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

Le présent rapport renferme un synopsis qui paraîtra dans la *Gazette du Canada*. La section 2 résume l'information technique essentielle à l'évaluation, qui est présentée de manière plus détaillée dans un document à l'appui, inédit. La nature «toxique» du 1,2-dichlorobenzène au sens de la Loi est déterminée dans la section 3.

Dans le cadre du processus de révision et d'approbation établi par Environnement Canada, les sections portant sur les effets environnementaux ont été revues par le Dr Brett Betts (Washington State Department of Ecology, Seattle, Washington), le Dr Peter Chapman (EVS Consultants, Vancouver [Colombie-Britannique]), le Dr Arthur Niimi (ministère des Pêches et des Océans, Burlington [Ontario]) et le Dr Barry Oliver (Zenon Environmental Laboratories, Burnaby [Colombie-Britannique]). Les sections liées aux effets sur la santé ont été approuvées par le Comité de décision sur les normes et les recommandations du Bureau des dangers des produits chimiques de Santé Canada. Tout le rapport d'évaluation a été revu et approuvé par le Comité de gestion de la LCPE d'Environnement Canada et de Santé Canada.

On peut se procurer des exemplaires du rapport d'évaluation et des documents inédits à l'appui aux adresses suivantes :

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

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

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

2.1 Description, propriétés, production et utilisations

Le 1,2-dichlorobenzène est un liquide neutre, incolore et inflammable (EPA des É.-U., 1986), d'une masse moléculaire de 147,01 et de formule brute $C_6H_4Cl_2$. Également connu sous le nom d'ortho-dichlorobenzène ou *o*-dichlorobenzène, il possède une pression de vapeur modérée à élevée (196 Pa à 25 °C), une faible solubilité dans l'eau (118 mg/L à 25 °C) et un coefficient modéré de partage entre l'octanol et l'eau ($\log K_{oct./eau} = 3,4$) [Mackay et coll., 1992]. Son coefficient de partage dans les composés du carbone organique, déduit du coefficient $\log K_{oct./eau}$ est, selon Mackay et ses collaborateurs (1992), de 1 030. Les laboratoires Sadtler Research Laboratories (1982) signalent que le composé absorbe le rayonnement infrarouge, y compris les longueurs d'ondes d'environ 7 à 13 μm .

Le 1,2-dichlorobenzène est fabriqué par chloration du benzène en phase liquide en présence d'un catalyseur. On peut se procurer le produit de qualité technique (80 % de 1,2-dichlorobenzène, moins de 19 % d'autres isomères et moins de 1 % de trichlorobenzènes ainsi que 0,05 % de monochlorobenzène) et le produit purifié (98 % de 1,2-dichlorobenzène, moins de 0,2 % de 1,2,4-trichlorobenzène et 0,05 % de monochlorobenzène) [Kao et Poffenberger, 1979]. Dans les échantillons de milieux naturels, le composé est dosé, entre autres, par chromatographie en phase gazeuse à détecteurs à ionisation de flamme ou à capture électronique et par chromatographie en phase gazeuse accouplée à la spectrométrie de masse (Oliver et Bothen, 1982; Oliver et Nicol, 1982a).

Le Canada fabrique du 1,2-dichlorobenzène et il en importe (Camford Information Services, 1991). Ces dernières années, la production canadienne a baissé, tandis que les importations ont augmenté. Dans l'ensemble, la demande canadienne serait constante depuis les cinq dernières années, étant en moyenne d'environ 350 t/an. On ne s'attend pas à ce que cette tendance change au cours des cinq prochaines années. Aux États-Unis la demande en 1990 était de 22,7 kt (Chemical Marketing Reporter, 1990).

Au Canada, le 1,2-dichlorobenzène sert principalement comme solvant du carbone, comme dégraissant des moteurs et comme agent de nettoyage des surfaces métalliques dans les ateliers d'usinage (Camford Information Services, 1991). Les chiffres sur les usages de la substance concernent uniquement la période de 1977 à 1979, alors que 49 % de la demande annuelle provenait de l'emploi du composé comme solvant des peintures ou du carbone et comme dégraissant, 31 % du nettoyage des moteurs, 19 % de divers emplois comme solvant et 1 % de l'emploi comme solvant pour cellules

photoconductrices, véhiculeur de teintures et fongicide (Environnement Canada, 1983, données inédites). Même si le produit n'est plus homologué depuis 1990, il sert également, jusqu'à épuisement des stocks, comme matière active d'un désodorisant et comme nettoyant industriel (Brien, 1992). Ailleurs, y compris aux États-Unis, le 1,2-dichlorobenzène trouve une gamme beaucoup plus large d'applications.

2.2 Pénétration dans l'environnement

On ne connaît aucune source naturelle du 1,2-dichlorobenzène et on possède peu de renseignements sur les rejets anthropiques de cette substance dans l'environnement canadien. Compte tenu de la volatilité du composé et de la dispersion à laquelle donnent lieu ses emplois, on s'attend à ce que la plus grande partie des 350 tonnes de 1,2-dichlorobenzène utilisées chaque année au Canada se retrouvent dans l'environnement, principalement dans les effluents ainsi que dans les émissions des installations où on le fabrique et des autres installations. On soupçonne également que l'entrée du composé dans l'environnement provient de la déshalogénéation (déchloration) de dérivés plus fortement chlorés du benzène (Bosma et coll., 1988) ainsi que des émissions de l'incinération de matières organiques chlorées (Young et Voorhees, 1989).

Pour le Canada, on n'a pas trouvé de données sur les émissions industrielles de 1,2-dichlorobenzène ni sur les émissions des installations municipales; toutefois, on a signalé des rejets du composé dans les effluents liquides. En vertu de la Stratégie municipale et industrielle de dépollution de l'Ontario (SMIDO), on estime que les rejets dans la rivière St. Clair, le Saint-Laurent et la rivière Welland par les usines de produits chimiques organiques et inorganiques de l'Ontario seraient de 0,772, de 0,052 et de 0,011 kg/j, respectivement (OME, 1992, données inédites; 1992a, 1992b). En vertu de la même stratégie, les concentrations de 1,2-dichlorobenzène varieraient de 300 à 60 500 ng/L dans les effluents des usines de produits chimiques organiques des régions de Sarnia, de Maitland et de Corunna (OME, 1992, données inédites). Les effluents de 4 des 27 usines de pâtes et papiers de l'Ontario en renfermeraient de 420 à 15 600 ng/L (OME, 1991a, 1991b). Le 1,2-dichlorobenzène a également été dosé au cours d'une étude des effluents de 10 usines canadiennes du textile, effectuée en 1985-1986; sa concentration maximale était de 95,5 µg/L (Environnement Canada, 1989).

En 1987, on a dosé le composé dans l'effluent d'une usine d'épuration rejeté dans le détroit de Géorgie, près de Vancouver (Colombie-Britannique). Les concentrations variaient d'inférieur au seuil de détection (10 ng/L) à 290 ng/L (Chapman et coll., 1987; Fanning et coll., 1989; Park et coll., 1990; Park, 1992). Webber et Lesage (1989) ont signalé que les échantillons de boue digérée et stabilisée de Winnipeg en renfermaient (concentrations maximale et médiane de 1 600 et de 550 ng/g [poids sec], respectivement).

2.3 Informations sur l'exposition

2.3.1 Devenir

Un nombre de processus influent sur la répartition et la transformation du 1,2-dichlorobenzène dans l'environnement, y compris la photo-oxydation dans l'atmosphère, la volatilisation, la répartition dans les sols, les sédiments et chez les êtres vivants ainsi que la dégradation en condition aérobie (EPA des É.-U., 1987; Park et coll., 1988; Callahan et coll., 1979; Ellington et coll., 1988; Weber et coll., 1987). Le 1,2-dichlorobenzène qui n'est pas dégradé finit par s'accumuler dans les sédiments anaérobies et, peut-être, dans les eaux souterraines.

