



**VALEURS GUIDES FONDÉES SUR DES CRITÈRES SANITAIRES
POUR LES SUBSTANCES FIGURANT SUR
LA DEUXIÈME LISTE DES SUBSTANCES D'INTÉRÊT
PRIORITAIRE**

Notre mission est d'aider les Canadiens et les Canadiennes
à maintenir et à améliorer leur état de santé.

Santé Canada

Publication autorisée par le
ministre de la Santé

Also available in English under the title
*Health-based Guidance Values for Substances
on the Second Priority Substances List*

On peut obtenir, sur demande, la présente publication (sur
disquette, en gros caractères, sur bande sonore ou en Braille).

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2004
Cat. H49-187/2004F
ISBN 0-662-77031-5

Remerciements

Cette publication a été préparée par G. Long et M.E. Meek de la Division des substances existantes, Santé Canada.

Les valeurs guides fondées sur des critères sanitaires qui sont présentées ici ont été établies à partir de données examinées en vue des évaluations des risques pour la santé qui ont été effectuées sur des composés figurant sur la deuxième Liste des substances d'intérêt prioritaire (LSIP2) conformément à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999*. La contribution des membres du personnel suivant du Programme de la sécurité des milieux (autrefois la Direction de l'hygiène du milieu) à l'élaboration de critères scientifiques à l'appui de ces valeurs est particulièrement appréciée :

W. Bruce	G. Long
R. Gomes	M.E. Meek
K. Hughes	D. Moir
B. Idris	.N. Newhook
D. Koniecki	L. Turner
R.G. Liteplo	M. Walker

Enfin, nous souhaitons reconnaître la contribution des spécialistes internes et externes qui ont révisé la documentation à l'appui et/ou les évaluations des substances de la LSIP2.

Préface

Les valeurs guides présentées dans cette publication doivent servir à élaborer des éléments de référence pour l'évaluation de la qualité de divers milieux environnementaux. Elles ont été établies à partir des données examinées dans le cadre des évaluations des substances figurant sur la deuxième Liste des substances d'intérêt prioritaire (LSIP2) conformément à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999* (LCPE 1999). Les concentrations admissibles (CA) représentent des objectifs sanitaires auxquels peuvent être comparées les concentrations de divers polluants dans l'air intérieur ou ambiant. De même, les concentrations tumorigènes_{0,05} (CT_{0,05S}), divisées par une marge de sécurité acceptable, fournissent également une valeur de référence qui permet de juger si la qualité de l'air ambiant ou intérieur est acceptable compte tenu du potentiel de cancérogénicité. Les doses admissibles (DA) et les doses tumorigènes_{0,05} (DT_{0,05}) (ces dernières étant divisées par une marge de sécurité acceptable) fournissent des valeurs de référence auxquelles peuvent être comparées des quantités de contaminants ingérées dans, par exemple, l'eau potable ou les aliments.

Les évaluations des substances de la LSIP2 sur lesquelles sont fondées les valeurs guides présentées ici ont été examinées par des experts de l'extérieur identifiés. Après cet examen, elles ont été approuvées par le Comité de gestion de la LCPE d'Environnement Canada et de Santé Canada. Une ébauche de cette publication a été circulée pour information et commentaires au sein de Santé Canada et a été soumise à l'examen du D^r V.C. Armstrong, un expert-conseil de l'extérieur.

Ces valeurs guides reposent uniquement sur l'évaluation des données toxicologiques et épidémiologiques relatives à l'exposition par ingestion et inhalation et ne tiennent compte que des effets potentiels sur la santé humaine. En outre, même si le contact cutané peut, dans certains cas, contribuer de façon importante à l'exposition totale aux contaminants de l'environnement, cette voie d'exposition n'a pas été prise en considération ici, principalement parce que les données disponibles ne permettent pas d'établir à son égard des valeurs guides sur le plan sanitaire.

Notons également que les valeurs présentées ne tiennent aucunement compte des préoccupations liées à la gestion des risques, comme la possibilité de les atteindre et les coûts des mesures et des contrôles. Par ailleurs, le potentiel d'exposition par ingestion pour plus d'un milieu (p. ex., eau potable et nourriture) doit être considéré lorsque les DA et les DT_{0,05} présentées ici sont utilisées pour établir des valeurs applicables à des milieux particuliers. Une analyse plus détaillée de l'utilisation des DA et des DT_{0,05} pour établir les valeurs guides applicables à des milieux précis est présenté dans un rapport du Programme international sur la sécurité des substances chimiques (1994).

Nous n'avons ménagé aucun effort pour présenter l'information de façon aussi exacte que possible sans retarder indûment la publication de ce livret. Toutefois, si des erreurs étaient relevées ou si les lecteurs souhaitent faire des commentaires sur l'à-propos des valeurs présentées ici, cette information devrait être transmise pour examen à la Division des substances existantes à l'adresse suivante :

Division des substances existantes

I.A. 0802B1

Santé Canada

Pré Tunney

Ottawa (Ontario)

Canada K1A 0L2

Tél. : 613-946-2332

Courriel : ExSD@hc-sc.gc.ca

Internet : http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/dse/cat_lis3.htm

Table des matières

1.	Introduction.....	6
2.1	Dose admissible (DA).....	8
2.2	Concentration admissible (CA)	9
2.3	Dose tumorigène _{0,05} (DT _{0,05}).....	9
2.4	Concentration tumorigène _{0,05} (CT _{0,05})	10
3.	Sommaire des valeurs.....	10
3.1	Concentrations/doses admissibles pour les substances d'intérêt prioritaire	11
3.2	Doses/concentrations tumorigènes des substances d'intérêt prioritaire	15
3.3	Estimations de l'exposition aux substances de la LSIP2.....	19
	Références.....	24

1. Introduction

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999* (LCPE 1999) autorise les ministres de l'Environnement et de la Santé à mener des enquêtes sur un large éventail de substances qui peuvent contaminer l'environnement et avoir des effets nocifs sur l'environnement ou la santé humaine. Les évaluations des 25 contaminants (ou groupes de contaminants) de l'environnement figurant sur la deuxième Liste d'intérêt prioritaire (LSIP2) qui ont été effectuées conformément à la loi, ont été achevées en 2000.

À partir de ces évaluations des substances figurant sur la LSIP2, des concentrations/doses admissibles (DA/CA) et des concentrations/tumorigènes_{0,05} (DT_{0,05}/CT_{0,05}) ont été calculées et présentées plus loin (section 3).

On trouvera dans les rapports d'évaluation de chaque substance des précisions sur la classification de l'information déterminante sur la cancérogénicité, la nature des effets critiques, l'étude critique et le facteur d'incertitude appliqué dans le cas des effets non néoplasiques. Pour obtenir les rapports d'évaluation respectifs, il suffit de s'adresser à la :

Division des substances existantes
I.A. 0802B1
0802B1
Santé Canada
Pré Tunney
Ottawa (Ontario)
Canada K1A 0L2

Tél. : 613-946-2332
Courriel : ExSD@hc-sc.gc.ca
Internet : <<http://www.hc-sc.gc.ca/exsd-dse>>

Les synopsis des rapports d'évaluation sont actuellement disponibles en ligne à <http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/dse/lcip2.htm>, alors que la version intégrale des rapports d'évaluation sera bientôt disponible sur Internet à l'adresse <http://www.ec.gc.ca/substances/ese/fre/pesip/final/main.cfm>. Une description détaillée de l'approche utilisée pour l'évaluation des risques pour la santé humaine des substances d'intérêt prioritaire figure dans le document de Santé Canada intitulé « L'évaluation du risque à la santé humaine des substances d'intérêt prioritaire » disponible en ligne à l'adresse <<http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/dse/pdf/approche.pdf>>.

Les valeurs guides présentées ici sont fondées sur l'exposition pendant toute la vie, et les dépassements de courte durée de ces valeurs ne représentent pas nécessairement un risque indu

pour la santé. L'ampleur et la durée des dépassements possibles des CA/DA sans risque pour la santé doivent être déterminées au cas par cas selon la nature et les effets de la substance en cause.

Dans le cas des effets cancérigènes pour lesquels des données déterminantes indiquent que le mode d'action consiste en une interaction directe avec le matériel génétique, on considère que toute exposition comporte un risque pour la santé humaine, et qu'il faudrait continuer de faire des efforts soutenus pour réduire le plus possible l'exposition à ces composés. Toutefois, le risque supplémentaire que représente l'exposition à de faibles concentrations des substances en cause (c.-à-d. $DT_{0,05}/CT_{0,05}$ ajustée en fonction d'une marge de sécurité appropriée) peut être si faible qu'il serait essentiellement négligeable comparativement aux autres risques qui existent dans la société.

La publication des valeurs présentées ici ne permet pas de tirer des conclusions sur la dégradation de la qualité de divers milieux. Il faut déployer des efforts soutenus pour faire en sorte que les milieux auxquels sont exposés les humains soient de la plus haute qualité possible.

Le lecteur trouvera dans les tableaux pertinents des informations sur l'incertitude dans les données qui ont été utilisées pour l'établissement des DA/CA et des $DT_{0,05}/CT_{0,05}$. Cette information permet de caractériser le degré de confiance dans les valeurs guides et leur souplesse.

2. Explication de certains termes

On a adopté des approches différentes dans l'évaluation des produits chimiques pour lesquels l'information déterminante indiquait que l'effet critique (cancer) résulte de l'interaction directe avec le matériel génétique, d'où une probabilité d'effets nocifs à tous les niveaux d'exposition, et ceux pour lesquels on suppose qu'il existe un seuil (c.-à-d. un niveau d'exposition en-deçà duquel on considère qu'il n'y a aucun risque). Lorsqu'on considérait qu'il existait un tel seuil, on a calculé la DA ou la CA en divisant par des facteurs d'incertitude les quantités produisant un effet déterminé observées dans des études sur des populations ou des animaux exposés.

