



*Loi canadienne sur  
la protection  
de l'environnement*

---

Liste des substances d'intérêt prioritaire  
Rapport d'évaluation

---

**Le chrome et ses composés**



Gouvernement  
du Canada

Government of  
Canada

Environnement  
Canada

Environment  
Canada

Santé  
Canada

Health  
Canada



LISTE DES SUBSTANCES D'INTÉRÊT PRIORITAIRE  
RAPPORT D'ÉVALUATION

LE CHROME ET SES COMPOSÉS

Gouvernement du Canada  
Environnement Canada  
Santé Canada

Aussi disponible en anglais sous le titre :  
*Canadian Environmental Protection Act*  
*Priority Substances List*  
*Assessment Report*  
*Chromium and its Compounds*

**DONNÉES DE CATALOGAGE AVANT PUBLICATION (CANADA)**

Vedette principale au titre:

Le chrome et ses composés

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

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

Publ. aussi en anglais sous le titre: Chromium and its compounds.

Comprend des références bibliographiques.

ISBN 0-662-99806-5

N° de cat. En40-215/39F

1. Chrome -- Toxicité -- Test
2. Chrome -- Composés -- Toxicité -- Test
3. Chrome -- Aspect de l'environnement.
4. Chrome -- Composé -- Aspect de l'environnement.
5. Environnement -- Surveillance -- Canada. I. Canada. Environnement Canada. II. Canada. Santé Canada. III. Coll.

TP245.C6C4714 1994 363.73'84 C94-980115-1

## TABLE DES MATIÈRES

<b>Synopsis</b> .....	v
<b>1.0 Introduction</b> .....	1
<b>2.0 Sommaire des informations essentielles pour l'évaluation de la toxicité</b> .....	5
2.1 Identité, propriétés, production et utilisations .....	5
2.2 Pénétration dans l'environnement.....	6
2.3 Informations sur l'exposition.....	10
2.3.1 <i>Devenir</i> .....	10
2.3.2 <i>Concentrations</i> .....	12
2.4 Toxicocinétique et besoins essentiels .....	16
2.5 Informations sur les effets.....	17
2.5.1 <i>Animaux de laboratoire et in vitro</i> .....	17
2.5.2 <i>Humains</i> .....	20
2.5.3 <i>Écotoxicologie</i> .....	25
<b>3.0 Évaluation de la toxicité au sens de la LCPE</b> .....	28
3.1 Effets sur l'environnement (alinéa 11a)).....	28
3.2 Effets sur l'environnement essentiel pour la vie humaine (alinea 11b))	30
3.3 Effets sur la vie ou la santé humaine (alinea 11c)).....	31
3.3.1 <i>Exposition des humains</i> .....	31
3.3.2 <i>Effets</i> .....	33
3.4 Conclusion .....	39
<b>4.0 Recommandations pour la recherche et l'évaluation</b> .....	40
<b>5.0 Bibliographie</b> .....	41

## LISTE DES TABLEAUX

<b>1</b> Quantités de chrome total d'origine anthropique émises dans l'atmosphère au Canada.....	8
<b>2</b> Dose journalière moyenne estimative de chrome pour la population du Canada en général.....	32

### **Avis aux lecteurs**

Les utilisations du plomb, comme pesticide, n'ont pas été évaluées dans le présent rapport. L'acide chromique, à titre de pesticide, est assujéti à la *Loi sur les produits antiparasitaires*, et son statut réglementaire en tant qu'agent industriel de préservation du bois fait présentement l'objet d'une réévaluation (*cf. Avis A92-02 : Réévaluation des agents industriels de préservation du bois*, Agriculture Canada, Direction générale de la production et de l'inspection des aliments, 2 juillet 1992). Dans le cadre du processus de réévaluation des pesticides, Environnement Canada et Santé Canada évalueront les effets potentiels des utilisations du chrome comme pesticide sur l'environnement et la santé humaine.

## **Synopsis**

Le chrome est un élément d'origine naturelle présent, surtout à l'état trivalent ou hexavalent, en petites quantités dans tout l'environnement canadien. Le Canada ne produit pas de minerai de chrome, mais en 1991, il a importé environ 74 000 t (en poids brut) de divers matériaux contenant du chrome. Le chrome est utilisé dans diverses applications industrielles au Canada, y compris la production d'aciers inoxydables et résistants aux hautes températures ainsi que de produits réfractaires comme la brique et le mortier; il sert aussi à la fabrication de pigments, au traitement des surfaces métalliques, au tannage du cuir et à la préservation du bois. Du chrome trivalent et hexavalent est rejeté dans l'environnement canadien en raison de ces diverses utilisations industrielles ainsi que de la production et de la combustion de combustibles fossiles, et de l'extraction par fusion et de l'affinage des métaux communs non ferreux.

Les concentrations typiques (médianes ou moyennes) de chrome hexavalent dissous dans le lac Ontario et le lac Érié de même que dans les cours d'eau de certaines parties de la Colombie-Britannique, de l'Alberta, de l'Ontario et du Québec sont probablement de 5 à 15 fois supérieures au seuil d'exposition estimé produisant des effets sur l'espèce aquatique la plus sensible identifiée. En outre, les concentrations moyennes de chrome dans les sols contaminés par le chrome hexavalent dissous provenant de plusieurs installations canadiennes de préservation du bois sont de 19 à 1 700 fois supérieures aux concentrations de chrome hexavalent dont on a signalé qu'elles avaient des effets nocifs sur certaines plantes et communautés microbiennes. Bien que la plupart des sédiments, des sols et des tissus biologiques contiennent probablement surtout du chrome trivalent, il n'existait pas suffisamment de renseignements permettant de déterminer si le chrome trivalent est nocif pour les organismes qui y sont exposés au Canada.

On trouve du chrome trivalent et hexavalent en faibles concentrations dans l'atmosphère, surtout sous forme particulaire; il est donc improbable qu'il ait une influence marquée sur le bilan du rayonnement solaire de la terre. Comme le chrome trivalent n'est pas oxydé par l'ozone, il ne peut être associé à aucune réaction qui appauvrit l'ozone dans l'atmosphère. Par conséquent, il est peu probable que le chrome contribue de façon importante au réchauffement de la planète ou à l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique.

D'après l'estimation de la dose journalière totale moyenne de chrome (total) provenant de l'air, l'eau potable, la nourriture et le sol pour différents groupes d'âges de la population, il est probable que la nourriture est la plus importante source d'exposition humaine au Canada. En se fondant sur l'ensemble des données de cancérogénicité pour les populations exposées en milieu de travail, le groupe des composés hexavalents du chrome dans son ensemble (puisque'il est impossible, compte tenu des données existantes, d'évaluer chacun des composés dans le groupe) est classé comme étant «cancérogène pour l'être humain», c'est-à-dire des substances dont on croit qu'elles peuvent avoir des effets nocifs sur la santé quel que soit le niveau

d'exposition. Dans le cas de ces substances, le niveau d'exposition estimé est comparé aux chiffres obtenus pour le pouvoir cancérigène afin de déterminer le risque et d'aider à prendre d'autres mesures, c'est-à-dire l'analyse d'options permettant de réduire l'exposition. Pour ce qui est du chrome hexavalent, une comparaison de ce genre porte à croire qu'il serait de modérément à très important d'effectuer une analyse des options permettant de réduire l'exposition. En outre, le chrome hexavalent peut provoquer une sensibilité de la peau chez une faible partie de la population en général.

Le chrome trivalent est considéré comme un élément essentiel à la nutrition humaine. La dose journalière moyenne estimée de chrome total ne dépasse pas la dose journalière recommandée pour le chrome trivalent. Les concentrations de chrome trivalent dont il a été prouvé, dans un nombre restreint d'études, qu'elles avaient des effets nocifs sur des animaux de laboratoire sont fortement supérieures aux concentrations typiques de chrome total dans les milieux d'intérêt pour le Canada.

**Par conséquent, on a conclu que les formes de chrome hexavalent en solution et solubles pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif sur l'environnement. Il n'y a pas suffisamment de données pour déterminer si les formes de chrome trivalent pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif sur l'environnement. On a conclu que ni les formes de chrome hexavalent ni les formes de chrome trivalent pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions qui constituent ou peuvent constituer un danger pour l'environnement essentiel pour la vie humaine. On a également conclu que le groupe des composés de chrome hexavalent, dans son ensemble, pénètre dans l'environnement en une quantité ou en une concentration ou dans des conditions qui peuvent constituer un danger pour la vie ou la santé humaine, alors que le groupe des composés de chrome trivalent, dans son ensemble, ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions qui peuvent constituer un danger pour la vie ou la santé humaine au Canada.**

## 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 établissent et publient la Liste des substances d'intérêt prioritaire, qui énumère des substances (produits chimiques, groupes de produits chimiques, effluents et déchets) qui peuvent être nocives pour l'environnement ou constituer un danger pour la santé humaine. En outre, la Loi exige que les deux ministres évaluent ces substances et déterminent si elles sont toxiques au sens de l'article 11 de la Loi, qui prévoit ce qui suit :

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

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

Les substances jugées toxiques au sens de l'article 11 de la LCPE peuvent être inscrites à la Liste des substances d'intérêt prioritaire (annexe I de la LCPE). On peut ensuite envisager d'élaborer des règlements, des directives ou des codes de pratiques en vue de contrôler tous les aspects de leur cycle de vie, depuis la recherche et le développement jusqu'à l'élimination finale, en passant par la fabrication, l'utilisation, le stockage et le transport.

Pour déterminer si le chrome et les composés du chrome sont toxiques au sens de l'article 11, on a déterminé si ces substances **pénètrent** ou peuvent pénétrer dans l'environnement au Canada en une concentration ou une quantité ou dans des conditions qui pourraient entraîner **l'exposition** des humains ou d'autres organismes vivants à des concentrations susceptibles de causer des **effets** nocifs.

On a relevé les données permettant de déterminer les quantités pénétrant dans l'environnement, l'exposition de l'environnement et les effets sur l'environnement dans des documents de synthèse publiés sur le chrome, notamment ceux du Programme international sur la Sécurité des substances chimiques (PISC, 1988), de l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis (1984, 1988, 1990), de l'Electric Power Research Institute (EPRI, 1986, 1988), de Bencko (1985), de Jaworski (1985), de Phillips (1988) ainsi que de Nriagu et Nieboer (1988). Pour la préparation du présent rapport, on a aussi consulté des documents de synthèse d'ensemble sur des données de fond préparées en vertu d'un contrat par Peter Outridge, Ph.D., qui était alors à l'université de Toronto (en ce qui concerne le chrome et la faune), Hayla Evans de l'université Trent (en ce qui concerne la toxicologie aquatique du chrome),



L. Evans, Ph.D., et M. Goss, Ph.D., de l'université de Guelph (en ce qui a trait à la chimie du chrome dans les sols), et Pat Doyle, Ph.D., qui travaillait alors à contrat pour Énergie, Mines et Ressources (en ce qui touche la distribution du chrome dans les sols canadiens). Finalement, on a cherché les renseignements publiés à ce sujet entre 1988 et 1992 dans un certain nombre de bases de données scientifiques : *Science Citation Index*, *MEDLINE*, *MEDLARS II*, *TOXLINE*, *ENVIROLINE*, *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts (ASFA)*, *Chemical Evaluation Search and Retrieval System (CESARS)*, *Chemical Abstracts*, *Current Contents*, *Biological Abstracts*, *Pollution Abstracts* et *Environmental Periodical Bibliography*. Seuls les renseignements trouvés avant la fin de décembre 1992 ont été inclus dans le présent rapport.