Le 1,2-dichlorobenzène, qui absorbe peu le rayonnement aux longueurs d'ondes supérieures à 300 nm, est peu susceptible de subir une photolyse directe dans l'atmosphère (Bunce et coll., 1987). Toutefois, le 1,2-dichlorobenzène réagit avec les radicaux hydroxyle de l'atmosphère; sa demi-vie est alors estimée à 24 jours (Howard, 1989). En se basant sur les processus de photo-oxydation et d'advection, Mackay et ses collaborateurs (1992) ont estimé à environ 3 semaines sa demi-vie dans l'atmosphère. La présence de 1,2-dichlorobenzène dans l'eau de pluie montre que le composé persiste suffisamment longtemps pour revenir au sol à la faveur du lavage de l'atmosphère (Ligocki et coll., 1985).

La volatilisation serait un mécanisme prédominant de la disparition du 1,2-dichlorobenzène des eaux de surface ou du sol (Mackay et coll., 1992; Callahan et coll., 1979; EPA des É.-U., 1987; Slimak et coll., 1980). La demi-vie estimative du produit dans l'eau varie de 0,94 heures, dans un ruisseau ou une rivière peu profonde, à 60 jours dans une rivière profonde et lente (EPA des É.-U., 1987), tandis que la vitesse de volatilisation à partir du sol serait de 10 à 100 fois plus faible qu'à la surface de l'eau (Park et coll., 1988).

En aérobie, le 1,2-dichlorobenzène se biodégrade lentement dans le sol (Haider et coll., 1981; Schraa et van der Meer, 1987; van der Meer, 1987; Oldenhuis et coll., 1989). Mackay et coll. (1992) ont retenu une demi-vie d'environ 8 mois pour le composé dans le sol, tandis que Howard (1991) signale une demi-vie de 4 semaines à 6 mois. À cause de son coefficient estimatif de sorption sur le carbone organique (K_{co}) de 1 030, le 1,2-dichlorobenzène a été classé comme possédant un faible potentiel de mobilité dans le sol, selon l'échelle proposée par McCall et coll. (1981).

Le 1,2-dichlorobenzène qui a une affinité pour les sédiments, plus particulièrement pour la fraction organique des sédiments du fond, peut persister longtemps, en étant plus susceptible de subir une dégradation en milieu anaérobie (Oliver et Nicol, 1982b). À la lumière d'une analyse de carottes prélevées dans les sédiments du lac Ontario, le 1,2-dichlorobenzène s'y serait accumulé durant 60 ans, les concentrations maximales

correspondant aux années 1960, alors que culminait la production nord-américaine des chlorobenzènes (Oliver et Nicol, 1984; Durham et Oliver, 1983). Après examen des publications, Mackay et coll. (1992) ont retenu une demi-vie moyenne d'environ 2 ans pour le dichlorobenzène qui se trouve dans le premier centimètre des sédiments. Plus en profondeur, le composé devrait se répartir à l'équilibre entre l'eau de porosité et la phase organique (Di Toro et coll., 1991).

Le 1,2-dichlorobenzène s'est révélé persistant et légèrement mobile au cours d'études sur le terrain des eaux souterraines contaminées par les eaux d'égout ainsi que par les déchets urbains et industriels (Barber et coll., 1988; Barber, 1988; Roberts et coll., 1980; Roberts et coll., 1986; Reinhard et coll., 1984). Zoeteman et coll. (1980) ont estimé que sa demi-vie dans l'eau souterraine variait entre 30 et 300 jours.

Oliver et Nimii (1983) ont signalé un coefficient variable de concentration dans les tissus vivants, de 270 à 560 (poisson entier) chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) exposée à des conditions de laboratoire. Des demi-vies biologiques de moins de 1 jour et de plus de 5 jours ont été signalées chez le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) [Barrows et coll., 1980] et les vers oligochètes (*Tubifex tubifex* et *Limnodrilus hoffmeisteri*) [Oliver, 1987], respectivement.

2.3.2 Concentrations

Le 1,2-dichlorobenzène a été dosé dans les eaux de surface, les sédiments et les organismes vivants de la région des Grands Lacs. Il a également été décelé, mais peu souvent, dans l'air ambiant, les eaux souterraines et les sols du Canada.

La concentration moyenne du 1,2-dichlorobenzène dosé entre octobre 1988 et décembre 1990, au cours d'un vaste programme de prélèvement d'échantillons d'air ambiant dans 22 localités du Canada, s'est révélée inférieure à la limite de détection de 0,1 µg/m³ (Environnement Canada, 1991, données inédites). La concentration journalière maximale du composé dans l'air ambiant variait de 0,06, à Vancouver, en Colombie-Britannique, à 0,61 µg/m³, à Toronto, en Ontario; 96 % des résultats des mesures étaient inférieurs à la limite de détection.

Les données retrouvées sur les concentrations de 1,2-dichlorobenzène dans l'air à l'intérieur des locaux au Canada se limitent à un nombre modeste, et probablement non représentatif, d'habitations où les concentrations maximales étaient de 0,20 et de 6,5 µg/m³, résultats obtenus grâce à des techniques actives et passives d'échantillonnage, respectivement (Otson et Benoit, 1986). En général, d'après les enquêtes effectuées aux États-Unis, les concentrations de 1,2-dichlorobenzène des atmosphères intérieures au Canada sont semblables aux concentrations observées dans l'air ambiant. Les concentrations moyennes et médianes ont varié de 0,03 à 0,12 µg/m³, tandis que les valeurs maximales ont été inférieures à 11 µg/m³ (Pellizzari et coll., 1986).

Peu d'études ont été retrouvées sur la présence du 1,2-dichlorobenzène dans les eaux de surface du Canada. En 1988-1989, les concentrations annuelles moyennes du composé dans la rivière Niagara ont été signalées comme variant de 0,27 ng/L, à Fort Erie, à 2,05 ng/L, à Niagara-on-the-Lake (Ontario) [NRDIG, 1990]. Dans les échantillons d'eau de surface prélevés dans le bassin des Grands Lacs au début des années 1980, les concentrations de 1,2-dichlorobenzène étaient ordinairement beaucoup plus élevées. Les concentrations maximales variaient de 4 à 240 ng/L dans les échantillons d'eau prélevés de 1981 à 1983 dans la rivière Niagara, à Niagara-on-the-Lake (Oliver et Nicol, 1984).

Le 1,2-dichlorobenzène a été décelé dans l'eau souterraine à l'ancien emplacement d'une décharge d'huiles et de solvants près de Mercier (Québec), en 1988 (les concentrations variaient de 3 300 à 46 000 ng/L) [Martel et Ayotte, 1989] ainsi que près d'une décharge municipale, à North Bay (Ontario), en 1981 (les concentrations variaient de 2 800 à 13 000 ng/L) [Reinhard et coll., 1984].