Dans le cas des effets cancérigènes pour lesquels l'information déterminante indique que le mode d'action consiste en une interaction directe avec le matériel génétique, l'activité cancérigène est généralement exprimée comme la concentration ($CT_{0,05}$) ou la dose ($DT_{0,05}$) qui induit une augmentation de 5 % de l'incidence des tumeurs considérées comme attribuables à l'exposition, ou des décès dus à de telles tumeurs, d'après des études épidémiologiques sur les populations humaines ou des bioessais sur des animaux de laboratoire.

Lorsque les données sont suffisantes, selon la compréhension du mode d'action, des informations toxicocinétiques ou toxicodynamiques pertinentes sont intégrées à la place de

valeurs par défaut dans les DA/CA ou les estimations quantitatives de l'activité afin de rendre compte des différences entre les espèces ou de la variabilité chez les humains.

Dans le cas des substances pour lesquelles des valeurs pour les effets cancérogènes et non cancérogènes sont présentées, il est recommandé d'utiliser la valeur la plus faible (prudente) entre la $DT_{0,05}/CT_{0,05}$, ajustée en fonction d'une marge de sécurité appropriée, et la DA/CA, en partie, en vue de l'élaboration des éléments de référence par rapport auxquels on évaluera la qualité de divers milieux.

En général, selon les sources et les propriétés physiques/chimiques de la substance en cause, l'une des voies d'exposition examinée ici (c.-à-d. inhalation et ingestion) pour des substances chimiques spécifiques prédominera. Dans les cas où, pour certaines substances particulières, le potentiel d'exposition par ces deux voies est élevé, il est important de tenir compte de ce fait dans le calcul des valeurs guides pour chaque milieu (autrement dit, l'exposition combinée par inhalation et ingestion ne devrait pas dépasser la DA/CA ou la $DT_{0,05}/CT_{0,05}$ ajustée en fonction d'une marge de sécurité appropriée; voir les exemples donnés dans le PISSC, 1994). Pour l'examen des milieux, les proportions de l'exposition totale contribuent par chaque milieu d'après les estimations de l'exposition humaine aux substances de la LSIP2 sont présentées à la section 3.3.

2.1 Dose admissible (DA)

La DA (section 3.1), exprimée en fonction du poids corporel (p. ex. en mg/kg p.c. par jour), représente la quantité totale qu'une personne pourrait ingérer quotidiennement durant toute sa vie sans effets nuisibles. En multipliant la DA par le poids corporel moyen des individus d'un groupe d'âge donné, on obtient, en chiffres absolus, les valeurs quotidiennes absolues applicables aux individus de ce groupe d'âge. Notons cependant qu'une exposition dépassant la dose calculée pour un groupe d'âge donné pendant une courte partie de la vie d'une personne ne constitue pas nécessairement un risque indu pour la santé. Dans les évaluations des substances d'intérêt prioritaire réalisées conformément à la LCPE, les poids corporels moyens utilisés pour les divers groupes d'âge sont les suivants (DHM, 1998) :

Âge	Poids corporel (kg)
0 à 6 mois	7,5
7 mois à 4 ans	15,5
5 à 11 ans	31
12 à 19 ans	59,4
20 à 59 ans	70,9
60 ans et plus	72

2.2 Concentration admissible (CA)

La concentration admissible (section 3.1) (souvent exprimée en mg/m³) est une concentration (en général dans l'air) à laquelle une personne pourrait être exposée continuellement pendant toute sa vie sans subir d'effets nocifs.

2.3 Dose tumorigène_{0,05} (DT_{0,05})

Dans le cas des substances existantes en vertu de la LCPE 1999, l'activité tumorigène des agents cancérigènes agissant par interaction directe avec le matériel génétique est estimée dans l'intervalle des données expérimentales dans les études animales ou les études épidémiologiques et généralement exprimée comme la DT_{0,05} (section 3.2). La DT_{0,05} est la dose totale (souvent exprimée en mg/kg p.c. par jour) qui causerait une augmentation de 5 % de l'incidence des tumeurs, ou de la mortalité attribuable à des tumeurs, ajustée, s'il y a lieu, pour tenir compte des données quantitatives nécessaires relatives aux variations dans la toxicocinétique ou la toxicodynamique entre les espèces.

Cette mesure de la dose-réponse est beaucoup plus exacte que les estimations du risque prévu fondées sur des extrapolations de plusieurs ordres de grandeur des résultats d'études expérimentales réalisées sur des animaux à des concentrations de contaminants bien inférieures à celles auxquelles la population générale est vraisemblablement exposée, généralement en l'absence d'information sur le mode d'action. Vu ces incertitudes considérables, les risques ne sont pas exprimés en termes absolus d'incidence prévue ou de nombres de décès supplémentaires par unité de population.

Étant donné que dans le cas des agents cancérigènes qui agissent sur le matériel génétique, on considère que toute exposition, quelle qu'elle soit, comporte un risque pour la santé humaine, il faut continuer de s'efforcer pour réduire le plus possible l'exposition à ces composés. Toutefois, le risque supplémentaire que représente l'exposition à de faibles concentrations de ces substances peut être si faible qu'il serait essentiellement négligeable comparativement aux autres risques qui existent dans la société. Par exemple, les valeurs obtenues en divisant les DT_{0,05} par 5 000 ou 50 000 sont présentées dans la section 3.2. Ces valeurs assurent une protection comparable à celle qui est associée à l'intervalle pour les estimations du risque aux faibles doses qui est généralement considéré comme « essentiellement négligeable » par divers organismes (c.-à-d. 10⁻⁵ à 10⁻⁶).

Il ne faut pas en déduire que Santé Canada considère ces valeurs comme « acceptables » du point de vue sociétal. Comme nous l'avons indiqué précédemment, le Ministère préconise

qu'on réduise le plus possible l'exposition de la population générale aux composés cancérigènes dont le mode d'action probable consiste en une interaction directe avec le matériel génétique.

Tout comme dans le cas des DA, on peut déterminer en valeur absolue les doses journalières pour différents groupes d'âge en multipliant la DA par le poids corporel moyen du groupe d'âge étudié, bien que tout dépassement de ces valeurs absolues par un groupe d'âge particulier (constituant une faible proportion de la vie d'une personne) ne représente pas nécessairement un risque indu pour la santé.

2.4 Concentration tumorigène_{0,05} (CT_{0,05})

La CT_{0,05} (section 3.2) est la concentration, généralement dans l'air, (exprimée, par exemple, en mg/m³), qui cause une augmentation de 5 % de l'incidence des tumeurs ou de la mortalité due à des tumeurs. Tout comme dans le cas de la DT_{0,05}, décrite ci-dessus, à titre d'exemples, les valeurs obtenues en divisant les CT_{0,05} par des marges de 5 000 et 50 000 sont présentées dans la section 3.2. Ces marges offrent une protection comparable à celles qui sont associées à l'intervalle pour les estimations du risque aux faibles doses qui est généralement considéré comme « essentiellement négligeable » par divers organismes (c.-à-d. 10⁻⁵ à 10⁻⁶).

Encore une fois, il convient de souligner que Santé Canada ne considère pas nécessairement « acceptable » du point de vue sociétal les risques sanitaires associés à ces valeurs mais plutôt, comme nous l'avons indiqué précédemment, il préconise de *réduire, dans la mesure du possible, l'exposition de la population générale* à des composés cancérigènes dont le mode d'action consiste en une interaction directe avec le matériel génétique.

3. Sommaire des valeurs

Les valeurs guides pour les substances figurant sur la LSIP2 fondées sur les effets non cancérigènes et cancérigènes sont présentées aux sections 3.1 et 3.2 respectivement. Les estimations des expositions aux substances figurant sur la LSIP2 sont présentées à la section 3.3.

Valeurs guides fondées sur des critères sanitaires pour les substances figurant sur la deuxième liste des substances d'intérêt prioritaire

3.1 Concentrations/doses admissibles pour les substances d'intérêt prioritaire

Substance [N° CAS ¹]	Date de clôture de l'examen de la littérature	Valeurs guides calculées pour les effets non cancérogènes		Bases sur lesquelles sont fondées les DA/CA	Incertitudes/degré de confiance
		DA (orale)	CA (inhalation)		
Acétaldéhyde [75-07-0]	Avril 1998		390 µg/m ³	Fondées sur la limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95 % (LIIC) d'une concentration de référence (CR) associée à une augmentation de 5 % des lésions non néoplasiques (CRI _{0,05}) dans l'épithélium olfactif nasal de rats Wistar mâles exposés pendant 4 semaines (Appelman et al., 1982, 1986)	Le degré de confiance dans la base de données sur la toxicité (animaux) sur laquelle on se fonde pour établir la CA pour l'inhalation est modéré, bien qu'il existe un degré relativement élevé de confiance dans le fait que des effets critiques surviennent au siège initial de l'exposition.
Acroléine [107-02-8]	Octobre 1998	1,5 µg/mL eau potable (provisoire) ²	0,4 µg/m ³	La DA et la CA sont fondées, respectivement, sur : - les résultats préliminaires d'une étude de gavage de 13 semaines chez des rats (NTP, 1998a); les effets sur le tube digestif englobaient l'hyperplasie, la nécrose, l'inflammation et l'hémorragie - la CR associée à une augmentation de 5 % (CR _{0,05}) de la désorganisation, la nécrose, l'épaississement, la desquamation et l'hyperplasie de l'épithélium respiratoire nasal des rats exposés par inhalation pendant 3 jours (Cassee <i>et al.</i> , 1996)	Le degré de confiance dans la base de données sur la toxicité (animaux) qui est utilisée pour définir la CA pour l'inhalation et la DA pour l'ingestion est modéré, bien qu'il existe un degré de certitude relativement élevé à l'égard du fait que les effets critiques sont ceux qui surviennent au point d'entrée.
2-Butoxyéthanol [111-76-2]	Octobre 1999		11 mg/m ³	Fondées sur l'extrémité inférieure de l'intervalle des CR pour les effets hématologiques dans une étude sur l'inhalation prolongée chez les rats (NTP, 1998b)	Il existe un degré modéré de certitude à l'égard du fait que l'hématotoxicité est le principal effet critique du 2-butoxyéthanol selon les études réalisées sur des animaux.