Pour l'évaluation des données, sauf celles jugées essentielles pour l'évaluation de la toxicité pour la santé humaine au sens de la Loi du chrome et des composés du chrome, on a consulté les évaluations jugées pertinentes faites par d'autres organismes comme le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC, 1990), l'Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR, 1991), le Programme international sur la sécurité des substances chimiques (PISC, 1988), le Health and Safety Executive de Grande-Bretagne (Fairhurst et Minty, 1989) et le National Institute of Public Health and Environmental Protection des Pays-Bas (Sloof *et al.*, 1990). Une revue historique globale des données disponibles sur les effets du chrome sur la santé humaine, réalisée sous contrat par la BIBRA Toxicology International (1992), a aussi été consultée lors de la rédaction de la présente évaluation. De plus, les sociétés Hilcon Consultants et B.A.R. Environmental ont respectivement préparé une revue de la documentation sur la toxicologie du chrome et un sommaire des données sur les teneurs en chrome trouvées dans l'environnement. On a aussi demandé à l'Association minière du Canada, à la Chemical Manufacturers' Association, à Dominion Colour Corporation, à Ciba-Geigy Canada Ltée, à M & T Chemicals Ltd., à Procter and Gamble Inc., à l'Industrial Health Foundation (États-Unis) ainsi qu'aux représentants de plusieurs organismes provinciaux et fédéraux de fournir des données pertinentes.

En plus de la consultation des documents de synthèse, on a fait dans diverses bases de données une recherche informatisée de la documentation pour trouver d'autres données pouvant permettre d'évaluer les effets du chrome sur la santé humaine. En juillet 1990, on a cherché dans *Canadian Research Index (MICROLOG)*, Institut canadien de l'information scientifique et technique (*CISTIMON*), *Cooperative Documents Project (CODOC)*, *UNIVRES* et le catalogue de la bibliothèque ministérielle d'Environnement Canada (*ELIAS*) les renseignements publiés de 1974 à 1989 sur les teneurs en chrome présentes dans l'environnement canadien. En décembre 1990, on a fait une recherche dans *MEDLINE* des données publiées en 1989 et en 1990 sur la toxicité du chrome. En mars 1992, on a consulté les bases de données *AQUAREF*, *ELIAS*, *CODOC*, *CISTIMON*, *MICROLOG*, *TOXLINE* et *Embase* de façon à relever la documentation pertinente publiée de 1990 à 1992. Des recherches bibliographiques informatisées ont aussi été effectuées aux deux semaines dans *MEDLINE* et *TOXLINE* de façon à trouver les références que les recherches antérieures n'avaient pas permis de découvrir. Les données trouvées après la période de revue par les pairs (c.-à-d. avril 1993) ne sont pas incluses.

Des articles de synthèse pertinents ont été consultés au besoin. Cependant, les études qui ont servi à déterminer si le chrome est toxique au sens de la LCPE ont été soumises à un examen critique par les employés suivants d'Environnement Canada (en ce qui concerne les effets sur l'environnement) et de Santé Canada (en ce qui a trait aux effets sur la santé humaine) :

Environnement Canada

J.O. Nriagu

Y.K. Chau

A. Kabir

J.E. MacLatchy

A. Scheuhammer

R.A. Kent

P. Doyle

Santé Canada

K. Hughes

L.J. Seed

M.E. Meek

Les estimations quantitatives du pouvoir cancérigène ont été fournies par J. Shedden et S. Bartlett de Santé Canada.

Le présent rapport comprend un synopsis qui paraîtra dans la *Gazette du Canada*. La section 2.0 offre un sommaire détaillé des données techniques essentielles pour l'évaluation. Cette information est présentée plus en détail dans une documentation à l'appui disponible sur demande. C'est à la section 3.0 qu'on établit si le chrome est toxique au sens de la LCPE.

Dans le cadre du processus d'examen et d'approbation établi par Environnement Canada pour sa contribution au processus d'évaluation, les sections du présent rapport portant sur l'environnement ont été révisées par C.D. Wren, Ph.D. (services de planification écologique, Guelph), M.G. Johnson, Ph.D. (anciennement de Pêches et Océans Canada), M.S. Simmons, professeur (Department of Environmental and Industrial Health, University of Michigan, Ann Arbor) et Raymond D. Harbison, professeur (Center for Environmental and Human Toxicology, University of Florida, Gainesville).

I. Harding-Barlow, Ph.D. (un toxicologue consultant américain), K. Mundt, Ph.D. (Applied Epidemiology, Inc., États-Unis), et M. Huvinen, Ph.D. (médecin chef, Outokumpu Tyoterveysspalvelut Oy, Finlande) ont fait des commentaires dans le document à l'appui sur la pertinence de la recherche bibliographique des effets sur la santé humaine. Les sections du document à l'appui portant sur l'exposition des humains ont été envoyées aux représentants de l'Association minière du Canada afin de relever d'autres données pertinentes. Les sections du document à l'appui et du rapport d'évaluation portant sur la santé humaine ont d'abord été revues par des pairs, notamment par H.J. Gibb, Ph.D. (EPA), et J. Siemiatycki, Ph.D. (Institut Armand-Frappier); elles ont ensuite été approuvées par le Comité de décision sur les normes et les recommandations du Bureau des dangers des produits chimiques de

Santé Canada. Le rapport d'évaluation final à ensuite été révisé et approuvé par le Comité de gestion de la LCPE d'Environnement Canada et de Santé Canada.

Pour obtenir des exemplaires du présent rapport d'évaluation et du document à l'appui non publié, on peut communiquer avec l'un ou l'autre des bureaux suivants :

Direction des produits chimiques  
commerciaux  
Environnement Canada  
14<sup>e</sup> étage, Place Vincent-Massey  
351, boul. Saint-Joseph  
Hull (Québec)  
K1A 0H3

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

## **2.0 Sommaire des informations essentielles pour l'évaluation de la toxicité**

### **2.1 Identité, propriétés, production et utilisations**

Le chrome (Cr), dont le poids atomique relatif est de 52,0, porte le numéro atomique 24 et fait partie du groupe VIB du tableau périodique. Le chrome élémentaire est un métal gris lustré qui résiste extrêmement bien aux agents corrodants ordinaires. Bien qu'on ait identifié plus de 40 minéraux contenant du chrome, et que le chrome soit, dans l'ensemble, le septième élément le plus abondant sur terre, il ne se rencontre généralement qu'à l'état de traces [c.-à-d. < 1 000 µg/g) dans le sol et les roches de surface (c.-à-d. la croûte terrestre). Presque tout le chrome trouvé dans les roches formant la croûte terrestre est trivalent; le minéral le plus important renfermant ce métal est la chromite,  $\text{FeCr}_2\text{O}_4$ . Bien que le chrome puisse prendre neuf états d'oxydation différents, de (-II) à (VI), seuls le chrome trivalent [Cr(III)] et le chrome hexavalent [Cr(VI)] sont communs en milieu naturel. Dans le présent rapport, à moins d'avis contraire, le mot «chrome» représente le chrome total; de même «chrome trivalent» et «chrome hexavalent» signifient le chrome total pour chacune de ces valences.

On a trouvé de la chromite [Cr(III)] de qualité minérale à plus de 250 endroits au Canada; les ressources en ce minerai sont estimées à environ  $20 \times 10^6$  t (Énergie, Mines et Ressources, 1989). Les principaux gisements se trouvent au Québec, en Ontario, en Colombie-Britannique, au Manitoba et à Terre-Neuve. Le minerai est de mauvaise qualité (teneur en  $\text{Cr}_2\text{O}_3 < 25\%$ ) dans les trois premières provinces, mais de qualité moyenne à Terre-Neuve (teneur en  $\text{Cr}_2\text{O}_3$  atteignant 53 %) dans des endroits isolés (Phillips, 1988). Lorsque les importations étaient limitées, le minerai était exploité au pays; cependant, tout le chrome dont le Canada a besoin vient actuellement de sources d'approvisionnement situées à l'étranger.

Environ 74 000 t (en poids brut) de diverses matières contenant du chrome ont été importées au Canada en 1991; il s'agit là d'une baisse, car les importations s'élevaient à peu près à 94 800 t en 1989 (Statistique Canada, 1989, 1991). Les matières importées en 1991 comprennent les ferro-alliages de chrome (55 %), le minerai/concentré de chromite (28 %), les substances chimiques contenant du chrome (7 %) et environ 10 % de substances diverses renfermant du chrome, y compris des déchets, des rebuts et des poudres.

La consommation de ferro-alliages de chrome s'est élevée à peu près à 41 000 t en 1991 (Statistique Canada, 1991). Le ferrochrome est un alliage servant à la production d'aciers inoxydables et réfractaires utilisés en milieux corrodants, comme le matériel de traitement pétrochimique; en milieux à température élevée, comme les turbines et les fours, et dans des articles de consommation, comme la coutellerie et les moulures décoratives (Phillips, 1988). Les alliages de cuivre et de chrome ont des applications en électricité où une grande résistance et une bonne conductivité sont

nécessaires, et les alliages de cuivre, de nickel et de chrome, dans le matériel marin, qui doit résister à la corrosion (Nriagu, 1988). L'industrie de l'automobile est l'un des principaux utilisateurs d'alliages de chrome dans les pièces en acier inoxydable, les convertisseurs catalytiques, les moulures en chrome et d'autres articles de régulation ou de décoration. Les superalliages contenant du chrome qui ont une résistance élevée à la chaleur servent dans les moteurs d'avions et le matériel aérospatial (Nriagu, 1988).

L'importation de minerais et de concentrés de chromite au Canada s'est élevée à peu près à 24 000 t en 1991 (Statistique Canada, 1991). Ces matières servent à la fabrication de matériaux réfractaires comme les briques, les mortiers et les mélanges colmatants pour le fer et l'acier produits au Canada, de ciment portland, et de verre et dans les industries des métaux non ferreux (Nriagu, 1988; Phillips, 1988).

Parmi les principales substances chimiques contenant du chrome qui sont importées par les industries canadiennes, mentionnons les trioxydes, les trichlorures et les tris(sulfates) de chrome (Statistique Canada, 1989, 1990 et 1991). Ces composés servent surtout pour la préparation de pigments, le traitement des surfaces métalliques, le tannage du cuir (les composés trivalents) et la préservation du bois (les composés hexavalents) (Nriagu, 1988). Des quantités moindres sont utilisées dans les textiles, les boues de forage, les poudres imprimantes pour photocopieurs, les systèmes de traitement et de refroidissement de l'eau, les rubans magnétiques et les catalyseurs (EPA, 1984).

## **2.2 Pénétration dans l'environnement**

Le chrome se rencontre en petites quantités à l'état naturel dans tous les types de roches et de sols sous forme de Cr(III) solide et relativement inerte et il est entraîné dans le milieu aquatique en quantités limitées par l'altération et l'érosion de ces matières. La pénétration du chrome dans l'atmosphère canadienne a d'autres causes que l'activité humaine, notamment les poussières entraînées par le vent, les émissions volcaniques, les aérosols de sels marins, les poussières provenant des feux de brousse et les débris végétatifs. On n'a pas chiffré les émissions atmosphériques de chrome d'origine naturelle survenant au Canada; toutefois, comme les poussières soufflées par le vent constituent la principale source de chrome dans l'atmosphère terrestre (Nriagu, 1990), l'érosion éolienne du sol des prairies peut être une source naturelle importante de chrome atmosphérique dans le centre du Canada. La majeure partie du chrome d'origine naturelle est probablement trivalent, mais les déchets d'origine anthropique rejetés dans l'environnement peuvent être du Cr(III) et du Cr(VI).