Les renseignements sur les concentrations de 1,2-dichlorobenzène dans les sources d'approvisionnement en eau potable du Canada sont peu nombreux. Le composé n'a pas été décelé (limite de détection de 1 µg/L) dans un ensemble d'échantillons prélevés, entre août et décembre 1979, dans 30 stations de traitement de l'eau du Canada (Otson et coll., 1982b). Dans l'eau d'approvisionnement de trois villes du voisinage du lac Ontario, échantillonnée entre avril et novembre 1980, les concentrations variaient du non décelable (limite de détection de 1 billionième à 7 billionièmes (ng/L), la moyenne étant de 3 billionièmes (Oliver et Nicol, 1982b). Les concentrations étaient inférieures à la (limite de détection 0,1 µg/L) dans 144 des 145 échantillons d'eau brute et traitée, prélevés au Québec, en mai 1985 ainsi qu'en février et en juillet 1986. La concentration mesurée dans l'échantillon positif était de 3,4 µg/L (Vachon, 1986). Des traces du composé ont été décelées (limite de détection inférieure à 1 µg/L) dans 3 des 29 sources d'eau traitée destinée à l'approvisionnement des villes de l'Alberta, de 1980 à 1985 (Alberta Environment, 1985). Dans 1 210 échantillons d'eau potable de 139 localités des quatre provinces atlantiques, prélevés entre 1985 et 1988, on n'a pas décelé de dichlorobenzènes (limite de détection de 0,02 µg/L). À noter toutefois que 23 et 77 % de tous les échantillons prélevés pour le dosage des isomères 1,2 et 1,4 du dichlorobenzène, respectivement, ont été retranchés de l'étude parce qu'ils étaient contaminés (Environnement Canada, 1989a, 1989b, 1989c et 1989d).

Les données sur les concentrations de 1,2-dichlorobenzène dans les sédiments du Canada sont également peu nombreuses. Dans une étude des sédiments près des émissaires de stations municipales d'épuration de Victoria, en Colombie-Britannique, effectuée en 1992, on signale que les concentrations du composé étaient inférieures à la limite de détection de 1 µg/kg (poids sec) [EVS Consultants, 1992]. Les autres données dont on dispose sur les concentrations de 1,2-dichlorobenzène dans les

sédiments du Canada se limitent aux concentrations dosées de la fin des années 1970 au milieu des années 1980. En 1981, Durham et Oliver (1983) ont examiné la répartition verticale du 1,2-dichlorobenzène dans les sédiments du lac Ontario, près de l'embouchure de la rivière Niagara. La concentration maximale était de 87 ng/g, à la profondeur de 8 à 9 cm. Les isomères totaux du dichlorobenzène ont également été dosés dans les sédiments prélevés dans la rivière St. Clair, en 1984-1985, près des usines pétrochimiques de la région de Sarnia (Oliver et Pugsley, 1986). La concentration moyenne était de 5 500 ng/g; la maximale, de 34 000 ng/g (dans 43 échantillons). D'après la proportion respective des isomères, communiquée par Oliver (1992), la concentration moyenne de 1,2-dichlorobenzène dans ces sédiments serait d'environ 1 700 ng/g. Sylvestre (1987) donne respectivement 660 et 403 ng/g comme concentrations maximale et moyenne de 1,2-dichlorobenzène dans les matières en suspension près de l'île Wolfe, dans le Saint-Laurent.

Aucune donnée n'a été recouvrée sur les concentrations de 1,2-dichlorobenzène chez la faune ou les oiseaux, et peu de données ont été retrouvées sur d'autres organismes vivants du Canada. Dans une étude effectuée près de l'émissaire d'une usine d'épuration, sur la pointe Clover, près de Victoria, en Colombie-Britannique, on n'a pas décelé le 1,2-dichlorobenzène dans les tissus de la moule (*Modiolus* sp.) [limite de détection de 5 µg/kg]. Selon les études effectuées dans les Grands Lacs, au début des années 1980, la concentration de 1,2-dichlorobenzène chez le touladi (*Salvelinus namaycush*) et la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) variait entre 0,3 et 1 ng/g (poids frais) [Oliver et Nicol, 1982b; Oliver et Niimi, 1983; Fox et coll., 1983], respectivement. Des concentrations plus fortes ont été signalées chez les amphipodes et les oligochètes des sédiments (maximums de 18 et de 100 ng/g [poids sec], respectivement) qui ont été prélevés dans le lac Ontario près de l'embouchure de la rivière Niagara en 1981 (Fox et coll., 1983). MacLaren Marex Ltd. (1979) signale des concentrations pouvant atteindre 40 ng/g (poids sec) chez les moules récoltées dans des sédiments contaminés par les rejets d'une usine chimique située près de Pictou (Nouvelle-Écosse).

Les renseignements sur les concentrations de 1,2-dichlorobenzène dans les sources de nourriture du Canada sont peu nombreux. Dans une étude limitée d'aliments composites frais de l'Ontario, l'isomère 1,2 a été décelé uniquement dans l'aliment composite ovo-carné, à la concentration de 0,0018 µg/g (Davies, 1988). Les autres aliments composites comprenaient les légumes-feuilles, les fruits, les légumes-racines (y compris les pommes de terre) et le lait à 2 %; la limite de détection pour tous ces aliments était de 0,0001 µg/g.

Le 1,2-dichlorobenzène a été décelé dans le lait maternel. Sa concentration moyenne dans le lait des Canadiennes (trois à quatre semaines après l'accouchement) était de 3 ng/g; le maximum, de 29 ng/g. La période d'échantillonnage et la limite de détection n'ont pas été précisées (Mes et coll., 1986). L'isomère a été décelé dans 69 % des

210 échantillons analysés. Dans le lait maternel des autochtones, il a été décelé dans la moitié des 18 échantillons analysés, à la concentration moyenne de 8,1 ng/g (concentration maximale non précisée).

2.4 Informations sur les effets

2.4.1 Animaux de laboratoire et in vitro

Le 1,2-dichlorobenzène a manifesté une toxicité aiguë après administration par toutes les voies d'exposition examinées jusqu'à ce jour (c'est-à-dire par inhalation, par voie orale et par voie intrapéritonéale). L'exposition de courte durée, par inhalation, à des concentrations mortelles a un effet déprimeur sur le système nerveux central, tandis que l'ingestion a provoqué la paralysie respiratoire. Dans les études d'inhalation, la CL₅₀ signalée pour le rat était de 9 192 mg/m³, ainsi que de 5 863 et de 7 416 mg/m³ pour les souris femelles (Bonnet et coll., 1979, 1982; Hollingsworth et coll., 1958). Aucune mortalité n'a été observée chez le cochon d'Inde (gavé par un mélange à l'huile d'olive de 800 mg/kg d'animal), tandis que la dose de 2 000 mg/kg d'animal a été mortelle pour tous les animaux (Hollingsworth et coll., 1958).

Des effets semblables à ceux qui ont été observés au cours des études de courte durée chroniques se sont manifestés chez le rat et la souris après une courte exposition au 1,2-dichlorobenzène, la mort ayant été observée après 14 jours d'ingestion, par le rat, de 1 000 mg.kg⁻¹ d'animal.j⁻¹ (NTP, 1983). Dans une étude récente, d'une durée de 10 jours, la concentration sans effet observé (CSEO) établie d'après les effets hépatotoxiques et hématologiques chez le rat, à des concentrations plus élevées, était de 75 mg.kg⁻¹ d'animal.j⁻¹ (Robinson et coll., 1991).