¹ Chemical Abstracts Service.

² Cette valeur est considérée comme provisoire parce qu'elle est fondée sur les résultats préliminaires d'une étude de 13 semaines du NTP (1998a). Il faut noter que des unités incorrectes ont été utilisées à Environnement Canada et Santé Canada (2000b).

Valeurs guides fondées sur des critères sanitaires pour les substances figurant sur la deuxième liste des substances d'intérêt prioritaire

Substance [N° CAS ¹]	Date de clôture de l'examen de la littérature	Valeurs guides calculées pour les effets non cancérogènes		Bases sur lesquelles sont fondées les DA/CA	Incertitudes/degré de confiance
		DA (orale)	CA (inhalation)		
Phtalate de butyle et de benzyle [85-68-7]	Avril 1998	1,3 mg/kg p.c. par jour		Fondées sur la LIIC à 95 % pour une dose de référence (DR) associée à une augmentation de 5 % de l'incidence des lésions pancréatiques (DRI _{0,05}) chez des rats mâle dans un essai alimentaire subchronique (Hammond <i>et al.</i> , 1987)	Le degré de confiance dans la base de données sur la toxicité (animaux) utilisée pour l'établissement de la DA est modéré à élevé. Bien que les données disponibles ne permettent pas d'étayer la conclusion selon laquelle le phtalate de butyle et de benzyle a des propriétés œstrogéniques, la possibilité d'autres effets à médiation endocrinienne ne peut être exclue pour l'instant. Les composés tels que les phtalates devraient probablement faire l'objet des premières études sur les perturbations endocriniennes une fois qu'on disposera d'épreuves plus sensibles pour l'analyse et l'évaluation.
Disulfure de carbone [75-15-0]	Août 1999		100 µg/m ³	Fondées sur la CRI _{0,05} estimée pour une réponse indésirable de 5 % de la vitesse de conduction du nerf moteur péronier (données originales obtenues pour l'évaluation établie dans une étude transversale réalisée sur une population de travailleurs de l'industrie du viscose rayonne aux États-Unis exposés pendant une période prolongée au disulfure de carbone et signalée par Johnson <i>et al.</i> (1983)	Le degré de confiance dans les données disponibles concernant les effets de l'exposition au disulfure de carbone est modéré. Il existe un degré élevé de confiance dans les résultats de l'étude épidémiologique critique sur laquelle est fondée l'analyse exposition-réponse.
Chloroforme [67-66-3]	Octobre 1999	37 mg/L eau potable LIIC 95 % = 12 mg/L	9,8 mg/m ³ LIIC 95 % = 3,4 mg/m ³	Déterminées par la modélisation pharmacocinétique à base physiologique (MPBP) de données sur des kystes lipidiques hépatiques chez des chiens dans une étude sur l'exposition chronique (Heywood <i>et al.</i> , 1979); on prévoit que l'exposition pendant toute la vie à l'un ou l'autre milieu devrait entraîner une augmentation de 5 % des kystes lipidiques	Le degré de confiance dans le fait que les effets critiques dans les études animales sont bien caractérisés dans la base de données disponible est élevé.

Valeurs guides fondées sur des critères sanitaires pour les substances figurant sur la deuxième liste des substances d'intérêt prioritaire

Substance [N° CAS ¹]	Date de clôture de l'examen de la littérature	Valeurs guides calculées pour les effets non cancérogènes		Bases sur lesquelles sont fondées les DA/CA	Incertitudes/degré de confiance
		DA (orale)	CA (inhalation)		
N,N-diméthylformamide [68-12-2]	Juin 2000		0,1 mg/m ³	Fondées sur la concentration minimale avec effets nocifs observés (CMENO) de 21 mg/m ³ pour les augmentations des enzymes hépatiques sériques chez les travailleurs exposés (Cirla <i>et al.</i> , 1984; Fiorito <i>et al.</i> , 1997)	Il existe un degré de confiance élevé fondé sur les études effectuées à la fois chez les humains et les animaux de laboratoire dans le fait que le foie est l'organe cible en ce qui concerne la toxicité de N,N-diméthylformamide. L'analyse exposition-réponse était fondée sur des données épidémiologiques.
Éthylèneglycol [107-21-1]	Janvier 2000	0,05 mg/kg p.c. par jour ³		Fondées sur une DR _{0,05} pour les lésions tubulaires dans les reins des rats mâles dans l'étude (16 semaines) où l'exposition-réponse a été le mieux caractérisée (Gaunt <i>et al.</i> , 1974).	Le degré de confiance dans la base de données sur la toxicité sur laquelle on s'est fondée pour établir la DA est modéré. On a relevé des lacunes critiques dans les données ayant trait à la progression des lésions rénales dans les études à long terme.
Formaldéhyde [50-00-0]	Janvier 1999	2,6 mg/L de produits ingérés	≤0,12 mg/m ³	Orale : fondées sur une concentration sans effets nocifs observés (CSENO) pour des changements histopathologiques dans les voies digestives des rats dans un essai de deux ans sur l'eau potable (Til <i>et al.</i> , 1989) Inhalation : Seule une très faible proportion de la population éprouve des symptômes d'irritation après une exposition à cette concentration. Il s'agit d'une concentration inférieure à celles qui réduisent la clairance mucociliaire dans la portion antérieure de la cavité nasale dans les études cliniques disponibles réalisées chez des volontaires humains et induisent des effets histopathologiques dans l'épithélium nasal dans des études transversales de travailleurs exposés.	Le degré de confiance dans le fait que les effets critiques sont bien caractérisés est élevé. Le degré de confiance dans la base de données à l'appui d'un rôle obligatoire de la prolifération régénératrice dans l'induction de tumeurs nasales chez le rat est modéré à élevé. La dose-réponse est fondée sur un modèle biologique s'appliquant spécifiquement au cas qui intègre une quantité considérable d'information biologique.

³ Il existe une incertitude en ce qui concerne cette DA en raison des limites des études disponibles.

Valeurs guides fondées sur des critères sanitaires pour les substances figurant sur la deuxième liste des substances d'intérêt prioritaire

Substance [N° CAS ¹]	Date de clôture de l'examen de la littérature	Valeurs guides calculées pour les effets non cancérogènes		Bases sur lesquelles sont fondées les DA/CA	Incertitudes/degré de confiance
		DA (orale)	CA (inhalation)		
				Il y aurait lieu d'effectuer des études plus poussées pour vérifier des observations préliminaires d'effets sur la fonction pulmonaire d'enfants en milieu résidentiel qui seraient associés à des concentrations inférieures (48–72 µg/m ³) (Krzyzanowski <i>et al.</i> , 1990).	
Hexachlorobutadiène [87-68-3]	Décembre 1996	0,34 µg/kg p.c. par jour		Fondées sur la DRI _{0,05} pour l'augmentation de la régénération tubulaire chez les souris recevant de l'hexachlorobutadiène pendant 13 semaines dans leur nourriture (Yang <i>et al.</i> , 1989; NTP, 1991)	Le degré de confiance dans la base de données sur la toxicité (animaux) sur laquelle on se fonde pour établir la CA est modéré à élevé.
Phénol [108-95-2]	Septembre 1997	120 µg/kg p.c. par jour		Fondées sur une concentration sans effets nocifs observés (CSENO) de 12 mg/kg p.c. par jour (concentration minimale avec effets observés [CNEO] – 40 mg/kg p.c. par jour) pour les effets histopathologiques sur les reins de rats femelles dans une étude de gavage d'une durée de 14 jours (Berman <i>et al.</i> , 1995)	Le degré de confiance dans la base de données sur la toxicité (animaux) qui est utilisée pour établir la DA est faible à modéré. Les données épidémiologiques ne sont pas adéquates. En outre, il n'y a pas eu d'étude de toxicité récente sur des doses répétées chez des animaux dans lesquelles tout un éventail de paramètres ont été bien caractérisés selon les normes en vigueur, à l'exception de la toxicité pour le développement. En outre, les données disponibles sur les effets reproductibles sont très limitées.