On estime qu'environ 84 t de chrome (trivalent et hexavalent) d'origine anthropique sont rejetées chaque année dans l'atmosphère canadienne. En outre, les données d'un inventaire partiel des rejets faits au Canada dans les eaux et sur les terres par les industries montrent que la charge annuelle de chrome imposée à ces milieux dépasse respectivement 27 et 5 000 t.

Des 84 t de chrome rejetées annuellement dans l'atmosphère canadienne par les industries, environ 51 % sont dues à la combustion de carburant fossile, 29 % à divers procédés industriels (y compris la production de fer et d'acier et la transformation des produits chimiques et de produits réfractaires) et 12 % à des activités reliées au transport comme le fonctionnement des véhicules motorisés (tableau 1). Les sources mineures incluent la poussière fugitive des routes (causée par l'usure des pneus et des garnitures de freins), les émissions des convertisseurs catalytiques à base de chrome et le rejet de poudres de chrome fines ayant servi de poudre imprimante dans les photocopieuses (ATSDR, 1988).

Les renseignements qu'on possède ne suffisent pas pour permettre un inventaire complet des charges de chrome imposées aux eaux de surface canadiennes. Cependant, comme le chrome entre dans une grande diversité de produits manufacturés, il est probable que cet élément pénètre dans le milieu aquatique canadien à partir d'un grand nombre de sources industrielles. D'après les données existantes, au moins 27 t de chrome sont rejetées chaque année dans des effluents liquides des fonderies et des affineries de métaux communs, des usines sidérurgiques, des usines de traitement des surfaces métalliques et des raffineries pétrolières de l'Ontario. Les données de 1988 sur les émissions montrent que les fonderies et affineries de métaux communs non ferreux de l'ensemble du Canada ont rejeté des effluents liquides contenant à peu près deux tonnes de chrome (MacLatchy, 1992). Les résultats d'une enquête faite à la grandeur du pays sur les usines canadiennes de traitement des surfaces métalliques montrent qu'elles rejettent environ 16 t de chrome par année dans les eaux de surface canadiennes (Jaimet, 1990).

On a aussi estimé les quantités de chrome rejetées dans les effluents industriels en Ontario pour la période allant de 1987 à 1991 dans le cadre du programme de Stratégie municipale et industrielle de dépollution (SMID). En 1989-1990, sur une période de presque 12 mois, les usines sidérurgiques de l'Ontario ont rejeté du chrome à un rythme d'à peu près 7,7 t/a dans les eaux de la province (la rivière St. Marys, le lac Érié et le lac Ontario) (MEO, 1991c). Les effluents traités de ces usines sidérurgiques renfermaient normalement du chrome à raison de 10 à 26 µg/L. Les effluents de procédé rejetés en 1988-1989 par les raffineries pétrolières de l'Ontario contenaient, d'après la moyenne sur six mois, des concentrations de chrome de 87 et de 126 µg/L, dont une proportion de 10 % environ était du Cr(VI) (MEO, 1989a, 1990). D'après ces données, plus d'une tonne de chrome est rejetée chaque année dans la rivière St. Clair et le lac Ontario avec les effluents des raffineries pétrolières.

Vu le grand nombre de petites industries qui se servent de chrome, des quantités importantes de ce métal peuvent aussi être rejetées dans les eaux de surface par les usines de traitement des eaux d'égout. En 1987, la moyenne géométrique de la teneur en chrome des eaux d'égout brutes de 37 usines municipales de traitement des eaux d'égout en Ontario atteignait 820 µg/L, la moyenne pour l'ensemble des 37 usines étant de 51 µg/L (MEO, 1988). Des teneurs semblables en chrome ont été signalées dans les eaux d'égout de Regina, d'Edmonton, de Calgary, de Winnipeg et de Vancouver (Nielsen et Hruday, 1983; Rao et Viraraghavan, 1992). On a décelé du

**Tableau 1** Quantité de chrome total d'origine anthropique émises dans l'atmosphère au Canada<sup>1</sup>

Sources	Émissions annuelles (t/a)	Pourcentage
<b>Procédé industriel</b>		29
Extraction et broyage de l'amiante	1	
Fusion de métaux non ferreux	2 <sup>2</sup>	
Fonte du fer et de l'acier	7	
Production de ciment	1	
Fabrication de produits réfractaires et chimiques	6	
Production de miroirs et de verre	4	
Tours de refroidissement	3	
<b>Consommation de carburant dans des machines fixes</b>		51
Production d'électricité	24 <sup>3</sup>	
Consommation commerciale	4	
Consommation industrielle	9	
Combustion dans les résidences	6	
<b>Transport</b>		12
Véhicules à moteur (essence et diesel)	5	
Trains	2	
Navires	1	
Hors-route (essence et diesel)	2	
<b>Incinération de déchets solides</b>	2	2
<b>Divers</b>	5	6
<b>Total</b>	<b>84</b>	<b>100</b>

<sup>1</sup> Tiré, avec modifications, de Jaques (1987).

<sup>2</sup> Tiré de MacLatchy (1992).

<sup>3</sup> Tiré de Cormier (1991).

chrome (limite de détection : 10 µg/L) dans plus de la moitié des échantillons d'effluents traités des 37 usines municipales d'épuration des eaux contrôlées dans le cadre du programme SMID, la concentration atteignant 140 µg/L. Parmi les autres sources de chrome qui risquent d'être importantes dans le milieu aquatique canadien, mentionnons les rejets des industries du tannage du cuir, le ruissellement des égouts pluviaux des villes [p. ex., teneur en chrome variant de 40 à 60 µg/L à Toronto en 1977 (Metro Toronto RAP Report, 1988)], les effluents des usines de pâtes et papiers [p. ex., concentration moyenne de chrome sur six mois allant de 30 à 45 µg/L pour les usines au sulfate de l'Ontario en 1990 (MEO, 1991a, b)] et les rejets des centrales thermiques [p. ex., concentration moyenne de chrome allant de 10 à 39 µg/L pour les usines de l'Ontario (Ontario Hydro, 1992)].

On estime que des déchets contenant plus de 5 000 t de chrome sous diverses formes sont éliminés au sol chaque année au Canada. Jaimet (1990) a estimé que les boues des usines canadiennes de traitement des surfaces métalliques contenaient 1 600 t de chrome en 1988, et que la plupart de ces boues ont été jetées dans des sites d'enfouissement municipaux. En 1988 au Canada, les fonderies et les affineries de métaux communs non ferreux ont éliminé au sol environ 2 100 t de chrome sous forme de scories (2 000 t), de boues et de déchets solides (MacLachy, 1992). La même année, les centrales électriques alimentées au charbon produisaient des cendres contenant à peu près 838 t de chrome, qui sont retombées en majeure partie sur le sol (Cormier, 1991). En Europe, la plage typique de la teneur en chrome des ordures ménagères allait de 50 à 100 µg/g (Rousseaux *et al.*, 1989). En supposant que la concentration présente dans les  $12 \times 10^6$  t de déchets solides produits chaque année par les ménages canadiens soit semblable (PNUE, 1987), on estime que la quantité de chrome éliminée de cette façon chaque année va de 600 à 1 200 t. L'efficacité du traitement d'épuration étant supérieur à 80 % (MEO, 1988), la plupart du chrome pénétrant chaque année dans les eaux usées municipales est éliminée sous forme de boues dont une partie est épandue sur les terres agricoles canadiennes (Webber et Shamess, 1987).

Une manutention et un stockage incorrects des produits chimiques de préservation du bois contenant du chrome peuvent provoquer la contamination des sols locaux par de grandes quantités de chrome hexavalent (Bamwoya *et al.*, 1991). L'altération du bois traité exposé à des pluies acides peut aussi libérer du chrome dans le sol (Warner et Solomon, 1990).

On n'a trouvé que des renseignements limités sur les concentrations de chrome présentes dans le lixiviat des sites d'enfouissement du Canada. La concentration de Cr(VI) du lixiviat d'un dépotoir à déchets industriels de Welland en Ontario a dépassé 120 µg/L (MEO, 1991c). La concentration moyenne de chrome total du lixiviat des dépotoirs des affineries ontariennes était de 8,6 µg/L (MEO, 1991c); celle du lixiviat des cendres résiduelles des centrales thermiques de l'Ontario était de 44 µg/L (Ontario Hydro, 1992).



## 2.3 Informations sur l'exposition

### 2.3.1 Devenir

Le devenir du chrome rejeté dans l'environnement varie selon sa forme chimique (Murray *et al.*, 1983; Campbell et Yeats, 1984). Le chrome trivalent tend à s'associer à des substances en phase solide relativement inertes. Le Cr(III) peut donc s'accumuler et persister dans les sédiments et les sols, mais il se peut qu'il soit peu biodisponible par les organismes vivants. Les résultats des études récentes montrent que le Cr(III) de forme labile peut être oxydé photochimiquement en Cr(VI) dans les eaux de surface aérobies. La plupart des composés du Cr(VI) sont passablement solubles et ne sont pas adsorbés sur des matières particulaires. Le Cr(VI) peut donc conserver une forme biodisponible dans ce type d'eaux et dans l'eau de porosité des sols. Par contre, en conditions anaérobies, il est réduit en Cr(III), une forme moins mobile.

Le chrome rejeté dans l'atmosphère l'est surtout sous forme de particules. On ne sait pas grand chose de la forme chimique du chrome dans l'air ambiant, mais on s'attend à trouver des oxydes de Cr(III) près d'usines alimentées aux carburants fossiles et d'usines de traitement du minerai. Par contre, les espèces présentes près d'usines de transformation et de fabrication de chromates devraient être des composés du Cr(VI). Aucune donnée n'a été relevée sur la répartition des diverses espèces de chrome dans l'atmosphère au Canada, mais on a trouvé que le chrome hexavalent constituait de 3 à 8 % du chrome total dans quatre échantillons d'air ambiant prélevés en Californie (California Air Resources Board, 1985). Comme le chrome atmosphérique est associé en majeure partie avec des matières particulaires (Davidson et Wu, 1989), il est éliminé de l'atmosphère autant par les retombées sèches que par les précipitations humides. Le temps de séjour du chrome dans l'atmosphère est évalué à moins de 14 jours (Nriagu *et al.*, 1988).

Vu que le Cr(III) forme des oxydes, des hydroxydes et des phosphates hautement insolubles et qu'il s'adsorbe sur des particules en suspension, le Cr(III) dissous est éliminé rapidement des eaux de surface par les matières particulaires qui s'y déposent (Cranston et Murray, 1978). Toutefois, le Cr(III) peut aussi former des complexes stables avec beaucoup de ligands organiques ou inorganiques en solution ou en dispersion colloïdale. Ce Cr(III) complexé est relativement peu susceptible d'être adsorbé ou précipité et peut donc demeurer dans la colonne d'eau (Masscheleyn *et al.*, 1992). Les résultats des études récentes réalisées par Johnson *et al.* (1992) montrent que, en eaux profondes anoxiques, les espèces dominantes du chrome peuvent être du Cr(III) colloïdal. Peu d'oxydants sont capables de transformer en Cr(VI) le Cr(III), dont la cinétique d'oxydation est normalement très lente. On a cependant émis l'hypothèse que les formes labiles de Cr(III) (y compris celles en solution et en dispersion colloïdale) peuvent être transformées en Cr(VI) assez rapidement par des oxydants comme H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> qui se forment photochimiquement dans les eaux de surface aérobies (Pettine et Millero, 1990; Pettine *et al.*, 1991, 1992; Nriagu *et al.*, 1993).