Dans la seule étude identifiée des effets subchroniques de l'inhalation du composé, au cours desquelles on a analysé au moins le gain de poids, la survie, les signes cliniques de toxicité, la chimie clinique, l'hématologie et l'histopathologie des principaux organes et tissus, aucun effet consécutif au traitement n'a été observé aux concentrations pouvant atteindre 560 mg/m³ (CSEO), chez le rat, le cochon d'Inde, le lapin et le singe (Hollingsworth et coll., 1958). Dans deux études des effets subchroniques de l'administration par voie orale (gavage par un mélange à l'huile de maïs) à des rats et à des souris, on a observé le ralentissement du gain de poids et la diminution de la survie, la dégénérescence des tubules renaux chez les deux sexes, l'augmentation de la concentration de porphyrine urinaire, certaines enzymes de l'hépatite sérique de même que de légers effets hématologiques, aux doses élevées (400 à 500 mg/kg d'animal); aux doses inférieures (> 100 mg/kg), on a observé la dégénérescence du lobe central et la nécrose du foie ainsi qu'une augmentation du poids relatif et absolu du foie. Chez la souris, on a observé aux doses élevées (> 500 mg/kg) la déplétion lymphoïde du thymus et de la rate ainsi que la minéralisation multifocale des fibres

du myocarde et des muscles squelettiques (NTP, 1983; Robinson et coll., 1991). Dans ces études, la CSEO était de 25 à 125 mg.kg⁻¹ d'animal.j⁻¹ chez les rats ainsi que chez les souris.

On n'a retrouvé qu'une étude du pouvoir cancérigène du 1,2-dichlorobenzène. Dans ce dosage biologique effectué en vertu du Programme national de toxicologie des États-Unis (NTP pour *National Toxicology Program*), des groupes constitués de 50 rats ou souris mâles ou femelles ont reçu 0,60 ou 120 mg de dichlorobenzènes.kg⁻¹ d'animal.j⁻¹, par gavage avec un mélange à l'huile de maïs, 5 jours par semaine pendant 103 semaines (NTP, 1983). Le seul signe de toxicité chez les rats a été la diminution de la survie chez les mâles à la fin de l'étude, particulièrement dans le groupe soumis à la dose maximale (84, 72 et 38 % pour les groupes exposés aux doses de 0, de 60 et de 120 mg/kg, respectivement) et la tendance, corrélée à la dose, vers la régénération des tubules du rein chez les rats mâles (17, 24 et 35 % chez les groupes exposés aux doses de 0, de 60 et de 120 mg/kg, respectivement). La diminution de la survie chez le groupe exposé à la forte dose a été attribuée, en partie du moins, aux erreurs de gavage (NTP, 1983). Les effets non néoplasiques chez la souris ont compris une augmentation, corrélée à la dose, de la régénération des tubules du rein chez les mâles, à la dose de 120 mg/kg. N'ayant pas observé d'augmentation des lésions néoplasiques imputables au traitement, on en a conclu que, dans les conditions dans lesquelles les études se sont déroulées, il n'y avait aucun signe du pouvoir cancérigène du 1,2-dichlorobenzène pour les rats F344 et les souris B6C3F₁, mâles comme femelles (NTP, 1983).

Dans la seule étude retrouvée sur les effets toxiques exercés sur la croissance, chez deux espèces, on a observé des effets toxiques pour l'embryon et le fœtus; ces effets relativement mineurs (ossification retardée) chez le rat, étaient consécutifs à l'inhalation, mais uniquement de concentrations (2 400 mg/m³) qui étaient toxiques pour la mère (Hayes et coll., 1985). Aucun effet toxique pour l'embryon ou le fœtus ni effet tératogène n'a été observé chez le lapin exposé, par inhalation, à des concentrations de jusqu'à 2 400 mg/m³, (Hayes et coll., 1985). Aucune étude de l'effet du 1,2-dichlorobenzène sur la reproduction n'a été retrouvée.

Le poids des faits montre que le composé n'est pas mutagène chez les bactéries (voir documentation à l'appui).

2.4.2 Humains

Les données dont on dispose sur les effets de l'exposition au 1,2-dichlorobenzène chez l'être humain sont limitées à des études de cas et à deux études épidémiologiques; aucune enquête clinique sur les effets de l'exposition de volontaires humains n'a été retrouvée. Les études de cas des effets nocifs de l'exposition au 1,2-dichlorobenzène ou à des mélanges renfermant ce composé se limitent aux troubles hématologiques, y

compris l'anémie et la leucémie (Girard et coll., 1969; Tolot et coll., 1969). Dans la seule étude épidémiologique transversale retrouvée, qui portait sur des travailleurs exposés au 1,2-dichlorobenzène, on n'a observé aucune «preuve de lésions organiques ou d'effets hématologiques malencontreux», chez un nombre non précisé de travailleurs exposés à des concentrations moyennes de 15 p.p.m. de 1,2-dichlorobenzène (Hollingsworth et coll., 1958); toutefois, dans le compte rendu publié de cette enquête, on trouve peu de renseignements sur le plan d'expérience.

Comparativement à un groupe témoin de 11 travailleurs de laboratoire, non exposés, on a observé, chez 26 travailleurs de laboratoire exposés au composé à l'état de vapeur pendant quatre jours, huit heures par jour, une augmentation du nombre total d'aberrations chromosomiques (principalement des ruptures simples et doubles) chez les leucocytes périphériques (Zapata-Gayon et coll., 1982). Aucun renseignement chiffré sur l'exposition n'a été fourni dans le compte rendu de cette étude.

2.4.3 Écotoxicologie

Les données repérées sur la toxicité du 1,2-dichlorobenzène à l'égard des organismes aquatiques concernent l'exposition aiguë et chronique de bactéries et d'algues, d'invertébrés, de poissons et d'amphibiens. Les études citées plus loin ont été effectuées en milieu fermé, en conditions statiques ou en conditions dynamiques et elles ont été considérées comme fiables pour les composés volatils tels que le 1,2-dichlorobenzène. Aucune donnée convenable n'a été retrouvée pour les organismes vivant dans les sédiments ou pour les organismes terrestres, y compris les mammifères sauvages, les oiseaux et les plantes vasculaires. De même, aucune donnée empirique sur les effets négatifs du 1,2-dichlorobenzène sur la faune (raréfaction des proies ou baisse de leur qualité) n'a été recueillie.

Chez les organismes aquatiques, les perturbations de la reproduction causées par le 1,2-dichlorobenzène ont été considérées comme les manifestations ou paramètres les plus sensibles de la toxicité du composé. (Calamari et coll., 1983) ont signalé que la CE₅₀ après 14 jours (fertilité réduite) chez *Daphnia magna* était de 0,55 mg/L. Dans cette étude, on signale également chez le même organisme une CI₅₀ après 24 heures (immobilisation) de 0,78 mg/L. Ahmad et coll. (1984) signalent que la CL₅₀ après 96 heures pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) est de 1,61 mg/L.

L'inhibition de la multiplication cellulaire a été signalée à la concentration de 15 mg/L chez la bactérie *Pseudomonas putida*, au cours d'une étude du seuil de toxicité après 16 heures (Bringmann et Kuhn, 1980). Le ralentissement de la croissance (CE₅₀ après 96 heures) et de la photosynthèse (CE₅₀ après 3 heures) a été observé chez l'algue *Selenastrum capricornutum* à des concentrations de 2,2 et de 10,0 mg/L, respectivement (Calamari et coll., 1983).

Black et ses collaborateurs (1982) ont étudié la vulnérabilité des embryons de poissons et d'amphibiens au 1,2-dichlorobenzène. Les organismes ont été exposés au composé, de 20 à 30 minutes après la fécondation de l'œuf jusqu'à 4 jours après l'éclosion de la larve. Chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) la CL₅₀ était de 3,01 mg/L, tandis qu'elle était de 5,56 mg/L chez la grenouille-léopard du Nord (*Rana pipiens*), après des durées d'exposition totalisant respectivement 27 et 9 jours.