Valeurs guides fondées sur des critères sanitaires pour les substances figurant sur la deuxième liste des substances d'intérêt prioritaire

3.2 Doses/concentrations tumorigènes des substances d'intérêt prioritaire

Substance [N° CAS]	Date de clôture de l'examen de la littérature	Estimation de l'activité cancérogène		Commentaires (étude critique)	Incertitudes	DT _{0,05} ou CT _{0,05} divisée par 5 000 et 50 000
		DT _{0,05} (ingestion)	CT _{0,05} (inhalation, à moins d'indication contraire)			
Acétaldéhyde [75-07-0]	Avril 1998		86 mg/m ³ LIIC 95 % = 28 mg/m ³	Incidence accrue d'adénocarcinomes et de carcinomes épidermoïdes nasaux (combinées) chez des rats Wistar mâles exposés pendant une période allant jusqu'à 28 mois (Woutersen <i>et al.</i> , 1986).	La principale source d'incertitude dans l'évaluation des effets sur la santé est le manque relatif d'information concernant les rôles potentiels de la cytotoxicité, de la prolifération et de l'induction de la réticulation de la protéine d'ADN dans la cancérogénicité de ce composé à de fortes concentrations et ses conséquences sur la dose-réponse pour la population générale.	CT _{0,05} :
						0,0172 mg/m ³ ; 0,00172 mg/m ³
Acrylonitrile [107-13-1]	Avril 1998	2,3 mg/kg p.c. par jour LIIC 95 % = 1,4 mg/kg p.c. par jour	6 mg/m ³ LIIC 95 % = 4,5 mg/m ³	Les valeurs équivalentes pour les humains, fondées sur des estimations quantitatives de l'activité sont établies d'après : a) l'incidence de tumeurs dans le cerveau et la moelle épinière dans un essai sur l'eau potable chez des rats (Bio/Dynamics Inc., 1980) b) l'incidence de tumeurs dans le cerveau et la moelle épinière dans un essai d'inhalation chez les rats (Quast <i>et al.</i> , 1980)	Le degré de confiance dans la base de données sur la toxicité de l'acrylonitrile est modéré. Les bases de données sur la toxicité non cancérogène et la cancérogénicité de l'acrylonitrile chez les animaux de laboratoire sont limitées.	DT _{0,05} :
						0,00046 mg/kg p.c. par jour; 0,000046 mg/kg p.c. par jour
						LIIC 95 % de DT _{0,05} :
						0,00028 mg/kg p.c. par jour; 0,000028 mg/kg p.c. par jour
						CT _{0,05} :
						0,0012 mg/m ³ ; 0,00012 mg/m ³

Valeurs guides fondées sur des critères sanitaires pour les substances figurant sur la deuxième liste des substances d'intérêt prioritaire

Substance [N° CAS]	Date de clôture de l'examen de la littérature	Estimation de l'activité cancérigène		Commentaires (étude critique)	Incertitudes	DT _{0,05} ou CT _{0,05} divisée par 5 000 et 50 000
		DT _{0,05} (ingestion)	CT _{0,05} (inhalation, à moins d'indication contraire)			
						LIIC 95 % de CT _{0,05} : 0,0009 mg/m ³ 0,00009 mg/m ³
1,3-butadiène [106-99-0]	Avril 1998		CT _{0,01} ⁴ = 1,7 mg/m ³	Fondée sur une étude épidémiologique de l'incidence des leucémies chez 15 649 travailleurs (Delzell <i>et al.</i> , 1995)	Il n'est pas tout à fait certain que les données épidémiologiques en faveur d'une association entre le butadiène et la leucémie satisfont aux critères de causalité; il existe cependant un degré élevé de confiance dans le fait que le butadiène est probablement cancérigène chez les humains et qu'il induit des tumeurs par interaction directe avec le matériel génétique. Des estimations de l'activité cancérigène sont fondées sur des données épidémiologiques.	CT _{0,01} : 0,00034 mg/m ³ ; 0,000034 mg/m ³
Chloroforme [67-66-3]	Octobre 1999	3 247 mg/L eau potable LIIC 95 % = 2 363 mg/L eau potable	147 mg/m ³ LIIC 95 % = 74 mg/m ³	Déterminées par un modèle pharmacocinétique à base physiologique de données sur les tumeurs rénales chez des rats dans un essai sur l'eau potable (Jorgenson <i>et al.</i> , 1985); on estime que l'exposition pendant toute la vie à un milieu quelconque entraînerait une	Le degré de confiance dans le fait que les effets critiques chez les espèces animales sont bien caractérisés dans la base de données disponible est élevé. Le degré de confiance dans la base de données qui établit un rôle obligatoire de la cytotoxicité dans la cancérogénicité	DT _{0,05} : 0,6494 mg/L eau potable 0,06494 mg/L eau potable LIIC 95 % de DT _{0,05} : 0,4726 mg/L eau potable 0,04726 mg/L eau potable

⁴ Les estimations de l'activité du 1,3-butadiène ont été calculées à partir de données d'études épidémiologiques. La CT_{0,01} correspond au niveau ambiant d'exposition auquel le risque en excès est égal à 0,01 à 70 ans.

Valeurs guides fondées sur des critères sanitaires pour les substances figurant sur la deuxième liste des substances d'intérêt prioritaire

Substance [N° CAS]	Date de clôture de l'examen de la littérature	Estimation de l'activité cancérogène		Commentaires (étude critique)	Incertitudes	DT _{0,05} ou CT _{0,05} divisée par 5 000 et 50 000
		DT _{0,05} (ingestion)	CT _{0,05} (inhalation, à moins d'indication contraire)			
				augmentation de 5 % du risque de tumeurs	du chloroforme chez les rats et les souris est élevé.	CT _{0,05} : 0,0294 mg/m ³ ; 0,00294 mg/m ³
						LIIC 95 % de CT _{0,05} : 0,0148 mg/m ³ ; 0,00148 mg/m ³
Oxyde d'éthylène [75-21-8]	Janvier 1999		2,2 mg/m ³ LIIC 95 % = 1,5 mg/m ³	Fondée sur l'incidence de la leucémie à cellules mononucléée chez des rats F344 dans un essai d'inhalation d'une durée de 2 ans (Snellings <i>et al.</i> , 1984; Garman <i>et al.</i> , 1985; Garman et Snellings, 1986)	Il existe une incertitude en ce qui concerne l'applicabilité aux humains des leucémies à cellules mononucléées chez les rats F344, toutefois, l'activité fondée sur d'autres tumeurs serait semblable et il existe un degré élevé de confiance dans l'hypothèse que l'oxyde d'éthylène est probablement cancérogène chez les humains et qu'il induit des tumeurs par interaction directe avec le matériel génétique.	CT _{0,05} : 0,00044 mg/m ³ ; 0,000044 mg/m ³ LIIC 95 % à CT _{0,05} : 0,0003 mg/m ³ ; 0,00003 mg/m ³
Formaldéhyde [50-00-0]	Janvier 1999		Le risque additionnel prévu de cancer des voies respiratoires supérieures chez les non-fumeurs associés à une exposition continue pendant 80 ans à 1,2 µg/m ³ s'établit à 2,3 × 10 ⁻¹⁰ ; le risque à 120 µg/m ³ est de 2,7 × 10 ⁻⁸	Fondée sur l'incidence des épithéliomes nasaux chez les rats exposés pendant une période pouvant atteindre 24 mois (Monticello <i>et al.</i> , 1996); calculée à partir de modèle de croissance clonale à deux niveaux (CIIT, 1999)	Le degré de confiance dans le fait que les effets critiques sont bien caractérisés est élevé. Le degré de confiance dans la base de données à l'appui d'un rôle obligatoire de la prolifération régénérative dans l'induction de tumeurs nasales chez les rats est modéré à élevé, bien que les mécanismes de la cancérogénicité du formaldéhyde demeurent obscurs.	

Valeurs guides fondées sur des critères sanitaires pour les substances figurant sur la deuxième liste des substances d'intérêt prioritaire

Substance [N° CAS]	Date de clôture de l'examen de la littérature	Estimation de l'activité cancérogène		Commentaires (étude critique)	Incertitudes	DT _{0,05} ou CT _{0,05} divisée par 5 000 et 50 000
		DT _{0,05} (ingestion)	CT _{0,05} (inhalation, à moins d'indication contraire)			
N-Nitroso- diméthylamine [62-75-9]	Août 1999	34 µg/kg p.c. par jour LIIC 95 % = 18 µg/kg p.c. par jour		Fondée sur l'incidence du cystadénome biliaire chez des rats Colworth-Wistar femelles dans un essai sur l'eau potable (Brantom, 1983; Peto <i>et al.</i> , 1991a,b)	Il existe un degré élevé de certitude que le N-nitrosodiméthylamine induit des tumeurs par interaction directe avec l'ADN.	DT _{0,05} 0,0068 µg/kg p.c. par jour; 0,00068 µg/kg p.c. par jour
						LIIC 95 % de DT _{0,05} : 0,0036 µg/kg p.c. par jour; 0,00036 µg/kg p.c. par jour

Valeurs guides fondées sur des critères sanitaires pour les substances figurant sur la deuxième liste des substances d'intérêt prioritaire