Comme il est associé aux matières particulaires en suspension, une forte proportion du Cr(III) rejeté dans les eaux de surface passe dans les sédiments. Dans les sédiments aérobies, une partie du Cr(III) peut être oxydée par les oxydes et les hydroxydes de manganèse présents à l'interface sédiments-eaux (Saleh *et al.*, 1989; Bartlett et James, 1988); on a émis l'hypothèse que le Cr(VI) qui se forme peut être libéré dans les eaux sus-jacentes, surtout par le processus de bioturbation (Gaillard *et al.*, 1986).

Contrairement au Cr(III), le Cr(VI) ne s'adsorbe pas facilement sur les surfaces; de plus, comme la plupart de ses sels sont solubles, la majorité du Cr(VI) rejeté dans des eaux de surface aérobies y est présente sous forme d'espèces ioniques solubles telles que les hydrochromates, les chromates et les dichromates (Rai *et al.*; 1989). Cependant, une vaste gamme d'agents reducteurs comme  $S^{2-}$ , Fe(II), l'acide fulvique, les protéines et des composés organiques de faible poids moléculaire peuvent transformer en Cr(III) le Cr(VI) dissous, l'éliminant ainsi de la solution, en particulier dans les eaux anaérobies profondes (Nriagu *et al.*, 1993). L'efficacité de ces agents réducteurs varie en fonction du pH, des conditions d'oxydoréduction et de la concentration de chrome total (Nriagu *et al.*, 1993). Le Cr(VI) peut aussi être absorbé en petites quantités par le plancton et libéré sous forme de Cr(III) en eaux plus profondes pauvres en oxygène (Beaubien, 1993).

Tout le chrome d'origine naturelle présent dans la plupart des sols l'est sous forme de Cr(III), qui est relativement inerte; avec le temps, le Cr(III) peut être mobilisé par lixiviation acide (podzolisation) (Bartlett et James, 1988). Le Cr(III) peut être oxydé en Cr(IV) par les oxydes de manganèse présents dans les sols, mais seule une faible proportion de ce Cr(III) existe sous une forme oxydable (Bartlett et James, 1988). L'oxydation du Cr(III) en Cr(VI) est facilitée par la présence d'humidité et de petites quantités de matières organiques; elle peut aussi être accélérée dans les sols de surface par la haute température causée par un feu de brousse (Cary, 1982).

Le Cr(IV) ajouté ou formé dans un sol peut être éliminé de l'eau de porosité par absorption par les organismes vivants, par lixiviation (passant ainsi dans la nappe phréatique), par adsorption, ou par réduction en Cr(III), qui est relativement immobile (Bartlett et James, 1988). En général, c'est la réduction qui est favorisée dans les sols anaérobies (p. ex., les sols gorgés d'eau ou riches en matières organiques) ou acides (Bartlett et James, 1988; Masscheleyn *et al.*, 1992). L'adsorption devrait être plus efficace dans les sols neutres ou légèrement acides, surtout ceux contenant de grandes quantités d'oxydes de fer (Rai *et al.*, 1989). L'adsorption du Cr(VI) peut ralentir ou empêcher complètement sa réduction en Cr(III); l'augmentation du pH du sol provoquée par un chaulage ou l'addition d'un engrais à base de phosphate risque de mobiliser le Cr(VI) adsorbé (Bartlett et James, 1988).

En général, le Cr(VI) est absorbé dans les cellules plus facilement que le Cr(III) (Nieboer et Jusys, 1988) (*cf.* sous-section 2.4). Le chrome s'accumule facilement dans les organismes vivants aquatiques (NAS, 1974; Jackson, 1988;

Havas et Hutchinson, 1987); les facteurs de bioconcentration typiques signalés vont de 100 à 1 000 (CCMRE, 1987). Le chrome n'est cependant pas bioamplifié dans la chaîne alimentaire aquatique ou terrestre (Mance, 1987; Outridge et Scheuhammer, 1993). Dans la plupart des organismes, le Cr(VI) est réduit en Cr(III), la forme qu'on retrouve communément dans les protéines, les enzymes et les nucléotides (Nieboer et Jusys, 1988).

### 2.3.2 Concentrations<sup>1</sup>

On a souvent décelé du chrome dans des échantillons d'air ambiant, d'eaux de surface, d'eau potable, d'aliments et de sédiments, aussi bien dans les régions non contaminées que celles contaminées. On connaît moins bien la teneur en chrome des sols contaminés (à l'exclusion de ceux des usines de préservation du bois) et des organismes vivants du Canada. Dans la plupart des études sur la distribution du chrome dans l'environnement canadien, seul le chrome total a été mesuré; on a trouvé peu de renseignements sur la distribution des espèces du chrome dans les milieux environnementaux. D'après les résultats obtenus pour un nombre limité d'échantillons d'air ambiant prélevés en Californie, la majorité du chrome présent dans ce milieu serait du chrome trivalent. Les résultats d'études récentes faites au Canada, entre autres, montrent que la forme dominante du chrome dissous dans les eaux de surface est le Cr(VI). Néanmoins, certaines eaux profondes anoxiques pourraient avoir une teneur élevée en Cr(III), de même que les eaux dans lesquelles des déchets contenant du Cr(III) sont rejetés directement. Dans les sols [sauf ceux contaminés au Cr(VI)] (Bartlett et James, 1988), les sédiments (sauf ceux situés immédiatement sous l'interface qui recouvre des eaux aérobies) (Nriagu *et al.*, 1993) et les tissus biologiques (Anderson, 1981; Nieboer et Jusys, 1988), tout le chrome ou presque est probablement sous forme de Cr(III).

De 1987 à 1990, la concentration atmosphérique moyenne de chrome dans 12 villes canadiennes variait de 0,003 à 0,009  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Dann, 1991). Par contre, dans les régions non urbaines, elle était généralement inférieure à 0,001  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Nriagu *et al.*, 1988; Barrie et Hoff, 1985). Dans la ville de Hamilton en Ontario, où sont situées plusieurs usines sidérurgiques, la concentration moyenne de chrome trouvée en 1990 à plusieurs endroits variait de 0,006 à 0,020  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ; la concentration maximale s'élevait à 0,68  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (MEO, 1991c). Près de certaines sources industrielles ponctuelles, on a noté, dans le centre de l'Ontario, des concentrations atteignant 1,25  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Environnement Canada, 1991).

Peu de données ont été trouvées sur les teneurs en chrome de l'air intérieur. Cet élément n'a pas été décelé (limite de détection 0,08  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) dans l'air des cuisines

---

<sup>1</sup> En partie à cause de l'incertitude de la justesse des données anciennes concernant les concentrations de chrome présentes dans les milieux environnementaux (Sturgeon et Berman, 1987), les données publiées dans la présente section proviennent généralement des études les plus récentes.

de cinq maisons de Toronto (Mann Testing Laboratories, 1992). La concentration de chrome dans l'air (plage de 0,001 à 0,017  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) des maisons situées près de dépotoirs à déchets de chromate du New Jersey était «typiquement inférieure» à celle de l'air extérieur; d'après un petit nombre d'échantillons (n : 3 ou 4), l'air des maisons des fumeurs renfermait presque deux fois plus de chrome que celui des maisons des non-fumeurs (0,011 5 contre 0,006  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), (Liroy *et al.*, 1992).

Dans les eaux de surface et de mer non contaminées, la concentration moyenne de chrome total [c. -à -d. à la fois le Cr(III) et le Cr(VI), tant sous forme dissoute que particulaire] est généralement inférieure à 1,0  $\mu\text{g}/\text{L}$  (Mayer, 1988; Rossman et Barres, 1988; Beaubien, 1993; Erickson et Fowler, 1987). Des concentrations beaucoup plus élevées ont cependant été signalées dans des eaux de surface contaminées de bien des parties du Canada. En Alberta, la concentration de chrome total d'un certain nombre de cours d'eau ayant fait l'objet d'un échantillonnage en 1988 variait entre 1 et 55  $\mu\text{g}/\text{L}$ , sa moyenne étant de 5,1  $\mu\text{g}/\text{L}$  (Alberta Environment, 1989). La concentration moyenne de chrome total des échantillons prélevés en 1988 dans 11 fleuves et rivières de la Colombie-Britannique était de 6,9  $\mu\text{g}/\text{L}$  (plage de 0,3 à 165  $\mu\text{g}/\text{L}$ ) (Environnement Canada, 1989a). Lors d'une enquête réalisée de 1986 à 1988 dans les tributaires du Saint-Laurent, au Québec, la concentration moyenne de chrome total était de 7,1  $\mu\text{g}/\text{L}$ , la plage allant de 1,5 à 92  $\mu\text{g}/\text{L}$  (MENVIQ, 1989a). La concentration médiane de chrome total des fleuves, rivières et autres cours d'eau du centre de l'Ontario était de 4  $\mu\text{g}/\text{L}$  en 1987 (MEO, 1991d). Des teneurs moyennes élevées ont été signalées dans les eaux de surface de la région du Grand Toronto (11  $\mu\text{g}/\text{L}$  dans la rivière Don et 8  $\mu\text{g}/\text{L}$  dans la rivière Humber) ainsi qu'à Oshawa (8  $\mu\text{g}/\text{L}$  dans le ruisseau Oshawa). Des concentrations moyennes élevées de chrome total ont aussi été trouvées dans des rivières à Ottawa (7  $\mu\text{g}/\text{L}$  dans la rivière Jock) et dans le nord-ouest de l'Ontario à Thunder Bay (de 10 à 38  $\mu\text{g}/\text{L}$  dans la rivière Kaministiquia, 18  $\mu\text{g}/\text{L}$  dans la rivière Mission et de 8 à 14  $\mu\text{g}/\text{L}$  dans la rivière McKellar) (MBO, 1991d). D'après une comparaison des teneurs en chrome des eaux fluviales de l'Amérique du Nord, filtrées ou non (Merritt, 1975; Gibbs, 1977; Allan, 1986; Campbell et Yeats, 1984; Kauss *et al.*, 1988) et les résultats d'études récentes sur la distribution des espèces du chrome dissous dans les eaux lacustres aérobies (Johnson *et al.*, 1992; Balistrieri *et al.*, 1992; Beaubien, 1993), le Cr(VI) dissous constitue de 10 à 60 % environ de la teneur en chrome total des eaux fluviales canadiennes.

La concentration médiane de chrome total (c.-à-d. en solution et particulaire) des échantillons d'eaux de surface prélevés au début des années 1980 dans les Grands Lacs était respectivement de 0,09, 0,13, 0,39 et 0,82  $\mu\text{g}/\text{L}$  dans le lac Supérieur, le lac Huron, le lac Érié et le lac Ontario (Rossmann et Barres, 1988). Les concentrations médianes respectives des échantillons prélevés dans le lac Supérieur, le lac Huron, le lac Érié et le lac Ontario étaient de 0,08, 0,11, 0,27 et 0,77  $\mu\text{g}/\text{L}$  après filtration (0,5  $\mu\text{m}$ ), ce qui signifie que de 70 à 90 % du chrome est sous forme soluble (Rossmann et Barres, 1988). Lors d'une étude récente, tout le

chrome dissous dans le lac Érié et le lac Ontario s'est avéré être du Cr(VI) (Beaubien, 1993).