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

3.1 Alinéa 11a) – L'environnement

Le 1,2-dichlorobenzène est fabriqué et importé au Canada dans des quantités qui approchent les 350 t/an. Peu de données ont été retrouvées sur les quantités qui pénètrent dans l'environnement ainsi que sur leur origine. À cause de la volatilité du composé et de ses utilisations qui en favorisent la dispersion, on estime toutefois que la plus grande partie du 1,2-dichlorobenzène utilisé au Canada est libérée dans l'environnement. On a dosé sa présence dans les effluents industriels et municipaux, les eaux de surface et les sédiments du Canada, mais le 1,2-dichlorobenzène a été décelé plus rarement dans les autres milieux tels que l'air ambiant. Le 1,2-dichlorobenzène ne persiste pas dans ce dernier milieu ni dans les eaux de surface, mais il peut persister et s'accumuler dans les sédiments, quand les conditions sont anaérobies.

On sait que l'exposition du benthos au 1,2-dichlorobenzène se produit dans les sédiments du lac Ontario et de la rivière St. Clair; toutefois, il n'existe aucune donnée toxicologique pouvant permettre d'évaluer les effets de cette exposition.

Daphnia magna s'est révélé l'organisme aquatique le plus sensible au 1,2-dichlorobenzène. La CE_{50} après 14 jours provoquant une baisse de la fertilité serait de 550 µg/L. Si l'on divise cette concentration par un coefficient de 30 (10 pour tenir compte des écarts de sensibilité entre les espèces de même que pour extrapoler les conditions de laboratoire aux conditions de terrain, multiplié par 3 pour extrapoler la CE_{50} en CSEO chronique), on obtient un seuil d'effet d'environ 18 µg/L. La plus forte concentration de 1,2-dichlorobenzène mesurée dernièrement dans les eaux de surface du Canada était de 2 ng/L (dans la rivière Niagara), ce qui est 9 000 fois moins que le seuil que nous venons de calculer. En conséquence, on ne s'attend à aucun effet nuisible de l'exposition des organismes pélagiques au 1,2-dichlorobenzène dans les eaux de surface du Canada.

Pour un mammifère piscivore représentatif (le vison, *Mustela vison*) du sud de l'Ontario, nous avons préparé le pire scénario de l'exposition. Le vison est un carnivore opportuniste à l'égard des organismes aquatiques, qui peuvent constituer jusqu'à 100 % de son régime alimentaire. Le scénario du tableau 1 montre que la dose journalière estimative de 1,2-dichlorobenzène totalise 490 ng/kg de poids corporel, l'inhalation comptant pour les deux tiers de l'exposition et l'ingestion d'aliments contaminés pour l'autre tiers. Les seules données obtenues sur la toxicité à long terme consécutive à l'inhalation proviennent d'une étude peu récente de l'effet d'une exposition subchronique chez le rat, le cochon d'Inde, le lapin et le singe, étude au cours de laquelle aucun effet n'a été observé à aucune concentration (la concentration maximale administrée était de 560 mg/mg³) [Hollingsworth et coll., 1958]. Dans un

dosage biologique à long terme, dans le cadre du NTP, on a cependant déterminé une CSEO par voie orale de $60 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ d'animal}\cdot\text{j}^{-1}$, chez le rat et la souris, d'après l'observation de la régénération des tubules du rein à la deuxième concentration la plus élevée. Compte tenu d'un coefficient de 10, pour tenir compte de la variabilité de l'extrapolation des conditions de laboratoire aux conditions de terrain ainsi que pour tenir compte de l'écart de sensibilité entre les espèces, le seuil où les effets se font sentir est estimé à $6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$, ce qui est 12 000 fois plus que la dose journalière totale de composé absorbé par le vison dans la nature.

Tableau 1
Dose journalière estimative totale de 1,2-dichlorobenzène chez un mammifère piscivore exposé à ce composé dans les pires conditions possibles

Voies d'exposition	Concentration dans les milieux ^a	Consommation quotidienne (par kg d'animal) ^b	Dose journalière (ng/kg d'animal)
Air	0,61 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	0,55 m^3/j	335,5
Eau de surface	2,0 ng/L	0,1 L/j	0,2
Poisson	1,0 ng/g	155 g/j	155,0
Total	–	–	490,7

a. La concentration atmosphérique est la concentration maximale mesurée au Canada; la concentration dans les eaux de surface est la concentration moyenne mesurée dans la rivière Niagara, à la station de Niagara-on-the-Lake, en 1989; compte tenu d'une concentration dans l'eau de 2 ng/L et d'un coefficient mesuré et maximal de concentration dans le vivant de 560, la concentration estimative chez le poisson est d'environ 1 ng/g (valeur qui se compare au maximum signalé chez le touladi des Grands Lacs, au début des années 1980).

b. Dose inhalée, d'après Stahl (1967); dose ingérée par l'eau potable, d'après Calder et Braun (1983); dose ingérée, d'après Nagy (1987), dans l'hypothèse d'un régime constitué à 75 % de poisson.

On n'a pas retrouvé de données sur les effets toxiques du 1,2-dichlorobenzène sur les oiseaux et les plantes terrestres.

Même si, d'après les données disponibles, les concentrations de 1,2-dichlorobenzène présentes dans l'air et les eaux de surface ne sont pas censées causer d'effets négatifs chez les organismes aquatiques ou chez la faune, il nous manquait les données qui nous auraient permis d'évaluer l'importance, pour le benthos, des concentrations du composé dans les sédiments. Par conséquent, nous ne possédons pas suffisamment de renseignements pour conclure à la «toxicité» ou non du 1,2-dichlorobenzène au sens de l'alinéa 11a) de la LCPE.

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

Même si le 1,2-dichlorobenzène est volatil aux températures qui existent dans la troposphère, le fait qu'il absorbe le rayonnement infrarouge dans les longueurs d'ondes de 7 à 13 μm , et qu'il est sujet à la photo-oxydation (demi-vie moyenne d'environ 3 semaines), résultent en de faibles concentrations atmosphérique à l'équilibre ($< 0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$). À ce titre, le 1,2-dichlorobenzène ne devrait pas contribuer beaucoup à la formation de l'ozone dans la basse atmosphère ni au réchauffement planétaire ni à la destruction de l'ozone de la stratosphère.

À la lumière des données disponibles, le 1,2-dichlorobenzène n'est pas considéré comme «toxique» au sens de l'alinéa 11b) de la LCPE.

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

Exposition de la population

Même si les données disponibles sont peu nombreuses, il est possible d'estimer l'absorption de 1,2-dichlorobenzène chez les différents groupes d'âge de la population générale du Canada à partir de diverses sources (tableau 2). Selon les données disponibles, il est vraisemblable que la population générale (à l'exception des nourrissons alimentés au lait maternel) soit exposée au composé principalement par l'atmosphère, même si chez certains groupes d'âge, l'ingestion d'aliments équivaut en gros à l'absorption estimative par la voie atmosphérique. À noter, toutefois, que les données disponibles sur l'ingestion de nourriture sont limitées à une petite étude d'aliments composites (Davies, 1988). La dose journalière de 1,2-dichlorobenzène chez les groupes d'âge supérieur à six mois varierait de 0,03 à 0,05 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de poids corporel. Selon les concentrations déterminées dans le lait des femmes, la dose absorbée par les nourrissons au sein de 0 à 6 mois devrait être considérablement plus élevée, de 0,33 à 0,93 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de poids corporel.

Effets

Les données dont nous disposons ne permettent pas d'évaluer le pouvoir cancérigène du 1,2-dichlorobenzène chez l'être humain. Même si les données disponibles sur la génotoxicité du 1,2-dichlorobenzène sont peu nombreuses et non concluantes, les résultats de bioessais bien menés indiquent que la substance ne s'est pas révélée cancérigène après ingestion chez le rat et la souris (NTP, 1983b). Le composé a donc été classé dans le groupe IV (composés probablement non cancérigènes pour l'être humain) de la classification élaborée pour les recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada (Environmental Health Directorate, 1989).