3.3 *Estimations de l'exposition aux substances de la LSIP2*

Substance [N° CAS]	Date de clôture de l'examen de la littérature	Exposition humaine	Contribution à la dose de chaque milieu
Acétaldéhyde [75-07-0]	Avril 1998	Compte tenu d'estimations probabilistes des concentrations d'acétaldéhyde dans l'air, pondérées sur 24 heures, les valeurs de la médiane et du 95 ^e percentile sont estimées à 13,5 et à 51,7 µg/m ³ , respectivement (Environnement Canada/Santé Canada, 2000a).	Les effets critiques de l'exposition à l'acétaldéhyde exogène, établis d'après des études animales, surviennent au site du premier contact (c.-à-d. les voies respiratoires, dans le cas de l'inhalation, et les voies digestives, dans le cas de l'ingestion). Pour cette raison, les effets de l'exposition par différentes voies sont examinés séparément. On a établi des estimations ponctuelles de la dose journalière totale chez six groupes d'âge de la population générale du Canada, surtout pour déterminer les contributions relatives de divers milieux à l'exposition totale. Pour les six groupes d'âge de la population canadienne, c'est la dose par ingestion qui prédominait. On n'a pas trouvé de données quantitatives sur les concentrations d'acétaldéhyde dans les aliments au Canada. Les doses estimées sont fondées sur des études limitées dans lesquelles les détails concernant le nombre d'échantillons analysés et le lieu de même que la date où l'échantillon a été prélevé n'étaient généralement pas indiqués.
Acroléine [107-02-8]	Octobre 1998	Des estimations probabilistes des concentrations d'acroléine dans l'air, pondérées sur 24 heures, indiquent qu'entre 5 et 10 % de la population est exposée à au moins 5 µg/m ³ . Les concentrations moyennes pondérées dans le temps, à savoir la moyenne, la médiane et le 95 ^e percentile s'établissaient à 2,3, 1,7 et 5,9 µg/m ³ , respectivement (Environnement Canada et Santé Canada, 2000b).	Étant donné que les effets néfastes sur la santé de l'acroléine sont essentiellement limités au tissu de premier contact (c.-à-d. les voies respiratoires et digestives après l'inhalation et l'ingestion, respectivement) et son liés à la concentration, les expositions par inhalation et ingestion ont été évaluées séparément. Inhalation : l'acroléine a été détectée dans l'air ambiant au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse, au Québec, en Ontario et en Colombie-Britannique (Dann, 1998). Quant aux concentrations de l'acroléine dans l'air intérieur, on a utilisé les données limitées de l'étude sur la qualité de l'air de Windsor et de l'échantillonnage subséquent réalisé à Hamilton (OMEE, 1994a,b; Bell, 1995, 1996, 1997). Ingestion : Les données limitées sur les concentrations d'acroléine dans 26 aliments provenant de pays autres que le Canada ont été considérées comme inutilisables pour l'estimation de la dose quotidienne moyenne. Néanmoins, des estimations grossières de la dose d'acroléine provenant de l'ingestion d'aliments ont été générées à des fins de comparaison avec les estimations de la dose provenant de l'inhalation et de l'ingestion d'eau potable. Chez les non-fumeurs de tous les groupes d'âge, l'ingestion d'aliments peut être à l'origine de 80 à 90 % de la dose quotidienne totale estimée de toutes les voies d'exposition. Notons cependant que les estimations grossières de la dose provenant des aliments étaient fondées sur des études limitées d'un nombre restreint d'aliments, dont aucun n'était d'origine canadienne.

Valeurs guides fondées sur des critères sanitaires pour les substances figurant sur la deuxième liste des substances d'intérêt prioritaire

Substance [N° CAS]	Date de clôture de l'examen de la littérature	Exposition humaine	Contribution à la dose de chaque milieu
Acrylonitrile [107-13-1]	Avril 1998	La dose quotidienne estimative d'acrylonitrile absorbée par la population générale s'échelonne de 0,01 à 0,65 µg/kg p.c. par jour (Environnement Canada et Santé Canada, 2000h).	Bien qu'on dispose d'informations limitées, on estime que l'air intérieur est vraisemblablement le principal milieu d'exposition à l'acrylonitrile, suivi de l'air ambiant. Par comparaison, les doses provenant des aliments et de l'eau potable sont probablement négligeables. Les expositions liées à l'air ambiant pourraient être beaucoup plus élevées dans le cas des populations qui vivent à proximité de sources ponctuelles.
1,3-butadiène [106-99-0]	Avril 1998	Les valeurs médianes et du 95 ^e percentile des concentrations moyennes sur 24 heures du butadiène dans l'air s'établissaient à 0,21 µg/m ³ et 1,0 µg/m ³ , respectivement. Dans le cas de la proportion de la population générale qui est régulièrement exposée à des concentrations supérieures de butadiène dans les régions urbaines (c.-à-d. le « pire scénario raisonnable »), les valeurs des 50 ^e et 95 ^e percentiles des concentrations moyennes sur 24 heures de butadiène s'établissent à 0,40 µg/m ³ et 1,3 µg/m ³ , respectivement (Dann, 1997a).	L'air représente la principale source d'exposition au butadiène dans l'environnement. Bien qu'on ait trouvé peu de données concernant les concentrations de butadiène dans l'eau potable et les aliments, on estime que la dose de butadiène contenue dans ces milieux est négligeable par rapport à celle qui est contenue dans l'air en raison de ses propriétés physiques et chimiques et de ses profils de libération dans l'environnement.
2-butoxyéthanol [111-76-2]	Octobre 1999	La concentration moyenne dans l'air extérieur signalée dans l'étude sur l'exposition dans plusieurs milieux s'établissait à 8,4 µg/m ³ , la concentration maximale étant de 243 µg/m ³ . La concentration moyenne dans l'air intérieur signalée dans l'étude sur l'exposition dans plusieurs milieux s'établissait à 27,5 µg/m ³ , la concentration maximale étant de 438 µg/m ³ (Conor Pacific Environmental Technologies Inc., 1998).	Les données disponibles sur les concentrations de 2-butoxyéthanol dans les milieux environnementaux au Canada sur lesquelles les estimations de l'exposition de la population peuvent être fondées se limitent à l'air et à l'eau potable. L'inhalation d'air intérieur représente la principale voie d'exposition, tandis que l'air extérieur et l'absorption cutanée du 2-butoxyéthanol dans l'air contribuent des quantités inférieures; en comparaison, l'exposition par l'eau potable est négligeable. En outre, on estime que l'exposition découlant de l'utilisation de produits de consommation contenant cette substance serait considérable.
Phtalate de butyle et de benzyle [85-68-7]	Avril 1998	Les doses quotidiennes moyennes estimatives s'échelonnent de 0,01 à 5,0 µg/kg p.c. par jour. Des estimations raisonnables de la dose quotidienne dans le pire des scénarios s'échelonnent de 0,27 à 145 µg/kg p.c. par jour (Environnement Canada et Santé Canada, 2000c).	Les estimations ponctuelles de la dose quotidienne moyenne ont été calculées pour six groupes d'âge de la population canadienne à partir de données sur les concentrations dans l'air ambiant et l'air intérieur, l'eau potable, les aliments et le sol. Les aliments représentent de loin la principale source d'exposition au phtalate de butyle et de benzyle.
Disulfure de carbone [75-15-0]	Août 1999	Les concentrations atmosphériques moyennes de disulfure de carbone sur lesquelles sont fondées les estimations de l'exposition de la population générale	On a établi des estimations ponctuelles de la dose quotidienne totale absorbée par six groupes d'âge dans la population générale canadienne en se fondant sur un petit nombre de dosages dans l'air ambiant effectués à quelques endroits au Canada et aux États-Unis et sur

Valeurs guides fondées sur des critères sanitaires pour les substances figurant sur la deuxième liste des substances d'intérêt prioritaire

Substance [N° CAS]	Date de clôture de l'examen de la littérature	Exposition humaine	Contribution à la dose de chaque milieu
		s'établissent à 0,63 µg/m ³ dans l'air intérieur et à 0,30 µg/m ³ dans l'air extérieur (Phillips, 1992); les concentrations pondérées sur 24 heures en ce qui concerne l'exposition de la population générale s'établissent à 0,58 µg/m ³ .	des dosages canadiens limités dans l'eau potable et le sol. L'air intérieur représente la principale source d'exposition.
Chloroforme [67-66-3]	Octobre 1999	Des estimations déterministes de la dose quotidienne moyenne de chloroforme absorbée par la population générale s'échelonnent de 0,6 à 10,3 µg/kg p.c. par jour. Les valeurs supérieures des estimations déterministes de la dose quotidienne s'échelonnent de 40 à 148 µg/kg p.c. par jour. En ce qui concerne le scénario de l'exposition de la population générale, les 95 ^e percentiles probabilistes de la distribution des doses provenant de l'inhalation et de l'ingestion de l'eau potable s'échelonnent de 4,9 à 12,9 µg/kg p.c. par jour. Dans le cas du pire scénario raisonnable, les 95 ^e percentiles probabilistes de la distribution des doses provenant de l'inhalation et de l'ingestion d'eau potable s'échelonnent de 7,0 à 19,1 µg/kg p.c. par jour (Environnement Canada et Santé Canada, 2001a).	On a établi des estimations de la dose quotidienne qui sont fondées sur les concentrations maximales signalées de chloroforme dans l'air intérieur et extérieur et dans l'eau potable au Canada de même que sur les concentrations maximales signalées dans les aliments au Canada et aux États-Unis. Dans le cas de la population générale au Canada, les principales voies d'exposition au chloroforme sont l'inhalation d'air intérieur et l'ingestion d'eau du robinet. La dose quotidienne moyenne provenant d'une seule douche quotidienne de 10 minutes peut dépasser la dose provenant de toutes les autres voies d'exposition. Les valeurs médianes et du 95 ^e percentile des estimations des concentrations de chloroforme dans l'air intérieur s'établissaient à 2,28 µg/m ³ et 8,0 µg/m ³ , respectivement.
N,N-diméthylformamide [68-12-2]	Juin 2000	Selon le pire scénario, l'estimation des concentrations atmosphériques dans le voisinage immédiat de la principale source d'émission au Canada s'établit à 0,11 mg/m ³ (Environnement Canada et Santé Canada, 2001b), ce qui est vraisemblablement de 10 à 100 fois supérieur aux concentrations prévues dans la plupart des conditions. Étant donné que cette substance n'a pas été détectée dans l'étude sur plusieurs milieux, les concentrations du N,N-diméthylformamide dans l'air intérieur de 50 maisons étaient inférieures à 3,4 µg/m ³ (Conor Pacific Environmental Technologies Inc., 1998).	Les données relevées sur les concentrations de diméthylformamide dans les milieux environnementaux au Canada étaient insuffisantes pour permettre l'établissement d'estimations de l'exposition de la population. Les concentrations dans les aliments au Canada ou ailleurs n'ont pas été établies. En ce qui concerne l'eau, les données quantitatives sur les concentrations n'étaient pas fiables ou le diméthylformamide n'a pas été détecté. Les concentrations de diméthylformamide dans l'air intérieur de 50 maisons au Canada étaient inférieures à la limite de détection. L'air à proximité des sources ponctuelles semble être la principale source potentielle d'exposition de la population générale (Environnement Canada, 1998, 1999).