Les concentrations médianes de chrome trouvés dans l'ensemble du Canada rapportées dans deux études sur les services d'approvisionnement en eau potable de 70 villes en 1976 et de 71 villes en 1977 étaient inférieures ou égales à 2,0 µg/L (Méranger *et al.*, 1979, 1981). Des concentrations semblables ont été signalées dans le cadre de programmes de contrôle plus récents, tant municipaux que provinciaux, la teneur moyenne allant de 0,3 à 4,3 µg/L (*cf.* documentation à l'appui).

Des charges de chrome d'origine industrielle ont contaminé les sédiments d'eaux douces de bien des parties du Canada. En Ontario, les endroits les plus touchés sont, entre autres, le réseau de la rivière St. Marys où la concentration est de 31 000 µg/g, en poids sec (p.s.), dans la baie Tannery (St. Marys River RAP Report, 1992) et la rivière Welland en aval d'une aciérie où la concentration de chrome dépassait 5 120 µg/g (p.s.), alors quelle était de 10 µg/g (p.s.) au poste témoin d'amont (Dickman *et al.*, 1990). La plage des concentrations atteignait 1 920 µg/g (p.s.) dans les sédiments de la rivière Detroit (Lum et Gammon, 1985) et 564 µg/g (p.s.) dans les sédiments du port de Hamilton (Nriagu *et al.*, 1983). On a aussi signalé de fortes concentrations, qui étaient de deux à quatre fois plus élevées que les teneurs de fond locales, dans les sédiments du lac Simcoe en Ontario (Johnson et Nicholls, 1988), des ports de Belledune et de Dalhousie au Nouveau-Brunswick (Samant *et al.*, 1990), du fjord du Saguenay au Québec (Pelletier et Canuel, 1988), de la rivière Détroit (Fallon et Horvath, 1985; Hamdy et Post, 1985), du lac Ontario à l'embouchure de la rivière Niagara (Mudroch *et al.*, 1988), du fleuve Saint-Laurent (Loring, 1979) et du bassin de drainage du fleuve Fraser en Colombie-Britannique (Schreier *et al.*, 1987).

Les concentrations de chrome dans le sol de 173 sites contrôlés au Canada variaient entre 10 et 100 µg/g (p.s.) [valeur moyenne : 43 µg/g (p.s.)] (McKeague et Wolynetz, 1980). On a signalé des teneurs élevées, dépassant 1 000 µg/g (p.s.), dans des sols associés à l'assise rocheuse de serpentine, riche en chrome, de l'ouest de Terre-Neuve (Roberts, 1980). Les concentrations moyennes de chrome dans les terres agricoles de l'Ontario signalée allaient de 10 à 22 µg/g (p.s.) (Frank *et al.*, 1976). Des concentrations élevées [plus de 100 µg/g (p.s.), en comparaison de 38 µg/g dans les sols voisins non contaminés] ont été signalées dans les sols entourant deux parcs à ferrailles de Winnipeg (Ministère de l'Environnement et de la Sécurité et de l'Hygiène au travail du Manitoba, 1989). La teneur en chrome des sols entourant la fonderie de Belledune au Nouveau-Brunswick variait entre 40 et 120 µg/g (p.s.), ce qui dépassait la teneur trouvée dans les sols éloignés de la fonderie (MacMillan, 1982); ailleurs, on signalait une concentration moyenne de chrome de 25 µg/g dans le sol avoisinant une centrale électrique de l'Alberta alimentée au charbon contenant des quantités importantes de chrome (Van Varis *et al.*, 1985). Les concentrations de chrome se sont aussi avérées plus élevées dans les sols de surface près de plusieurs usines canadiennes de traitement du bois où les agents de préservation utilisés contenaient du Cr(VI) dissous. La moyenne de la teneur en chrome des sols situés près de l'usine de préservation du bois de Neepawa au Manitoba était de 243 µg/g (p.s.) en comparaison

de seulement 10 µg/g à un poste d'échantillonnage voisin non contaminé (Ministère de l'Environnement et de la Sécurité et de l'Hygiène au travail du Manitoba, 1989). Autour d'une usine de préservation du bois de Roblin au Manitoba, la concentration moyenne était à peu près de 718 µg/g (p.s.) en comparaison de 30 µg/g (p.s.) à un poste témoin (Ministère de l'Environnement et de la Sécurité et de l'Hygiène au travail du Manitoba, 1989). Henning et Konasewich (1984) ont trouvé des concentrations de chrome de plus de 200 µg/g (p.s.) dans plusieurs échantillons de sol prélevés à une usine de préservation du bois de la Colombie-Britannique, alors que la concentration de fond était de 10 à 20 µg/g (p.s.). Les concentrations moyennes de chrome dans les sols de surface pres de deux installations de traitement du bois des provinces maritimes étaient de 1 170 et de 1 760 µg/g (p.s.) [la concentration maximale était de 5 280 µg/g (p.s.)]; les teneurs trouvées étaient plus basses [en général < 300 µg/g (p.s.)] à deux autres usines de traitement du bois de l'Atlantique (Bamwoya *et al.*, 1991).

On ne possède qu'un nombre limité de données sur les concentrations de chrome présentes dans les organismes vivants terrestres du Canada. D'après ces rares renseignements, la concentration de chrome dans les végétaux est normalement inférieure au Canada à 4 µg/g (p.s.), même près de sources ponctuelles possibles comme les routes et les centrales alimentées au charbon (Percy, 1983; Van Voris *et al.*, 1985; McIlveen, 1986; Frank *et al.*, 1987; Emerson, 1988). Les concentrations moyennes respectives de chrome dans le foie, les reins et les plumes des Goélands argentés (*Larus argentatus*) échantillonnés en 1983 dans le bassin des Grands Lacs étaient de 0,55, 0,12 et 0,39 µg/g, en poids humide (p.h.), alors que les mêmes concentrations étaient de 0,09, 0,10 et 0,71 µg/g (p.h.) chez le goéland encore au nid (Struger *et al.*, 1987). La concentration moyenne de chrome dans le foie des Pétrels cul-blanc (*Oceanodroma leucorhoa*), des Macareux moines (*Fratercula arctica*), des Cormorans à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*) et des Goélands argentés capturés en 1988 dans diverses parties du Canada Atlantique variait entre moins de 1,0 et 4,4 µg/g (p.s.) (Elliott *et al.*, 1992). Dans les populations de Sternes pierregarins du port de Hamilton et du détroit de Long Island, la concentration moyenne de chrome présente dans les os variait entre 9,4 et 9,8 µg/g (p.s.), alors que les concentrations hépatiques et rénales étaient, respectivement, de moins de 2,0 µg/g (p.s.) et entre 3 et 4 µg/g (p.s.) (Connors *et al.* 1975).

En ce qui a trait aux organismes aquatiques, on a signalé les concentrations suivantes de chrome dans des échantillons d'une algue verte filamenteuse fixée, *Ulothrix zonata*, prélevés en 1979 : entre 2 et 18 µg/g (p.s.) dans la baie Georgienne, de 0,9 à 5,8 µg/g (p.s.) dans le chenal Nord, de 4,5 à 5,5 µg/g (p.s.) dans le lac Huron, de 1,4 à 8,4 µg/g (p.s.) dans le lac Supérieur et de 6,8 à 8,8 µg/g (p.s.) dans le lac Ontario (Jackson, 1988; Jackson *et al.*, 1990). Dans le cas des cladophoras flottants, les concentrations de chrome étaient les suivantes de 2 à 23 µg/g (p.s.) dans la baie Georgienne, de 3,9 à 4,6 µg/g (p.s.) dans le lac Huron; les échantillons submergés dans la baie Georgienne avaient des concentrations variant entre 7 et 29 µg/g (p.s.) (Jackson, 1988). Les échantillons de plancton net prélevés à cinq

emplacements sur le lac Huron en 1983 avaient une teneur en chrome de 2,7 µg/g (p.s.); le mysidé *Mysis relicta*, 3,4 µg/g (p.s.); les amphipodes de l'espèce *Pontoporeia*, de 2,9 à 13 µg/g (p.s.) (Environnement Canada, 1991). La concentration de chrome trouvée dans les larves de moucheron et les éphémères (*Hexagena*) capturés en 1985 dans les baies de Midland et de Penetang (sur le lac Huron) allait de 1,2 à 1,7 µg/g (p.h.), en comparaison de 1,3 µg/g dans la zone témoin (Severn Sound RAP Report, 1988). Krantzberg (1985) a signalé des concentrations de chrome plus élevées chez les larves benthiques [5,7 µg/g (p.s.)] des lacs de la région de Muskoka et de Haliburton en Ontario que chez les espèces benthiques adultes [1,0 µg/g (p.s.)] des mêmes eaux. On a décelé des teneurs atteignant 28 µg/g (p.h.) chez les spermatophytes, 4,5 µg/g (p.h.) chez les gastropodes, 20 µg/g (p.h.) chez les cladophoras et 2,3 µg/g (p.h.) chez les bivalves de 1979 à 1982 dans la section Cornwall-Massena du Saint-Laurent (Kauss *et al.*, 1988). Chez les prédateurs et les benthophages de 14 lacs du nord de l'Ontario, la teneur moyenne en chrome était de 0,23 µg/g (p.h.), la plage de variation allant de 0,19 à 0,27 µg/g (p.h.) (Johnson, 1987). Les concentrations de chrome trouvées dans des échantillons de poissons entiers pêchés en 1985 et en 1986 dans le fleuve Fraser en Colombie-Britannique se situaient dans la plage allant de 0,17 à 0,23 kg/g (p.s.) chez le saumon coho, le chabot armé, la sauvagesse du nord, le méné rose, l'épinoche à trois épines et le meunier à grandes écailles (Schreier *et al.*, 1987).

La plupart des aliments contiennent du chrome. Lors d'une récente enquête faite au Canada sur une grande diversité d'aliments, la concentration variait de non décelable (c.-à-d., < 0,004 µg/g) à 0,1 µg/g dans les céréales de blé et de son (Mann Testing Laboratories, 1992). L'utilisation d'ustensiles contenant du chrome pendant la transformation et la préparation peut augmenter la teneur des aliments en chrome. On n'a trouvé aucune donnée sur les concentrations de chrome présentes dans le lait maternel au Canada. Toutefois, en se basant sur une revue des études « de meilleure qualité » faites dans d'autres pays, Kumpulainen (1992) a rapporté que la teneur moyenne variait entre 0,25 et 0,39 µg/L.

Divers produits ménagers, notamment les agents de nettoyage, contiennent du chrome. Les produits du bois traités avec des agents de préservation contenant du chrome en libèrent aussi dans l'environnement. D'après des estimations, la fumée ordinaire des cigarettes canadiennes en contient 0,147 µg par cigarette (Labstat Incorporated, 1992).