Tableau 2**Dose journalière estimative ($\mu\text{g}/\text{kg}$) de 1,2-dichlorobenzène, absorbée de diverses sources par les Canadiens**

Milieu ¹	Absorption estimative ($\mu\text{g}/\text{kg}$ de poids corporel/j)				
	de 0 à 6 mois ^a	de 7 mois à 4 ans ^b	de 5 à 11 ans ^c	de 12 à 19 ans ^d	de 20 à 70 ans ^e
Air ambiant ^f	< 0,03	< 0,04	< 0,04	< 0,03	< 0,03
Eau potable ^g	–	0,0002 - < 0,001	0,0001 - < 0,0007	0,00007 - < 0,0005	< 0,00007 - < 0,0004
Aliments ^h	0,30 - 0,9 ⁱ	0,01	0,006	0,004	0,004
Absorption totale	0,33 - 0,93	0,04	0,05	0,03	0,03

- a. Étant posé que chaque jour l'enfant, qui pèse 7 kg, inspire 2 m³ d'air et est nourri avec 750 ml de lait maternel (Direction de l'hygiène du milieu, 1991).
- b. Étant posé que chaque jour l'enfant, qui pèse 13 kg, inspire 5 m³ d'air, boit 0,8 l d'eau et consomme 77,66 μg d'un aliment composite ovo-carné (Direction de l'hygiène du milieu, 1991).
- c. Étant posé que chaque jour l'enfant, qui pèse 27 kg, inspire 12 m³ d'air, boit 0,9 l d'eau et consomme 96,50 μg d'un aliment composite ovo-carné (Direction de l'hygiène du milieu, 1991).
- d. Étant posé que chaque jour la personne, qui pèse 57 kg, inspire 19 m³ d'air, boit 1,3 l d'eau et consomme 140,51 μg d'un aliment composite ovo-carné (Direction de l'hygiène du milieu, 1991).
- e. Étant posé que chaque jour la personne, qui pèse 69 kg, inspire 23 m³ d'air, boit 1,5 l d'eau et consomme 155,71 μg d'un aliment composite ovo-carné (Direction de l'hygiène du milieu, 1991).
- f. Selon la concentration moyenne de 1,2-dichlorobenzène signalée dans une étude de l'air ambiant de 22 localités d'un bout à l'autre du Canada (< 0,10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) [Environnement Canada, 1991]; les concentrations dans les atmosphères intérieures sont semblables à la concentration dans l'air ambiant.
- g. D'après l'intervalle de concentrations moyennes du 1,2-dichlorobenzène dans l'eau potable du Canada allant de 0,003 $\mu\text{g}/\text{L}$ (Oliver et Nicol, 1982) à < 0,02 mg/L (Environnement Canada, 1989).
- h. D'après la concentration de 0,0018 mg/g de 1,2-dichlorobenzène décelée dans un échantillon composite ovo-carné ontarien (Davies, 1988).
- i. D'après l'intervalle de concentrations moyennes du 1,2-dichlorobenzène, décelées dans le lait maternel (3 à 8,1 ng/g) à la faveur de l'enquête nationale canadienne et d'une enquête menée auprès des autochtones du Canada (Davies et Mes, 1987) ainsi que dans l'hypothèse que la densité du lait maternel est de 1,0.

Pour les composés du groupe IV, la dose journalière admissible (DJA) se calcule à partir de la concentration sans effet (négatif) observé ou de la plus faible concentration à laquelle on observe un effet (négatif), que l'on divise par un coefficient d'incertitude. Les seules données que l'on a obtenues sur la toxicité à long terme après inhalation sont les résultats d'une étude antérieure des concentrations subchroniques, pour lesquelles aucun effet n'a été observé à aucune concentration (Hollingsworth et coll., 1958). Les données disponibles sont donc considérées comme insuffisantes pour déterminer la DJA à la lumière des études au cours desquelles le 1,2-dichlorobenzène a été administré par inhalation. En outre, même si la population générale semble exposée

1. Les données étaient insuffisantes pour estimer la dose imputable au sol.

au 1,2-dichlorobenzène principalement par l'air, d'après les données limitées dont on dispose sur les concentrations du composé dans les aliments, on estime que la dose ingérée avec les aliments se situe à l'intérieur de la gamme estimative de l'exposition de certains groupes d'âge aux concentrations atmosphériques. En outre, la principale voie d'absorption chez le groupe d'âge le plus exposé (c'est-à-dire les nourrissons au sein) est l'ingestion (du lait de la mère). Faute d'études convenables de la toxicité à long terme par inhalation et à cause de la contribution peut-être importante des aliments à l'exposition totale au 1,2-dichlorobenzène, on a calculé la DJA d'après les résultats d'un dosage biologique à long terme (NTP) par voie orale, comme suit :

$$DJA = \frac{60 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1} \times 5}{100 \times 7} \approx 0,43 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ (ou } 430 \text{ } \mu\text{g/kg}.\text{j}^{-1})$$

où

- 60 mg.kg⁻¹ de poids corporel.j⁻¹ est la plus faible concentration sans effet observé à avoir été signalée dans la plus longue étude à ce jour, bien exécutée et bien étayée, des effets chroniques et cancérogènes, d'après la régénération des tubules rénaux observée aux doses plus élevées (NTP, 1983); cette valeur se rapproche de la CSEO minimale signalée jusqu'à ce jour (25 mg.kg⁻¹.j⁻¹) [Robinson et coll., 1991] dans les études des effets subchroniques;
- 5/7 est le coefficient de conversion de cinq jours par semaine d'exposition en sept jours par semaine;
- 100 est le coefficient d'incertitude (10 pour la variation intraspécifique; 10 pour la variation interspécifique).

D'après le peu de données disponibles, l'absorption journalière moyenne du 1,2-dichlorobenzène chez les divers groupes d'âge totaliserait de 0,03 à 0,93 µg/kg de poids corporel. Ces DJ moyennes estimatives sont environ 460 à 14 000 fois moins élevées que la DJA calculée dans le paragraphe précédant. À noter, toutefois, qu'à l'exception des nourrissons au sein, pour qui les doses journalières sont élevées pour une courte période de leur vie, la dose journalière moyenne estimative est de 8 600 à 14 000 fois plus faibles que la DJA.

Compte tenu des données disponibles, le 1,2-dichlorobenzène n'est donc pas considéré comme «toxique» au sens de l'alinéa 11c) de la LCPE.

3.4 Conclusion

Les données ne sont pas suffisantes pour nous amener à conclure à la «toxicité» du 1,2-dichlorobenzène au sens de l'alinéa 11a) de la LCPE. Le composé n'est pas considéré comme «toxique» en vertu des alinéas 11b) et c) de la même loi.

4.0 Recommandations

Plusieurs lacunes graves, que nous avons cernées dans les données, ont empêché l'évaluation des effets sur l'environnement. Il est donc recommandé d'effectuer de toute urgence les études suivantes :

- (i) déterminer les effets, sur le benthos dulcicole et marin, du 1,2-dichlorobenzène fixé aux sédiments;
- (ii) déterminer les concentrations actuelles de 1,2-dichlorobenzène dans les sédiments près des usines canadiennes de produits chimiques et du textile;
- (iii) déterminer les tonnages actuels, et les concentrations résultantes, des rejets atmosphériques de 1,2-dichlorobenzène, du fait de son emploi comme solvant du carbone et dégraissant des pièces métalliques au Canada.