Valeurs guides fondées sur des critères sanitaires pour les substances figurant sur la deuxième liste des substances d'intérêt prioritaire

Substance [N° CAS]	Date de clôture de l'examen de la littérature	Exposition humaine	Contribution à la dose de chaque milieu
Éthylène glycol [107-21-1]	Janvier 2000		Les données sur les concentrations d'éthylène glycol dans les milieux environnementaux au Canada qui doivent être utilisées pour établir des estimations de l'exposition de la population ont été relevées uniquement pour les endroits situés à proximité des sources ponctuelles industrielles en Alberta. Ces données sont limitées à quelques concentrations prévues dans l'air ambiant au niveau du sol et à des concentrations mesurées dans le sol. Aucune donnée n'a été relevée concernant la présence ou les concentrations d'éthylène glycol dans l'eau potable au Canada ou ailleurs (Environnement Canada et Santé Canada, 2000f).
Oxyde d'éthylène [75-21-8]	Janvier 1999	La concentration prévue pour l'air ambiant dans le sud de l'Ontario s'établissait à 0,0062 µg/m ³ . Les concentrations moyennes censurées dans l'air ambiant et l'air intérieur s'établissaient à 0,34 µg/m ³ et 0,17 µg/m ³ , respectivement. La concentration moyenne maximale quotidienne prévue dans l'air ambiant dans le voisinage des hôpitaux canadiens s'établissait à 2,12 µg/m ³ . Les concentrations maximales dans l'air ambiant et l'air intérieur s'établissaient à 4,9 µg/m ³ et 4,0 µg/m ³ , respectivement (Environnement Canada et Santé Canada, 1999).	Les informations sur les concentrations contrôlées d'oxyde d'éthylène dans l'air, l'eau potable et les aliments au Canada sont extrêmement limitées, se limitant à la détection dans quelques échantillons d'air ambiant et intérieur dans une étude de surveillance restreinte. Il importe de noter que l'oxyde d'éthylène est généralement transférée à l'air après avoir été libérée dans d'autre milieux et qu'on ne s'attend pas à ce qu'il y ait une accumulation dans les sédiments ou le sol non plus qu'une bioaccumulation à cause de sa solubilité élevée dans l'eau et de sa pression de vapeur.
Formaldéhyde [50-00-0]	Janvier 1999	Les estimations probabilistes des valeurs médianes, moyennes et de 95 ^e percentile des concentrations moyennes pondérées sur 24 heures du formaldéhyde dans l'air s'échelonnent de 24 à 29 µg/m ³ , de 33 à 36 µg/m ³ et de 80 à 94 µg/m ³ , respectivement. Les valeurs estimatives médianes et de 95 ^e percentile du formaldéhyde dans l'air intérieur s'échelonnent de 28,7 à 29,8 µg/m ³ et de 84,6 à 91,2 µg/m ³ , respectivement (Environnement Canada et Santé Canada, 2001d). La concentration moyenne estimative de formaldéhyde dans l'eau potable s'établissait à 5 µg/L (Environnement Canada et Santé Canada, 2001d). Les concentrations de formaldéhyde dans les aliments s'échelonnaient de moins de 0,03 à 14 mg/kg (Santé Canada, 2000); on	Les effets critiques associés à l'exposition au formaldéhyde surviennent principalement à l'endroit du contact initial (c.-à-d. dans les voies respiratoires après inhalation et dans l'appareil digestif après l'ingestion) et dépendent de la concentration dans le milieu concerné plutôt que de la dose totale. La population générale est exposée à de faibles concentrations de formaldéhyde dans l'air extérieur (Dann, 1997b, 1999) et à des concentrations généralement plus élevées dans l'air intérieur (Santé Canada, 2000). On disposait de peu de données pour caractériser l'intervalle et la distribution des concentrations de formaldéhyde dans les aliments et l'eau potable au Canada.

Valeurs guides fondées sur des critères sanitaires pour les substances figurant sur la deuxième liste des substances d'intérêt prioritaire

Substance [N° CAS]	Date de clôture de l'examen de la littérature	Exposition humaine	Contribution à la dose de chaque milieu
		ignore toutefois quelle proportion du formaldéhyde dans les aliments est biodisponible.	
Hexachlorobutadiène (HCBD) [87-68-3]	Décembre 1996	Les doses totales moyennes de HCBD provenant de l'air, des aliments et de l'eau potable s'échelonnent de 0,01 à 0,2 µg/kg p.c. par jour (Environnement Canada et Santé Canada, 2002).	Le HCBD a été détecté dans les eaux de surface, les sédiments, les organismes aquatiques et, dans certains cas, l'air. Les aliments sont vraisemblablement la principale source d'exposition (Kotzias <i>et al.</i> , 1975; McConnell <i>et al.</i> , 1975; Goldbach <i>et al.</i> , 1976; Yip, 1976; Oliver et Nicol, 1982; Fox <i>et al.</i> , 1983; Oliver et Niimi, 1983; Clark <i>et al.</i> , 1984; Malins <i>et al.</i> , 1985), bien que l'air ambiant puisse également contribuer des quantités significatives dans certaines régions.
N-Nitrosodiméthylamine (NDMA) [62-75-9]	Août 1999		Il n'est pas possible d'établir des estimations valables des doses quotidiennes moyennes actuelles de NDMA pour la population générale en raison des limites des données disponibles. Toutefois, d'après les données, il semble que la dose quotidienne puisse être largement attribuée à la consommation alimentaire (Liteplo et Meek, 2001).
Phénol [108-95-2]	Septembre 1997	On estime que la dose totale de phénol à laquelle est exposée l'ensemble de la population s'échelonne de 0,06 à 0,71 µg/kg p.c. par jour.	On n'a relevé aucune donnée adéquate concernant les concentrations de fond de phénol dans l'air ambiant au Canada. La dose attribuable à l'air est fondée sur la concentration moyenne de phénol dans l'air ambiant de 0,12 µg/m ³ signalée par Jones (1976) pour une zone urbaine/suburbaine aux États-Unis. La dose provenant des aliments était fondée sur les concentrations de phénol relevées lors d'une enquête sur les paniers d'épicerie réalisée à Windsor, Ontario, en 1992 (ETL, 1992). Bien qu'on dispose de données limitées, on peut affirmer que l'ingestion d'aliments est vraisemblablement la principale voie d'exposition au phénol chez les non-fumeurs de tous les groupes d'âge dans les populations vivant à distance des sources ponctuelles. L'exposition liée à l'ingestion d'eau potable et au sol semble négligeable comparativement à celle qui est associée aux aliments. Les expositions liées à l'air ambiant peuvent être considérablement plus élevées dans le cas des populations vivant à proximité de certaines sources ponctuelles. La population générale est également exposée périodiquement au phénol en raison de l'utilisation de plusieurs produits de consommation (gargarismes, pastilles pour la gorge, lotions antiseptiques). Selon des données limitées, la contribution à l'exposition totale au phénol découlant de l'utilisation de produits de consommation médicaux pourrait être supérieure à celle qui est liée aux expositions environnementales.

Références

Appelman, L.M., Woutersen, R.A. and Feron, V.J. 1982. Inhalation toxicity of acetaldehyde in rats. I. Acute and subacute studies. *Toxicology* 23: 293–307 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2000a].

Appelman, L.M., Woutersen, R.A., Feron, V.J., Hoofman, R.N. and Notten, W.R.F. 1986. Effect of variable versus fixed exposure levels on the toxicity of acetaldehyde in rats. *J. Appl. Toxicol.* 6: 331–336 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2000a].

Bell, R. 1995. Données de l'étude sur la qualité de l'air à Windsor. Lettre adressée à R. Newhook, Santé Canada, datée de novembre 1995 et fichiers Lotus 1-2-3. Section des études atmosphériques, Direction de l'énergie des sciences et de la technologie, ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario, Toronto, Ontario [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2000b].

Bell, R. 1996. Étude sur les foyers à Hamilton. Lettre adressée à J. Sealy, Santé Canada, datée de mai 1996. Section des études atmosphériques, Direction de l'énergie des sciences et de la technologie, ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario, Toronto, Ontario [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2000b].

Bell, R. 1997. Données de l'étude sur les foyers de Hamilton. Communication personnelle à R. Beauchamp, Santé Canada, datée de septembre 1997. Section des études atmosphériques, Direction de l'énergie des sciences et de la technologie, ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario, Toronto, Ontario [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2000b].

Berman, E., Schlicht, M., Moser, V. and MacPhail, R. 1995. A multidisciplinary approach to toxicological screening: I. Systemic toxicity. *J. Toxicol. Environ. Health* 45: 127–143 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2000g].

Bio/Dynamics Inc. 1980. A twenty-four month oral toxicity/carcinogenicity study of acrylonitrile administered in the drinking water to Fischer 344 rats. Rapport final. Quatre volumes. Soumis à la société Monsanto Company, St. Louis, Missouri (Project No. 77-1744 (BDN-77-27)) [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2000h].

Brantom, P. 1983. Dose–response relationships in nitrosamine carcinogenesis. Thèse de doctorat, University of Surrey, Guildford, Royaume-Uni; British Industrial Biological Research Association (BIBRA), Carshalton, Surrey, Royaume-Uni. 158 pp. [cité dans Liteplo et Meek, 2001].

Cassee, F., Groten, J. and Feron, V. 1996. Changes in the nasal epithelium of rats exposed by inhalation to mixtures of formaldehyde, acetaldehyde, and acrolein. *Fundam. Appl. Toxicol.* 29: 208–218 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2000b].