## 2.4 Toxicocinétique et besoins essentiels

En général, les composés hexavalents du chrome traversent les membranes biologiques beaucoup plus facilement que les composés trivalents. D'après une revue de la documentation existante, on estime que la proportion de chrome trivalent absorbée par le tractus gastro-intestinal varie, atteignant 3 %; par contre, jusqu'à 10 % du chrome hexavalent ingéré serait absorbé et les complexes organiques le sont encore plus facilement. Une bonne partie du chrome hexavalent est réduite en chrome trivalent avant d'être absorbée. On croit que l'absorption du chrome serait plus

efficace par voie d'inhalation, les proportions absorbées atteignant respectivement 12 et 30 % pour les composés trivalents et hexavalents; une partie du chrome hexavalent est réduite en chrome trivalent par l'épithélium pulmonaire. L'absorption dépend aussi des propriétés physico-chimiques de chaque composé. Le chrome absorbé est distribué abondamment dans l'organisme, y compris les fœtus, par la circulation du sang. Après avoir traversé les membranes cellulaires, le chrome hexavalent peut être réduit en chrome trivalent en passant par un certain nombre d'intermédiaires hypothétiques. Le chrome absorbé est éliminé de l'organisme dans les urines en grande partie, alors que le chrome non absorbé est en majeure partie excrété dans les selles.

On considère que le chrome trivalent a un rôle essentiel dans le métabolisme du glucose chez l'humain et les animaux, car c'est une composante clé de la tolérance au glucose. La National Academy of Sciences (NAS) des États-Unis a recommandé pour les adultes des doses journalières de chrome trivalent variant entre 50 et 200 µg/j en se basant sur l'absence de signes de déficience en chrome chez la majorité de la population consommant une dose moyenne de cet élément de 50 µg/j de même que l'absence de signes de toxicité lors d'essais d'enrichissement de l'alimentation sur des humains à raison de 150 µg/j (NAS, 1989). Les doses journalières recommandées pour les autres groupes d'âge sont : de 10 à 40, de 20 à 60, de 20 à 80 et de 30 à 120 µg/j pour les enfants âgés respectivement de 0 à 0,5 an, de 0,5 à 1 an, de 1 à 3 ans et de 3 à 6 ans (NAS, 1980). Toutefois, Anderson *et al.* (1993) ont émis l'hypothèse que certaines de ces valeurs devraient être révisées, ayant observé des bébés, apparemment en santé, qui étaient allaités par 17 femmes et recevaient beaucoup moins de chrome que la dose journalière recommandée par la National Academy of Sciences. Dans les Recommandations sur la nutrition - Rapport du comité scientifique de révision 1990 de Santé et Bien-être social Canada, on a conclu plus récemment «cependant, [qu'] on ne possède pas encore suffisamment d'information pour déterminer les besoins minimaux en chrome chez l'adulte» (SBSC, 1990).

## **2.5 Informations sur les effets**

### **2.5.1 Animaux de laboratoire et in vitro**

La toxicité des composés du chrome dépend principalement de leur valence et de leurs propriétés physico-chimiques. Dans la mesure du possible, les données sur les effets du chrome trivalent et du chrome hexavalent ont été évaluées séparément; la documentation à l'appui contient des renseignements plus détaillés sur les effets de certains composés hexavalents ou trivalents bien précis du chrome. En général, la toxicité aiguë des composés du chrome chez les animaux de laboratoire augmente en fonction de la solubilité dans l'eau; pour les composés trivalents, on a signalé des doses létales moyennes (DL<sub>50</sub>) par voie orale allant de 140 à 522 mg/kg [masse corporelle (m.c.)] de Cr(III), alors que les DL<sub>50</sub> mentionnées pour les composés hexavalents variaient entre 13 et 795 mg/kg (m.c.) de Cr(VI). Le chrome, aussi bien



trivalent que hexavalent, provoque une sensibilisation cutané chez les animaux de laboratoire.

La majorité des études à court terme ou subchroniques au cours desquelles des animaux ont reçu des doses de chrome par ingestion ont porté sur le chrome hexavalent. Les effets observés lors de ces recherches, pour la plupart limitées, se rapportaient en grande partie uniquement au foie et aux reins (tant les effets histologiques que les altérations des paramètres biochimiques) et à des altérations des paramètres hématologiques; la plage de la dose la plus faible ayant un effet *allait* de 50 à 100 mg/[kg (mc.)·j] de Cr(VI) (Diaz-Mayans *et al.*, 1986; Coogan *et al.*, 1991; Kumar et Barthwal, 1991; Kumar et Rana, 1982, 1984; Kumar *et al.*, 1985; Laborda *et al.*, 1987; Kennedy *et al.*, 1976; Christofano *et al.*, 1976). Lors de recherches subchroniques ou à court terme, on a étudié les effets de l'inhalation de chrome hexavalent sur les poumons ou les paramètres immunologiques. Les effets observés comprenaient l'inflammation des voies respiratoires et des modifications de l'activité et de la morphologie des macrophages à une dose supérieure ou égale à 180 µg/m<sup>3</sup> de Cr(VI); cependant on signalait certains effets (qui n'étaient pas nécessairement nocifs) sur l'activité des macrophages et la réaction immunologique à une concentration de 25 µg/m<sup>3</sup> (Glaser *et al.*, 1985; Johansson *et al.*, 1986a, b, 1987; Popper *et al.*, 1992).

On possède moins de renseignements sur la toxicité subchronique et à court terme du chrome trivalent. On a signalé des diminutions du poids de la rate et du foie chez des rats recevant par voie alimentaire des doses de chrome trivalent d'au moins 72 g/[kg (m.c.)·j] à peu près {72 000 mg/[kg (m.c.)·j]} pendant 90 jours (Ivankovic et Preussmann, 1975). Des changements morphologiques et fonctionnels des macrophages alvéolaires ont été observés chez le lapin exposé à 600 mg/m<sup>3</sup> de Cr(III) pendant une période allant jusqu'à 21 semaines (Johansson *et al.*, 1986a, b).

Ni la toxicité chronique ni la cancérogénicité des composés du chrome par ingestion ou inhalation n'ont été étudiées à fond. La majorité des études qui ont été relevées ne sont pas jugées adéquates pour servir à l'évaluation de la cancérogénicité du chrome ou à l'établissement d'une dose produisant des effets pour les résultats finaux non néoplasiques. Aucun effet nocif ni aucune augmentation de l'incidence tumorale n'ont été signalés à quelque site que ce soit lors d'études limitées où des rats (de deux souches), des souris (d'une ou deux souches) ou des chiens (de trois souches) ont reçu du chrome hexavalent avec leurs aliments ou leur eau potable pendant des périodes atteignant quatre années (MacKenzie *et al.*, 1958; Schroeder *et al.*, 1963; Gross et Heller, 1946; Borneff *et al.*, 1968; Anwar *et al.*, 1961). Des altérations des paramètres hématologiques et biochimiques qui n'étaient pas reliées à la concentration ont été notées chez des souris ddY exposées pendant une période allant jusqu'à un an à de l'eau potable contenant des concentrations de chrome hexavalent variant entre 25 et 100 mg/L (Maruyama, 1982).

Les données qu'on possède sur la cancérogénicité du chrome hexavalent par voie d'inhalation, qui proviennent d'études principalement limitées, sont équivoques.

De petites augmentations de l'incidence des tumeurs pulmonaires ont été observées lors de plusieurs études (Popper *et al.*, 1992; Glaser *et al.*, 1986; Adachi *et al.*, 1986; Adachi, 1987), mais seules des augmentations marginales, dont la signification n'a pas toujours été mentionnée l'ont été à la suite de recherches importantes (Steffee et Baetjer, 1965; Baetjer *et al.*, 1959; Nettesheim *et al.*, 1971). D'après les données dont on dispose, le chrome hexavalent s'est avéré tout au plus un agent cancérigène faible chez les animaux de laboratoire en cas d'exposition par voie d'inhalation. Même si bon nombre de ces études étaient limitées, parce que les groupes traités étaient trop petits, les examens histopathologiques inadéquats ou qu'il n'y avait qu'un seul niveau d'exposition, des effets sur l'appareil respiratoire ont été signalés chez le rat, notamment une accumulation de substances éosinophiles à l'intérieur de la lumière des alvéoles, un épaississement focalisé de la cloison des fosses nasales, une fibrose interstitielle et une hyperplasie bronchio-alvéolaire focalisée (Glaser *et al.*, 1986), des granulomes, des cellules géantes et des abcès (Steffee et Baetjer, 1965). Parmi les effets sur l'appareil respiratoire observés chez la souris, mentionnons une perforation du septum nasal, une perte de cils, une prolifération des cellules caliciformes ou basales, une hyperplasie ou métaplasie squameuse de la trachée, du larynx, des bronches ou des poumons, de l'emphysème (Adachi *et al.*, 1986; Adachi, 1987), une nécrose, une formation de bronchioles alvéolaires et une protéinose alvéolaire (Nettesheim *et al.*, 1971). De plus, des effets sur la respiration ont été signalés chez le lapin [perforation de la cloison des fosses nasales (Steffee et Baetjer, 1965) et le cobaye [inflammation alvéolaire et interstitielle et hyperplasie alvéolaire (Steffee et Baetjer, 1965)]. La concentration minimale avec effet observé (CMEO) de ce genre était de  $0,1 \text{ mg/m}^3$  [mélange 3:2 de Cr(VI) et de Cr(III)] (Glaser *et al.*, 1986).

Aucune augmentation de l'incidence tumorale n'a été observée à quelque site que ce soit lors du peu d'études limitées menées sur le rat ou la souris au cours desquelles ces animaux ont reçu des doses de chrome trivalent avec leur eau potable ou leurs aliments (MacKenzie *et al.*, 1958; Schroeder *et al.*, 1963, 1964, 1965; Ivankovic et Preussmann, 1975). Toutefois, ces études étaient en grande partie inadéquates pour servir à l'évaluation de la cancérigénicité. Aucune altération des paramètres hématologiques et biochimiques reliée à la dose n'a été signalée chez la souris ddY recevant avec son eau potable des concentrations de chrome trivalent allant de 25 à 100 mg/L pendant une période allant jusqu'à un an (Maruyama, 1982). Bien qu'on ait observé de légères augmentations de l'incidence des tumeurs de l'appareil respiratoire ou des lymphosarcomes lors de trois études où des rats et des souris étaient exposés à un mélange de chrome trivalent et de chrome hexavalent par voie d'inhalation, ces augmentations n'ont pas pu être attribuées de façon évidente à l'espèce trivalente (Glaser *et al.*, 1986; Baetjer *et al.*, 1959).

Les composés du chrome hexavalent ont donné régulièrement des résultats positifs lors de plusieurs essais de génotoxicité chez des mammifères (*in vitro* et *in vivo*) et dans d'autres systèmes, provoquant des lésions de l'acide désoxyribonucléique (ADN), des mutations génétiques, des échanges de chromatides soeurs, des aberrations chromosomiques, de l'aneuploidie, des transformations cellulaires et des mutations dominantes létales (CIRC, 1990; De Flora *et al.*, 1990).

Bien que le chrome trivalent provoque divers effets génétiques dans des systèmes subcellulaires ou acellulaires, les composés trivalents se sont en général avérés non génotoxiques dans les cultures de cellules animales ou humaines (CIRC, 1990; De Flora *et al.*, 1990). Pour être génotoxique, il faudrait, semble-t-il, que le chrome hexavalent soit réduit à l'intérieur des cellules en Cr(V), en Cr(IV) et en Cr(III).

On a émis l'hypothèse (p. ex., Jones, 1990; De Flora *et al.*, 1989) que le chrome hexavalent peut avoir un seuil de cancérogénicité, c'est-à-dire que la dose administrée doit dépasser la capacité extracellulaire (p. ex., celle des sucs gastriques et des muqueuses) de réduire le chrome hexavalent en chrome trivalent (la forme habituellement associée à l'ADN), qui traverse moins facilement les membranes cellulaires. Le chrome trivalent produit intracellulairement a la même difficulté à traverser la membrane nucléaire. Cependant, il a été prouvé que les cellules absorbent du chrome trivalent (Alcedo et Wetterhahn, 1990), moins bien toutefois que le chrome hexavalent, et que le chrome hexavalent, même si sa réduction par les muqueuses est incomplète, pénètre rapidement dans les cellules (Witmer, 1991); les données qu'on possède actuellement ne sont donc pas suffisantes pour appuyer l'hypothèse de l'existence d'un seuil d'interaction du chrome avec le matériel génétique.