En outre, pour une évaluation plus complète de l'exposition des Canadiens au 1,2-dichlorobenzène, il serait souhaitable de disposer de données supplémentaires de surveillance, notamment des aliments et du lait maternel, même si, compte tenu du large écart entre l'exposition estimative et la DJA, la priorité de cette recherche soit actuellement considérée comme faible.

5.0 Bibliographie

Ahmad, N., D. Benoit, L. Brooke, D. Call, A. Carlson, D. DeFoe, J. Huot, A. Moriarity, J. Richter, P. Shubat, G. Veith et C. Wallbridge. *Aquatic toxicity tests to characterize the hazard of volatile organic chemicals in water: a toxicity data summary. Parts I and II*, Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, Environmental Protection Agency des É.-U., Duluth, Minnesota, 1984.

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

Azouz, W.M., D.V. Parke et R.T. Williams. «Studies in detoxication: The metabolism of halogenobenzenes. ortho- and para-dichlorobenzenes», *Biochem. J.*, n° 59(3), 1955, p. 410-415.

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

Barber, L.B., E.M. Thurman, M.P. Schroeder et D.R. LeBlanc. «Long-term fate of organic micropollutants in sewage-contaminated groundwater», *Environ. Sci. Technol.*, n° 22(2), 1988, p. 205-211.

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

Black, J.A., W.J. Birge, W.E. McDonnell, A.G. Westerman, B.A. Ramey et D.M. Bruser. *The aquatic toxicity of organic compounds to embryo-larval stages of fish and amphibians*, Research Report No. 133, Water Resources Research Institute, University of Kentucky, Lexington, Kentucky, 1982, 61 p.

Bonnet, P., Y. Morele, G. Raoult, D. Zissu et D. Gradiski. «Détermination de la concentration létale₅₀ des principaux hydrocarbures aromatiques chez le rat», *Arch. mal. prof.*, n° 43(4), 1982, p. 461-465.

Bonnet, P., G. Raoult et D. Gradiski. «Concentrations léthales 50 des principaux hydrocarbures aromatiques», *Arch. mal. prof.*, n° 40(8-9), 1979, p. 805-810.

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

- Brien, E.B. Communication personnelle, Section de l'utilisation des produits, Direction des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, 1992.
- Bringmann, G. et R. Kuhn. «Comparison of the toxicity thresholds of water pollutants to bacteria, algae, and protozoa in the cell multiplication inhibition test», *Water Res.*, n° 14, 1980, p. 231-241.
- Bunce, N.J., J.P. Landers, J. Langshaw et J.S. Nakai. *Laboratory experiments to assess the importance of photochemical transformation during the atmospheric transport of chlorinated aromatic pollutants*, 80th Annual meeting of APCA, June 21–26, 1987, New York, 1987.
- Calamari, D., S. Galassi, F. Setti et M. Vighi. «Toxicity of selected chlorobenzenes to aquatic organisms», *Chemosphere*, n° 12(2), 1983, p. 253-262.
- Calder, W.A. et E.J. Braun. «Scaling of osmotic regulation in mammals and birds», *Am. J. Physiol.*, n° 244, 1983, p. R601-R606.
- Callahan, M., M. Slimak, N. Gabel, I. May, C. Fowler, R. Freed, P. Jennings, R. Durfee, F. Whitmore, B. Maestri, W. Mabey, B. Holt et C. Gould. *Water-related environmental fate of 129 priority pollutants, Volume II*, Office of Water Planning and Standards/Office of Water and Waste Management, Environmental Protection Agency des É.-U., Section V (EPA 440/4-79-029b), 1979.
- Camford Information Services Inc. *Chlorobenzene CPI Product Profile*, Don Mills (Ontario), 1991, 4 p.
- Chapman, P.M., R.W. Deverall et D.G. Mitchell. *Environmental Monitoring 1986 Iona Deep Sea Outfall Project*, EVS Consultants Ltd., Vancouver-Nord (Colombie-Britannique), 1987.
- Chemical Marketing Reporter. «Chemical Profile: *o*-Dichlorobenzene», 9 juillet 1990.
- Davies, K. «Concentrations and dietary intake of selected organochlorines, including PCBs, PCDDs and PCDFs in fresh food composites grown in Ontario, Canada», *Chemosphere*, n° 17(2), 1988, p. 263-276.
- Direction de l'hygiène du milieu. «Calcul des concentrations maximales acceptables et des objectifs de qualité esthétiques pour les substances chimiques dans l'eau potable», dans *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, Documentation à l'appui*, Bureau des dangers des produits chimiques, Santé et Bien-être social Canada, 1989.

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

Durham, R.W. et B.G. Oliver. «History of Lake Ontario contamination from the Niagara River by sediment radiodating and chlorinated hydrocarbon analysis», *J. Great Lakes Res.*, n° 9(2), 1983, p. 160-168.

Ellington, J.J., F.E. Stancil, W.D. Payne et D.C. Trusty. *Measurement of hydrolysis rate constants for evaluation of hazardous waste land disposal, Volume 3: Data on 70 chemicals*, Environmental Research Laboratory, Environmental Protection Agency des É.-U. (EPA/600/3-88/-28), 1988.

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

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 de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, IWD-AR-WQB-89-156, 1989b.

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

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

Environnement Canada. *L'industrie textile canadienne et l'environnement : une évaluation*, Division des industries chimiques, Direction des programmes industriels, Environnement Canada, EPS 5/TX/1, 1989, 104 p.

Environnement Canada. *Update and summary report, Measurement program for toxic contaminants in Canadian urban air*, Centre de technologie environnementale de River Road, PMD 91-2, 1991 (inédit).

Environnement Canada. *Use pattern of chlorobenzenes*, Section de l'utilisation des produits, Direction des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, 1983, p. 5 (inédit).

EPA des É.-U. *Health assessment document for chlorinated benzenes, Final Report*, Office of Health and Environment Assessment, Washington, Environmental Protection Agency des É.-U. (EPA/600/8-84/015F), 1985.

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

EPA des É.-U. *Occurrence of synthetic organic chemicals in drinking water, food, and air, Revised Draft Report*, Environmental Protection Agency des É.-U., Office of Drinking Water (PB89-192520), 1987, 175 p.

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

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

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.

Girard, R., P. Martin et J. Bourret. «Hémopathies graves et exposition à des dérivés chlorés du Benzène (à propos de 7 cas)», *J. Med. Lyon.*, n° 50(1164), 1969, p. 771-773.

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

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

Holliday, M.G. et F.R. Engelhardt. *Chlorinated benzenes, A criteria review, Prepared for Monitoring and Criteria Division*, 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 le compte de Santé et Bien-être social Canada, Ottawa, 1984b.

Hollingsworth, R.L., V.K. Rowe, F. Oyen, T.R. Torkelson et E.M. Adam. «Toxicity of *o*-dichlorobenzene; studies on animals and industrial experience», *Arch. Ind. Health*, n° 17, 1958, p. 180-187.

Howard, P.H. *Handbook of Environmental Degradation Rates*, Chelsea, Michigan, Lewis Publishers, Inc., 1991, 725 p.

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

Jacobs, A., M. Blangetti et E. Hellmund. «Accumulation of noxious chlorinated substances from Rhine River water in the fatty tissue of rats», *Vom Wasser*, n° 43, 1974a, p. 259-274 (cité dans l'EPA des É.-U., 1985).

Jacobs, A., M. Blangetti et E. Hellmund. «Accumulation of organic compounds, identified as harmful substances in Rhine water in the fatty tissue of rats», *Dernforschungszentrum Karlsruhe*, KRK 2969, UF.P.1, 1974b (cité dans l'EPA des É.-U., 1985) [résumé].

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

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. *The Illustrated Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals, Volume I: Monoaromatic Hydrocarbons, Chlorobenzenes and PCBs*, Chelsea, Michigan, Lewis Publishers, Inc., 1992, 697 p.