CIIT (Chemical Industry Institute of Toxicology). 1999. Formaldehyde: Hazard characterization and dose–response assessment for carcinogenicity by the route of inhalation. Revised edition. Research Triangle Park, North Carolina [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2001d].

Cirla, A.M., Pisati, G., Invernizzi, E. and Torricelli, P. 1984. Epidemiological study on workers exposed to low dimethylformamide concentrations. *G. Ital. Med. Lav.* 6: 149–156 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2001b].

Clark, J., DeVault, D., Bowden, R. and Weishaar, J. 1984. Contaminant analysis of filets from Great Lakes coho salmon. *J. Great Lakes Res.* 10(1): 38–47 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2002].

Conor Pacific Environmental Technologies Inc. 1998. A report on multimedia exposures to selected PSL2 substances. Préparé par Conor Pacific Environmental (anciennement Bovar Environmental) et Maxxam Analytics Inc. pour Santé Canada (Projet n° 741-6705; Contrat n° Dossier DSS n° 025SS.H4078-6-C574) [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2000e, 2001b].

Dann, T. 1997a. Données inédites sur les concentrations de 1,3-butadiène in Canada tirées du Programme national de surveillance de la pollution atmosphérique (PNSPA), fournies à la Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Hull, Québec. Environnement Canada, Centre de technologie de l'environnement de River Road, Ottawa, Ontario, avril 1997 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2000i].

Dann, T. 1997b. Fichier Excel intitulé « Concentration de formaldéhyde ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) par jour d'échantillonnage » concernant les données du Programme national de surveillance de la pollution atmosphérique (PNSPA) relatives au formaldéhyde dans quatre sites urbains et suburbains pour la période de 1989–1996. Reçu le 2 septembre 1997 du Centre de technologie de l'environnement de River Road, Environnement Canada, Ottawa, Ontario [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2001d].

Dann, T. 1998. Communication personnelle . Données sur du Programme national de surveillance de la pollution atmosphérique (PNSPA) (1989–1996); Tableau de ventilation Excel intitulé « Acroléine.xls. reçu le 12 août 1998 du Centre de technologie de l'environnement de River Road, Environnement Canada, Ottawa, Ontario [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2000b].

Dann, T. 1999. Fichier Excel intitulé « Séries chronologiques pour le formaldéhyde » concernant les données du Programme national de surveillance de la pollution atmosphérique (PNSPA) relatives au formaldéhyde pour la période 1997–1998. Reçu le 22 décembre 1999 du Centre de technologie de l'environnement de River Road, Environnement Canada, Ottawa, Ontario [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2001d].

Delzell, E., Sathiakumar, N., Macaluso, M., Hovinga, M., Larson, R., Barone, F., Beall, C., Cole, P., Julian, J. and Muir, D. 1995. A follow-up study of synthetic rubber workers. Préparé pour l'International Institute of Synthetic Rubber Workers, le 2 octobre 1995 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2000i].

Direction de l'hygiène du milieu 1998. Exposure factors for assessing total daily intake of Priority Substances by the general population of Canada. Rapport inédit, Section des substances prioritaires, Direction de l'hygiène du milieu, Santé Canada , Ottawa, Ontario.

Environnement Canada et Santé Canada. 2000a. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999*. Liste des substances d'intérêt prioritaire Rapport d'évaluation. Acétaldéhyde. Ministère des Travaux publics et des Services gouvernementaux, Ottawa, Ontario. Accessible sur <<http://www.ec.gc.ca/substances/ese/fre/pesip/final/acetaldehyde.cfm>>.

Environnement Canada et Santé Canada. 2000b. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999*. Liste des substances d'intérêt prioritaire Rapport d'évaluation. Acroléine. Ministère des Travaux publics et des Services gouvernementaux, Ottawa, Ontario. Accessible sur <<http://www.ec.gc.ca/substances/ese/fre/pesip/final/acrolein.cfm>>.

Environnement Canada et Santé Canada. 2000c. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999*. Liste des substances d'intérêt prioritaire Rapport d'évaluation. Le phtalate de butyle et de benzyle. Ministère des Travaux publics et des Services gouvernementaux, Ottawa, Ontario. Accessible sur <<http://www.ec.gc.ca/substances/ese/fre/pesip/final/bbp.cfm>>.

Environnement Canada et Santé Canada. 2000d. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999*. Liste des substances d'intérêt prioritaire Rapport d'évaluation. Le disulfure de carbone. Ministère des Travaux publics et des Services gouvernementaux, Ottawa, Ontario. Accessible sur <<http://www.ec.gc.ca/substances/ese/fre/pesip/final/cs2.cfm>>.

Environnement Canada et Santé Canada. 2000e. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999*. Liste des substances d'intérêt prioritaire Rapport d'évaluation. 2-Butoxyéthanol. Ministère des Travaux publics et des Services gouvernementaux, Ottawa, Ontario. Accessible sur <<http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/dse/2-butoxyethanol.htm>>.

Environnement Canada et Santé Canada. 2000f. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999*. Liste des substances d'intérêt prioritaire. État de la science. Éthylène glycol. Ministère des Travaux publics et des Services gouvernementaux, Ottawa, Ontario. Accessible sur <http://www.ec.gc.ca/substances/ese/fre/pesip/public/reports/ethyleneglycol_f.pdf>.

Environnement Canada et Santé Canada. 2000g. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999*. Liste des substances d'intérêt prioritaire Rapport d'évaluation. Phénol. Ministère des Travaux publics et des Services gouvernementaux, Ottawa, Ontario. Accessible sur <<http://www.ec.gc.ca/substances/ese/fre/pesip/final/phenol.cfm>>.

Environnement Canada et Santé Canada. 2000h. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999*. Liste des substances d'intérêt prioritaire Rapport d'évaluation. Acrylonitrile. Ministère des Travaux publics et des Services gouvernementaux, Ottawa, Ontario. Accessible <<http://www.ec.gc.ca/substances/ese/fre/pesip/final/acrylonitrile.cfm>>.

Environnement Canada et Santé Canada. 2000i. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999*. Liste des substances d'intérêt prioritaire Rapport d'évaluation. 1,3-Butadiène. Ministère des Travaux publics et des Services gouvernementaux, Ottawa, Ontario. Accessible sur <<http://www.ec.gc.ca/substances/ese/fre/pesip/final/butadiene.cfm>>.

Environnement Canada et Santé Canada. 2001a. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999*. Liste des substances d'intérêt prioritaire Rapport d'évaluation. Chloroforme. Ministère des Travaux publics et des Services gouvernementaux, Ottawa, Ontario. Accessible sur <<http://www.ec.gc.ca/substances/ese/fre/pesip/final/chloroform.cfm>>.

Environnement Canada et Santé Canada. 2001b. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999*. Liste des substances d'intérêt prioritaire Rapport d'évaluation. N,N-Diméthylformamide. Ministère des Travaux publics et des Services gouvernementaux, Ottawa, Ontario. Accessible sur <<http://www.ec.gc.ca/substances/ese/fre/pesip/final/DMF.cfm>>.

Environnement Canada et Santé Canada. 2001c. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999*. Liste des substances d'intérêt prioritaire Rapport d'évaluation. L'oxyde d'éthylène. Ministère des Travaux publics et des Services gouvernementaux, Ottawa, Ontario. Accessible sur <<http://www.ec.gc.ca/substances/ese/fre/pesip/final/ethyleneoxide.cfm>>.

Environnement Canada et Santé Canada. 2001d. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999*. Liste des substances d'intérêt prioritaire Rapport d'évaluation. Formaldéhyde. Ministère des Travaux publics et des Services gouvernementaux, Ottawa, Ontario. Accessible sur <<http://www.ec.gc.ca/substances/ese/fre/pesip/final/formaldehyde.cfm>>.

Environnement Canada et Santé Canada. 2002. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999*. Liste des substances d'intérêt prioritaire Rapport d'évaluation. Hexachlorobutadiène. Ministère des Travaux publics et des Services gouvernementaux, Ottawa, Ontario. Accessible sur <<http://www.ec.gc.ca/substances/ese/fre/pesip/final/HCBD.cfm>>.

Environnement Canada. 1998. PSL2 technical report for N,N-dimethylformamide (1995–1996 data). Préparé par H. Atkinson, Section de l'utilisation des produits, Division du contrôle des produits chimiques, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux (rapport inédit et protégé) [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2001b].

Environnement Canada. 1999. PSL2 additional information on use pattern of DMF obtained from industry in 1999. Préparé par C. Whittall, Division de l'évaluation des produits chimiques, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux (rapport inédit et protégé) [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2001b].

ETL (Enviro-Test Laboratories). 1992. Windsor area background study: analysis of food products for target organic and inorganic parameters. Rapport préparé pour la Section des déchets dangereux, Direction générale de la protection de la santé, Santé et Bien-être Canada, mai 1992 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2000g].

Fiorito A., Larese, F., Molinari, S. and Zanin, T. 1997. Liver function alterations in synthetic leather workers exposed to dimethylformamide. *Am. J. Ind. Med.* 32: 255–260 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2001b].

Fox, M., Carey, J. and Oliver, B. 1983. Compartmental distribution of organochlorine contaminants in the Niagara River and the western basin of Lake Ontario. *J. Great Lakes Res.* 9: 287–294 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2002].