On a relevé peu de renseignements sur les effets toxiques des composés trivalents ou hexavalents du chrome sur la reproduction ou le développement des animaux de laboratoire lorsqu'ils sont administrés par des voies plus semblables aux voies d'exposition dans l'environnement en général (c.-à-d., inhalation ou ingestion). On n'a trouvé aucun indice constant d'effets nocifs sur le développement à des doses qui n'étaient pas toxiques pour la mère; on ne mentionne pas non plus dans les études relevées d'effets cohérents sur la reproduction. On signale des changements histologiques des ovaires de rats femelles exposés à une concentration de 0,02 mg/m<sup>3</sup> de Cr(VI) (Davydova, 1980) et des effets sur la spermatogenèse chez la souris à des doses de 3,5 mg/[kg (m.c.)·j] de Cr(VI) et de 3,4 mg/[kg (m.c.)·j] de Cr(III), les effets apparaissant plus fréquemment chez la souris exposée à du chrome hexavalent (Zahid *et al.*, 1990).

### 2.5.2 Humains

La cancérogénicité des composés du chrome a fait l'objet de recherches dans une vaste gamme de populations exposées en milieu de travail. Dans la plupart des études, les données quantitatives sur les teneurs en chrome auxquelles les populations étudiées étaient exposées n'étaient pas adéquates pour permettre d'établir une relation exposition-réponse; de plus, le tabagisme est un facteur pouvant prêter à confusion dont on n'a pas tenu compte. En outre, dans bien des études, les travailleurs étaient aussi exposés simultanément à d'autres substances comme le nickel, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ou l'amiante.

Lors d'études réalisées dans l'industrie du chromage, on a constamment observé une relation entre l'exposition au chrome hexavalent et le cancer de l'appareil

respiratoire (Sorahan *et al.*, 1987; Royle, 1975; Silverstein *et al.*, 1981; Franchini *et al.*, 1983), certains résultats indiquant aussi une relation avec la durée de l'exposition. Le fait de tenir compte du tabagisme (Royle, 1975) n'explique pas le surnombre de cas de cancers; en outre, il est peu probable que le tabagisme puisse expliquer l'importance du surnombre observé (c.-à-d., de deux à trois fois). Il est vrai que les travailleurs étaient aussi exposés à plusieurs autres produits chimiques, dont le nickel, et, bien qu'on en ait tenu compte lorsque c'était possible (Sorahan *et al.*, 1987), ces expositions supplémentaires n'expliquaient pas non plus ce surnombre.

Les données étaient cohérentes et indiquaient un surnombre de cancers de l'appareil respiratoire et, dans une étude en particulier, de cancers nasaux, associés à l'exposition à divers composés tant trivalents qu'hexavalents du chrome chez les personnes travaillant à la production de chromates (Taylor, 1966; Enterline, 1974; Hayes *et al.*, 1979; Davies *et al.*, 1991; Satoh *et al.*, 1981a, b; Watanabe et Fukuchi, 1975, 1984; Ohsaki *et al.*, 1978; Korallus *et al.*, 1982; De Marco *et al.*, 1988; Mancuso, 1975). Bien qu'on n'ait pas tenu compte du tabagisme lors d'aucune de ces études, il est peu probable que ce soit là la cause des grands surnombres de cancers observés (en général, augmentation de l'incidence par un facteur de deux environ et, dans certains cas, de huit et de neuf). Dans presque tous les cas étudiés, le surnombre était associé à la durée et au niveau d'exposition. La diminution du nombre de décès imputables au cancer du poumon était aussi associée à l'introduction de mesures de contrôle visant à réduire l'exposition. L'étude contenant le plus de renseignements sur l'exposition portait sur 332 personnes ayant travaillé à la production de chromates pendant au moins un an entre 1931 et 1937, qui étaient classés en catégories d'après une estimation, en fonction de données de contrôle recueillies en 1949, de leur exposition cumulative au chrome total soluble (principalement hexavalent) et insoluble (principalement trivalent). Le nombre de décès imputables au cancer du poumon jusqu'en 1974 augmentait en fonction de l'exposition cumulative au chrome total (de 0 à 741,5 par 100 000 pour une exposition allant de moins de 0,50 à 6,00 mg/m<sup>3</sup>-a) et de l'exposition cumulative estimée au chrome soluble (de 80,2 à 998,7 par 100 000, de moins de 0,25 à 2,00 mg/m<sup>3</sup>-a) et au chrome insoluble (de 0 à 649,6 par 100 000, de moins de 0,25 à 4,00 mg/m<sup>3</sup>-a) (Mancuso, 1975). Il faut cependant noter que le nombre de décès était petit (n = de 0 à 16) dans chaque sous-groupe et que nulle information n'était présentée sur le tabagisme des travailleurs ou une exposition simultanée à d'autres substances.

Les études les plus sensibles menées sur des personnes travaillant à la production de pigments à base de chromates, qui étaient surtout exposées à du chrome hexavalent, ont produit des données concordantes indiquant un surnombre de cancers du poumon (Davies, 1984; Hayes *et al.*, 1989; Langard et Vigander, 1983; Haguenoer *et al.*, 1981). Bien qu'on n'ait pas tenu compte du tabagisme lors d'aucune de ces études, il est peu probable que ce soit là la cause des grands surnombres de cancers observés (en général, augmentation de l'incidence par un facteur de deux à quatre et même de 44 lors d'une petite étude). Lorsque l'étude était assez sensible, on observait une association entre le surnombre de cancers du poumon et la durée et le niveau d'exposition. Aucune augmentation du nombre de décès imputables au cancer du

poumon n'a été observée lors de l'étude récente faite chez des Japonais travaillant à la production de pigments à base de chromates (Kano *et al.*, 1993). Toutefois, les nombres observés et prévus de décès étaient petits et il n'est pas possible de déterminer si les concentrations auxquelles ces travailleurs étaient exposés étaient comparables à celles signalées lors des études où des augmentations du nombre de décès imputables à cette cause ont été observées.

Des associations entre l'exposition au chrome hexavalent et le cancer de l'appareil respiratoire ont été observées lors de certaines et non pas de toutes les études réalisées chez les travailleurs se servant de pigments à base de chromates. Dans les deux études les plus importantes, le nombre de décès imputables au cancer de l'appareil respiratoire ou du poumon était élevé de façon significative et augmentait en fonction de l'exposition. Toutefois, ces travailleurs étaient aussi exposés à d'autres substances (Dalager *et al.*, 1980; Bertazzi *et al.*, 1981). Aucune augmentation significative du cancer de l'appareil respiratoire n'a été relevée lors d'une petite étude de la mortalité proportionnelle ni de l'étude concomitante cas/témoins emboîtés (Chiazze *et al.*, 1980).

Les résultats des études effectuées chez les travailleurs de l'acier inoxydable, qui sont exposés à des vapeurs de chrome hexavalent, en même temps qu'au nickel, n'ont pas permis de tirer des conclusions. Bien qu'on ait noté lors de deux études des augmentations de l'incidence du cancer de l'appareil respiratoire ou du décès imputable à ce cancer (Becker *et al.*, 1991; Simonato *et al.*, 1991), celles-ci n'étaient pas nettement attribuables à l'exposition au chrome hexavalent, car l'amiante semblait être un facteur important prêtant à confusion dans la première étude, et le décès n'était pas lié à l'exposition cumulative au chrome dans la seconde.

Le nombre de décès imputables au cancer des voies respiratoires et de la vessie/tractus urinaire a augmenté dans un groupe de massons islandais exposés au chrome hexavalent et à d'autres métaux (Rafnsson et Jóhannesdóttir, 1986). Aucun signe d'un surnombre de décès imputables au cancer n'a été signalé lors de deux études réalisées chez des travailleurs du cuir au chrome, qui sont exposés à divers composés du chrome, dont certains qui sont hexavalents, et à plusieurs substances dont la cancérogénicité est connue (Pippard *et al.*, 1985; Stern *et al.*, 1987). Lors d'une étude importante faite à Montréal dans plusieurs industries, on a trouvé une association significative entre l'exposition professionnelle au chrome, spécialement au chrome hexavalent, et les cancers du poumon et des reins (Siemiatycki, 1991).

On a relevé peu de données convaincantes, qui fussent cohérentes, sur l'association entre l'exposition au chrome trivalent et le cancer. Le nombre de décès imputables au cancer de l'estomac était élevé dans une importante étude de cohortes menée sur des travailleurs des mines d'or de l'Ontario qui étaient exposés à du chrome trivalent; l'augmentation était reliée à la durée de l'exposition et à une mesure indirecte de l'exposition cumulative au chrome, mais non pas à l'exposition cumulative à d'autres substances (c.-à-d., l'arsenic ou les fibres minérales) (Kusiak *et al.*, 1993). Cependant, l'association entre le cancer de l'estomac et l'exposition au chrome trivalent

n'a pas été confirmée lors des autres études épidémiologiques analytiques. Aucune association évidente n'a été relevée entre l'exposition au chrome (en grande partie métallique ou trivalent) et l'incidence du cancer de l'appareil respiratoire ou du décès imputable à ce cancer dans une petite étude (Langard *et al.*, 1990) et deux études plus importantes (Moulin *et al.*, 1990; Axelsson *et al.*, 1980) effectuées chez des travailleurs de l'industrie de l'alliage du ferrochrome, bien que le nombre de décès imputable à cette cause soit petit (c.-à-d., de 10 à 18). Les résultats d'une étude cas/témoins qui accompagnait l'étude de cohorte faite par Moulin *et al.* (1990) ont révélé que le surnombre de décès imputables au cancer du poumon était lié davantage à l'exposition à des hydrocarbures aromatiques polycycliques qu'au chrome. Des augmentations du nombre de décès imputables aux cancers du poumon et de l'oesophage ont été signalées lors d'une étude limitée faite chez des travailleurs russes de l'industrie des ferrochromes, qui étaient cependant exposés aussi à des hydrocarbures aromatiques polycycliques (Pokrovskaya et Shabynina, 1973). Le nombre de décès imputables au cancer du poumon n'était pas élevé chez les travailleurs d'une fonderie de nickel/chrome (Cornell et Landis, 1984). Toutefois, les incidences des cancers de la cavité buccale, du pharynx et du colon/rectum étaient élevées chez des travailleurs exposés principalement à du chrome métallique durant la fabrication d'objets en acier inoxydable (Svensson *et al.*, 1989). La mortalité imputable au cancer du poumon et de l'estomac s'est avérée élevée en comparaison de la mortalité nationale lors d'une étude écologique faite chez les résidents d'un village de Chine dont l'eau potable contenait des concentrations élevées de chrome hexavalent (Zhang et Li, 1987). On n'a cependant relevé aucune étude analytique chez des populations humaines portant sur la cancérogénicité du chrome par ingestion.