MacLaren Marex Inc. *Report on an Environmental Survey for Chlorobenzenes at Four Coastal Sites in Nova Scotia*, rapport non publié préparé pour le compte d'Environnement Canada, Protection de l'environnement, Halifax (Nouvelle-Écosse), 1979, 18 p.

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

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

MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). *Preliminary report on the first six months of process effluent monitoring in the MISA pulp and paper sector (January 1, 1990 to June 30, 1990)*, Municipal/Industrial Strategy for Abatement (MISA), Direction des ressources en eau, Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1991a, 176 p.

MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). *Preliminary report on the second six months of process effluent monitoring in the MISA pulp and paper sector (July 1, 1990 to December 31, 1990)*, Municipal/Industrial Strategy for Abatement (MISA), Direction des ressources en eau, Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1991b, 159 p.

MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). *Six month monitoring data report, Organic chemical manufacturing sector (October 1, 1989 to March 31, 1990)*, Municipal/Industrial Strategy for Abatement (MISA), 1992a, 123 p.

MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). *Twelve month monitoring data report, Inorganic chemical manufacturing sector. Periods covered: December 1, 1989 to November 30, 1990; February 1, 1990 to January 31, 1991*, Municipal/Industrial Strategy for Abatement (MISA), 1992b, 81 p.

MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). *Twelve month report, Organic chemical manufacturing sector (October 1, 1989 to September 30, 1990)*, Municipal/Industrial Strategy for Abatement (MISA), 1992, 81 p. (inédit).

Mes, J., D.J. Davies, D. Turton et W.F. Sun. «Levels and trends of chlorinated hydrocarbon contaminants in the breast milk of Canadian women», *Food Additives and Contaminants*, n° 3(4), 1986, p. 313-322.

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

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

NTP (National Toxicology Program). *Technical report on the carcinogenesis studies of 1,2-dichlorobenzene (CAS No. 95-50-1) in F344/N rats and B6C3F₁ mice (gavage studies)*, NTP TR 255, Department of Health and Human Services des É.-U., Research Triangle Park, Caroline du Nord, 1983, p. 192.

Oldenhuis, R., L. Kuijk, A. Lammers, D.B. Janssen et B. Witholt. «Degradation of chlorinated and non-chlorinated aromatic solvents in soil suspensions by pure bacterial cultures», *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, n° 30, 1989, p. 211-217.

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

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

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

Oliver B.G. et K.D. Nicol. «Chlorinated contaminants in the Niagara River, 1981–1983», *Sci. Total Environ.*, n° 39, 1984, p. 57-70.

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), 1982b, p. 532-536.

Oliver, B.G. et K.D. Nicol. «Gas chromatographic determination of chlorobenzenes and other chlorinated hydrocarbons in environmental samples using fused silica capillary columns», *Chromatographia*, n° 16, 1982a, p. 336-340.

Oliver, B.G. et A.J. Niimi. «Bioconcentration of chlorobenzenes from water by rainbow trout: correlations with partition coefficients and environmental residues», *Environ. Sci. Technol.*, n° 17, 1983, p. 287-291.

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

Otson, R. et F.M. Benoit. «Surveys of selected organics in residential air», dans D.S. Walkenshaw, éd., *Transactions — Indoor air quality in cold climates — Hazards and abatement measures April 1985*, Air Pollution Control Association, Pittsburgh, Pennsylvanie, 1986, p. 224-236.

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

Park, J.M. *Organic characterization of Iona Wastewater, dry-weather flow period sampling*, Analytical Service Laboratories Ltd., Vancouver (Colombie-Britannique), 1992 (ébauche).

Park, J.M., J. Close, L. Rerup et S. Hannam. *Analysis of Iona effluent*, Analytical Service Laboratories Ltd., Vancouver (Colombie-Britannique), 1990.

Park, K.S., D.L. Sorensen, J.L. Sims et F.D. Adams. «Volatilization of wastewater trace organics in slow rate land treatment systems», *Hazard. Waste & Hazard. Mat.*, n° 5(3), 1988, p. 219-229.

Pellizzari, E.D., T.D. Hartwell, R.L. Perritt, C.M. Sparacino, L.S. Sheldon, H.S. Zelon, R.W. Whitmore, J.J. Breen et L. Wallace. «Comparison of indoor and outdoor residential levels of volatile organic chemicals in five U.S. geographical areas», *Environ. Int.*, n° 12(6), 1986, p. 619-623.

Reid, W.D. «Mechanism of renal necrosis induced by bromobenzene or chlorobenzene», *Exp. Mol. Pathol.*, n° 19, 1973, p. 197-214.

Reid, W.D. et G. Krishna. «Centrolobular hepatic necrosis related to covalent binding of metabolites of halogenated aromatic hydrocarbons», *Exp. Mol. Pathol.*, n° 18, 1973, p. 80-99.

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

Roberts, P.V., M.N. Goltz et D.M. Mackay. «A natural gradient experiment on solute transport in a sand aquifer, 3: Retardation estimates and mass balances for organic solutes», *Water Res. Research*, n° 22(13), 1986, p. 2047-2058.

Roberts, P.V., P.L. McCarty, M. Reinhard et J. Schreiner. «Organic contaminant behaviour during groundwater recharge», *Journal WPCF*, n° 52(1), 1980, p. 161-172.

Robinson, M., J.P. Bercz, H.P. Ringhand, L.W. Condie et M.J. Parnell. «Ten- and ninety-day toxicity studies of 1,2-dichlorobenzene administered by oral gavage to Sprague-Dawley rats», *Drug and Chemical Toxicology*, n° 14(1-2), 1991, p. 83-112.

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

Schraa, G. et J.R. van der Meer. «Biotransformations of di- and trichlorinated benzenes», dans Moody, C.W. et P.B. Baker, éd., *International Conference on Bioreactors and Biotransformations*, Gleneagles, Écosse, 1987, p. 253-262.

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

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

Strahlendorf, P.W. *Chlorinated benzenes as potential environmental health hazards: a review*, préparé pour le compte de la Division de la surveillance et des critères, Direction générale de la protection de la santé, Santé et Bien-être social Canada, Ottawa, 1978.

Sylvestre, A. *Les organochlorés et les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans le fleuve Saint-Laurent, à la hauteur de l'île Wolfe, 1982 à 1984*, Bulletin technique n° 144, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Région de l'Ontario, 1987, 11 p.

Tolot, F., B. Soubrier, J.-R. Bresson et P. Martin. «Myélose proliférative d'évolution rapide. Rôle étiologique possible des dérivés chlorés du benzène», *J. Med. Lyon*, n° 1164(3F), 1969, p. 761-768.

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

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

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

Weber, W.J., B.E. Jones et L.E. Katz. «Fate of toxic organic compounds in activated sludge and integrated PAC systems», *Wat. Sci. Tech.*, n° 19, 1987, p. 471-482.

Yang, K.H., R.E. Peterson et J.M. Fujimoto. «Increased bile duct-pancreatic fluid flow in benzene-treated rats», *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, n° 47(3), 1979, p. 505-514.

Young, C.M. et K.J. Voorhees. «Thermal decomposition of 1,2-dichlorobenzene», *American Chemical Society*, n° 3(1), 1989, p. 280-287.

Zapata-Gayon, C., N. Zapata-Gayon et A. Gonzalez-Angulo. «Clastogenic chromosomal aberrations in 26 individuals accidentally exposed to ortho dichlorobenzene vapours in the National Medical Centre in Mexico City», *Arch. Environ. Health*, n° 37(4), 1982, p. 231-235.

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