- Garman, R. and Snellings, W. 1986. Frequency, size and location of brain tumours in F-344 rats chronically exposed to ethylene oxide. *Food Chem. Toxicol.* 24(2): 145–153 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2001c].
- Garman, R., Snellings, W. and Maronpot, R. 1985. Brain tumors in F344 rats associated with chronic inhalation exposure to ethylene oxide. *Neurotoxicology* 6(1): 117–138 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2001c].
- Gaunt, I.F., Hardy, J., Gangolli, S.D., Butterworth, K.R. and Lloyd, A.G. 1974. Short-term toxicity of monoethylene glycol in the rat. BIBRA International, Carshalton, Surrey, U.K. pp. 1–31 (Research Report 4/1974) [cité dans Gomes *et al.*, 2001].
- Goldbach, R., Van Genderen, H. and Leeuwangh, P. 1976. Hexachlorobutadiene residues in aquatic fauna from surface water fed by the river Rhine. *Sci. Total Environ.* 6: 31–40 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2002].
- Gomes, R., Liteplo, R. and Meek, M. 2001. Ethylene glycol: Hazard characterization and exposure–response analysis. *Environ. Carcinogen. Ecotoxicol. Rev.* C19(1): 189–217.
- Hammond, B.G., Levinskas, G.J., Robinson, E.C. and Johannsen, F.R. 1987. A review of the subchronic toxicity of butyl benzyl phthalate. *Toxicol. Ind. Health* 3(2): 79–98 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2000c].
- Heywood, R., Sortwell, R.J., Noel, P.R.B., Street, A.E., Prentice, D.E., Roe, F.J.C., Wadsworth, P.F., Worden, A.N. and van Abbe, N.J. 1979. Safety evaluation of toothpaste containing chloroform. III. Long-term study in beagle dogs. *J. Environ. Pathol. Toxicol.* 2: 835–851 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2001a].
- Hughes, K., Meek, M., Walker, M., Turner, L. and Moir, D. 2001. 2-Butoxyethanol: hazard characterization and exposure–response analysis. *Environ. Carcinogen. Ecotoxicol. Rev.* C19(1): 77–104.
- Johnson, B.L., Boyd, J., Burg, J.R., Lee, S.T., Xintaras, C. and Albright, B.E. 1983. Effects on the peripheral nervous system of workers' exposure to carbon disulfide. *NeuroToxicology* 4(1): 53–66 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2000d].
- Jones, P. 1976. The analysis of ambient Denver air for organic vapors including carcinogenic POM compounds. In: P.A. Russell (ed.), *Denver Air Pollution Study C 1973. Proceedings of a symposium*. Vol. I. U.S. Environmental Protection Agency. pp. 31–49 (EPA-600/9-76-007a) [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2000g].

- Jorgenson, T.A., Meierhenry, E.F., Rushbrook, C.J., Bull, R.J. and Robinson, M. 1985. Carcinogenicity of chloroform in drinking water to male Osborne-Mendel rats and female B6C3F1 mice. *Fundam. Appl. Toxicol.* 5: 760–769 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2001a].
- Kotzias, D., Klein, W. and Korte, F. 1975. [Analysis of residues of hexachlorobutadiene in foodstuff and poultry.] *Chemosphere* 4: 247–250 (en allemand) [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2002].
- Krzyzanowski, M., Quackenboss, J. and Lebowitz, M. 1990. Chronic respiratory effects of indoor formaldehyde exposure. *Environ. Res.* 52: 117–125 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2001d].
- Liteplo, R. and Meek, M. 2001. N-Nitrosodimethylamine: Hazard characterization and exposure–response analysis. *Environ. Carcinogen. Ecotoxicol. Rev.* C19(1): 281–304.
- Malins, D., Krahn, M., Nyers, M., Rhoses, L., Brown, D., Krone, C., McCain, B. and Chan, S. 1985. Toxic chemicals in sediments and biota from a creosote-polluted harbor: relationships with hepatic neoplasms and other hepatic lesions in English sole (*Parophrys vetulus*). *Carcinogenesis* 6: 1463–1469 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2002].
- McConnell, G., Ferguson, D. and Pearson, C. 1975. Chlorinated hydrocarbons in the environment. *Endeavor* 34: 13–18 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2002].
- Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario 1994a. Windsor Air Quality Study: ambient air monitoring activities. Windsor Air Quality Committee. Queen's Printer for Ontario (PIBS 3263E; ISBN 0-7778-3491-X) [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2000b].
- Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario 1994b. Windsor Air Quality Study personal exposure survey results. Automne 1994. Préparé par R. Bell, R. Chapman, B. Kruschel et M. Spencer, Direction des sciences et de la technologie, Imprimeur de la Reine pour l'Ontario (Publication No. PIBS 3262E; ISBN 0-7778-3492-8) [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2000b].
- Monticello, T., Swenberg, J., Gross, E., Leininger, J., Kimbell, J., Seilkop, S., Starr, T., Gibson, J. and Morgan, K. 1996. Correlation of regional and nonlinear formaldehyde-induced nasal cancer with proliferating populations of cells. *Cancer Res.* 56: 1012–1022 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2001d].

NTP (National Toxicology Program). 1991. Toxicity studies of hexachloro-1,3-butadiene in B6C3F1 mice (études de l'exposition par ingestion). Research Triangle Park, Caroline du Nord (NTP TOX 1; NIH Publication No. 91-3120) [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2002].

NTP (National Toxicology Program). 1998a. 13-week gavage toxicity studies of allyl acetate, allyl alcohol and acrolein in Fischer 344 rats and B6C3F1 mice. Octobre 1995. Résumé de l'étude et revue du Pathology Working Group reçu de S. Soward, National Institute of Environmental Health Sciences, National Institutes of Health, U.S. Department of Health and Human Services, Research Triangle Park, Caroline du Nord [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2000b].

NTP (National Toxicology Program). 1998b. Toxicology and carcinogenesis studies of 2-butoxyethanol (CAS No. 111-76-2) in F344/N rats and B6C3F1 mice (études de l'exposition par inhalation). Rapport technique préliminaire. National Institutes of Health, U.S. Department of Health and Human Services, Research Triangle Park, Caroline du Nord (NTP TR 484) [cited in Hughes *et al.*, 2001].

Oliver, B. and Nicol, K. 1982. Gas chromatographic determination of chlorobenzenes and other chlorinated hydrocarbons in environmental samples using fused silica capillary columns. *Chromatographia* 16: 336–340 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2002].

Oliver, B. and Niimi, A. 1983. Bioconcentration of chlorobenzenes from water by rainbow trout: correlations with partition coefficients and environmental residues. *Environ. Sci. Technol.* 17(5): 287–291 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2002].

Peto, R., Gray, R., Brantom, P. and Grasso, P. 1991a. Effects on 4080 rats of chronic ingestion of N-nitrosodiethylamine or N-nitrosodimethylamine. A detailed dose–response study. *Cancer Res.* 51: 6415–6451 [cited in Liteplo and Meek, 2001].

Peto, R., Gray, R., Brantom, P. and Grasso, P. 1991b. Dose and time relationships for tumor induction in the liver and esophagus of 4080 inbred rats by chronic ingestion of N-nitrosodiethylamine or N-nitrosodimethylamine. *Cancer Res.* 51: 6452–6469 [cité dans Liteplo et Meek, 2001].

Phillips, M. 1992. Detection of carbon disulfide in breath and air: a possible new risk factor for coronary artery disease. *Int. Arch. Occup. Environ. Health* 64: 119–123 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2000d].

Programme international sur la sécurité des substances chimiques 1994. Évaluation des risques des produits chimiques pour la santé : calcul des valeurs guides pour les limites d'exposition basées sur la santé. Organisation mondiale de la Santé, Genève (Critère d'hygiène de l'environnement 170). Accessible à <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc170.htm#SubSectionNumber:5.3.4>>.

Quast, J.F., Schuetz, D.J., Balmer, M.F., Gushow, T.S., Park, C.N. and McKenna, M.J. 1980. A two-year toxicity and oncogenicity study with acrylonitrile following inhalation exposure of rats. Toxicology Research Laboratory, Health and Environmental Sciences, Dow Chemical, USA, Midland, Michigan (TSCATS Accession No. 45647; Document I.D. No. 88-920002471; Microfiche No. OTS0537281) [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2000h].

Santé Canada. 1994. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*. L'évaluation du risque à la santé humaine des substances d'intérêt prioritaire. Ministère des Approvisionnements et Service Canada, Ottawa, Ontario. 42p.

Santé Canada. 2000. Ébauche de la documentation à l'appui des évaluations des substances de la LSIP2. Évaluation de l'exposition humaine au formaldéhyde. Section des substances prioritaires, Direction générale de la protection de la santé, Ottawa, Ontario. janvier 2000 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2001d].

Snellings, W., Weil, C. and Maronpot, R. 1984. A two-year inhalation study of the carcinogenic potential of ethylene oxide in Fischer 344 rats. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 75: 105–117 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2001c].

Til, H., Woutersen, R., Feron, V., Hollanders, V. and Falke, H. 1989. Two-year drinking-water study of formaldehyde in rats. *Food Chem. Toxicol.* 27: 77–87 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2001d].

Woutersen, R., Appelman, L., Van Garderen-Hoetmer, A. and Feron, V. 1986. Inhalation toxicity of acetaldehyde in rats. III. Carcinogenicity study. *Toxicology* 41: 213–231 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2000a].

Yang, R., Abdo, K. and Elwell, M. 1989. Subchronic toxicity studies of hexachloro-1,3-butadiene (HCBD) in B6C3F1 mice by dietary incorporation. *J. Environ. Pathol. Toxicol. Oncol.* 9: 323–332 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2002].

Yip, G. 1976. Survey of hexachloro-1,3-butadiene in fish, eggs, milk and vegetables. *J. Assoc. Off. Anal. Chem.* 59: 559–561 [cité dans Environnement Canada et Santé Canada, 2002].