Divers effets non néoplasiques ont été mentionnés sur l'appareil respiratoire lors de plusieurs études épidémiologiques de populations exposées en milieu de travail à des composés du chrome. On a signalé des augmentations du nombre de décès imputables à des affections respiratoires non malignes lors d'une étude importante faite chez des travailleurs de l'industrie du chromage exposés à du chrome hexavalent (Sorahan *et al.*, 1987). Des résultats contradictoires ont été obtenus lors d'études faites chez des personnes travaillant à la production de composés du chrome, qui étaient en grande partie exposées à du chrome hexavalent; une augmentation du nombre de décès imputables à des affections respiratoires non malignes est mentionnée par Davies *et al.* (1991), mais seulement chez les travailleurs exposés à des concentrations relativement élevées avant que des améliorations n'aient été apportées à l'usine, et par Taylor lors d'une étude antérieure (1966). Par contre, Hayes *et al.* (1979, 1989) et Satoh *et al.* (1981a) ne signalent aucun surnombre de décès qui soit imputable à cette cause. Aucune augmentation du nombre de décès imputables à des affections respiratoires non malignes n'a été mentionnée lors d'études faites chez des soudeurs exposés à du chrome hexavalent (Becker *et al.*, 1991; Simonato *et al.*, 1991), des peintres se servant de pigments à base de chromates (Dalager *et al.*, 1980; Chiazze *et al.*, 1980), des tanneurs de cuir au chrome exposés à du chrome hexavalent (Stern *et al.*, 1987), des massons se servant de mortier contenant du chrome hexavalent (Rafnsson et Jóhannesdóttir, 1986), des travailleurs de l'industrie des ferrochromes exposés à des composés hexavalents et trivalents du chrome (Moulin *et al.*, 1990; Axelsson *et al.*,

1980), ni des travailleurs fabriquant des objets en acier inoxydable exposés à du chrome métallique (Svensson *et al.*, 1989). Les décès imputables à des affections respiratoires non néoplasiques ont augmenté chez les travailleurs des fonderies de nickel et de chrome (Cornell et Landis, 1984).

On a signalé des affections respiratoires non létales, comprenant des ulcérations nasales, des perforations de la cloison des fosses nasales, de la toux, des éternuements, une irritation et des saignements du nez, la production de mucosités, de l'hémoptysie, de l'asthme bronchique, des bronchites et une diminution de la fonction pulmonaire, lors d'études transversales, essentiellement limitées, chez des travailleurs exposés à des concentrations de chrome hexavalent ou trivalent de seulement 2 à 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de chrome (en chrome hexavalent) (Lindberg et Hedenstierna, 1983). Les données fournies sur l'exposition dans ces études sont en majeure partie insuffisantes pour permettre de déterminer avec certitude les niveaux d'apparition de ces effets.

Bien que les effets du chrome sur les reins aient fait l'objet de plusieurs études chez des personnes exposées en milieu de travail, les signes d'une association entre l'exposition au chrome hexavalent et les dysfonctions ou les lésions rénales manifestées se sont, en général, montrés incohérents (Verschoor *et al.*, 1988; Lindberg et Vesterberg, 1983; Franchini *et al.*, 1978; Satoh *et al.*, 1981a, b; Sassi, 1956; PHS, 1953; Franchini et Mutti, 1988; Mutti *et al.*, 1985; Littorin *et al.*, 1984; Vyskocil *et al.*, 1992; Herber *et al.*, 1989). D'après les résultats d'un petit nombre d'études (Triebig *et al.*, 1987; Foa *et al.*, 1988), rien n'indique que l'exposition à du chrome métallique (chrome 0) ou du chrome trivalent soit associée à une dysfonction rénale.

Les études mieux réalisées et mieux documentées pendant lesquelles les lymphocytes en circulation de travailleurs exposés à du chrome ont été examinés en ce qui concerne des aberrations chromosomiques, des micronoyaux, des échanges de chromatides soeurs et des changements du nombre de chromosomes ont donné des résultats négatifs en général (Fairhurst et Minty, 1989). Bien qu'une plus grande fréquence de « complications » et de toxicose ait été signalée chez les femmes enceintes exposées à des composés du chrome lors de deux études limitées réalisées en Russie (Shmitova, 1978, 1980), aucun effet n'a été observé sur la qualité du sperme ni sur les teneurs sériques en plusieurs hormones lors d'une étude transversale chez des soudeurs du Danemark (Bonde et Ernst, 1992).

Des ulcérations cutanées et des dermatites de contact allergiques ont aussi été mentionnées dans de nombreux rapports de cas et études épidémiologiques chez des populations exposées par leur travail. La prévalence de la sensibilisation cutanée par le chrome dans la population d'Amérique du Nord en général a été évaluée à 1,6 %, en fonction d'un taux de réaction de 5,2 % au dichromate de potassium chez les patients souffrant de dermatite et en supposant que ces patients peuvent constituer jusqu'à 25 % de la population en général (Paustenbach *et al.*, 1992). En faisant une revue des résultats d'études portant sur 301 tests de provocation chez des sujets humains, Bagdon et Hazen (1991) ont établi que la concentration seuil entraînant une hypersensibilisation cutanée (c.-à-d., réaction positive chez 10 % au maximum au test

épicutané) au chrome hexavalent était de 0,001 % (10 mg/kg ou mg/L). Les composés du chrome trivalent sont, en général, des sensibilisants cutanés moins puissants que les composés hexavalents; leur seuil d'hypersensibilité (c.-à-d., < 10 % de réaction positive) a été évalué à 0,05 % (500 mg/kg or mg/L), d'après les données recueillies chez 28 sujets exposés aux sels de sulfate et de nitrate (Bagdon et Hazen, 1991).

### 2.5.3 Écotoxicologie

La présente division est consacrée aux études sur les groupes de population ou les espèces, autres que l'homme, qui sont particulièrement sensibles; les données sur les effets de composés spécifiques du chrome sont présentées dans la documentation à l'appui. D'après les données limitées qu'on possède, les mammifères sont généralement jugés plus sensibles au Cr(VI) qu'au Cr(III) pour la plupart des résultats toxicologiques finaux étudiés; ce n'est cependant pas toujours le cas en ce qui touche les organismes vivants aquatiques (Holdway, 1988; Janus et Krajnc, 1990). En fait, les renseignements existants montrent que le mode de toxicité du Cr(III) ressemble à celui de l'aluminium trivalent et qu'il est plus toxique que le Cr(VI) chez les poissons (Holdway, 1988; Janus et Krajnc, 1990). Le dépôt de grandes quantités de Cr(III) dans les branchies des poissons entraîne des lésions tissulaires comme l'hyperplasie, l'altération claviforme des lamelles branchiales ainsi que la nécrose et la diminution de la capacité osmorégulatrice et respiratoire (Moore, 1991). Par contre, le Cr(VI) traverse rapidement les branchies et touche des organes comme le foie, les reins et la rate.

Les renseignements relevés sur la toxicité du chrome envers les organismes vivants aquatiques comprennent des données d'études de toxicité aiguë ou chronique chez les algues, les invertébrés et les poissons; la base de données sur les organismes terrestres comporte des études des effets sur les processus microbiens du sol et la croissance des plantes vasculaires. Aucune donnée toxicologique pertinente n'a été relevée sur les organismes vivants des sédiments benthiques ni les mammifères sauvages; par ailleurs, les renseignements sur les effets du chrome chez les oiseaux étaient limités.

D'après des revues faites par l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis (1985) et le Conseil canadien des ministres des Ressources et de l'Environnement (CCMRE) (1987), les daphnies semblent particulièrement sensibles au chrome. Le nombre moyen de jeunes engendrés par un *Ceriodaphnia reticulata* adulte était réduit de 30 % environ après 7 jours d'exposition à 0,5 µg/L de Cr(VI), alors qu'il diminuait de 20 % chez *D. magna* lors d'une exposition à 1,5 µg/L de Cr(VI) pendant 14 jours (Elnabarawy *et al.*, 1986). L'exposition de *D. magna* à 2,5 µg/L de Cr(VI) pendant 7 jours provoquait une réduction de 28 % de la survie des juvéniles et une réduction de 22 % du nombre de jeunes engendrés (Trabalka et Gehrs, 1977; EPA, 1985). Elnabarawy *et al.* (1986) ont mentionné un taux de mortalité de 20 % chez *D. pulex* adulte à la suite d'une exposition à 1,5 µg/L de Cr(VI) pendant 14 jours. La



concentration létale moyenne (CL50) de Cr(III) la plus faible signalée chez *Daphnia magna* était de 6 µg/L (Janus et Krajnc, 1990).

Certaines microflores aquatiques sont aussi très sensibles au chrome. Moins de 50 % des algues vertes flagellées *Euglena gracilis* survivaient à une exposition pendant une heure à 1,0 µg/L de Cr(VI) (Yongue *et al.*, 1979). Une concentration de Cr(VI) de seulement 2,0 µg/L est toxique en conditions aiguës pour l'algue bleue *Microcystis aeruginosa* (Bringmann, 1975; Bringmann et Kuhn, 1978). La croissance de *Chlorella reinhardii* était fortement inhibée (de plus de 75 % par rapport aux témoins) à la suite de l'exposition pendant 8 jours à une concentration de 10 µg/L de Cr(VI) (Zarafonetis et Hampton, 1974). Le taux de croissance de la diatomée estuarienne *Thalassiosira pseudonana* était réduit de 50 % à la suite de l'exposition à 2,0 µg/L de Cr(VI) dans l'eau en présence de faibles teneurs en sulfates; sa capacité de photosynthèse, mesurée par le rendement de fluorescence, était aussi réduite de 50 % lors d'une exposition à 1,0 µg/L de Cr(VI) (Riedel, 1984). La concentration efficace moyenne (CE50)-4 j (concentration supprimant la croissance chez 50 % de la population soumise à l'essai) était de 3 µg/L de Cr(VI) chez *Stephanodiscus hantzschii*, une diatomée commune dans les eaux dures eutrophes (Janus et Krajnc, 1990).

Les renseignements relevés montrent que les poissons sont plus sensibles au Cr(III) qu'au Cr(VI) (Holdway, 1988; Janus et Krajnc, 1990). On a mentionné des CL50-96 h 4 fois plus faibles pour le Cr(III) que pour le Cr(VI) chez les salmonidés, dont le cycle reproducteur est particulièrement sensible au Cr(III) (Holdway, 1988). L'exposition d'oeufs et de spermatozoïdes de truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) à 5 µg/L de Cr(III) a réduit le taux de fertilisation de 60 à 70 % (Billard et Roubaud, 1985). Le nombre de décès durant une exposition de 68 jours chez des alevins de saumon de l'Atlantique (*Salmo salar* L.) au stade de la nage libre était à peu près de 10 % à 10 µg/L de Cr(VI) et de 70 % à 100 µg/L (Grande et Anderson, 1983). La concentration seuil de Cr(VI) mentionnée pour les réactions d'évitement/préférence chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) était de 28 µg/L (Anestis et Neufeld, 1986).

Les résultats d'essais à court terme montrent que divers effets sont induits chez les microbes du sol (entre autres, des changements d'abondance des espèces et des modifications de la respiration, de la transformation de l'azote et des activités enzymatiques) à des concentrations allant, respectivement, de 25 à 100 µg/g (p.s.) de Cr(III) et de 1 à 10 µg/g (p.s.) de Cr(IV) (Chang et Broadbent, 1981, 1982; Tabatabai, 1977; Ross *et al.*, 1981; Drucker *et al.*, 1979). Williams (1988) signale que, lors d'essais à long terme, l'addition de 10 µg/g (p.s.) de Cr(III) altérait l'activité de l'arylsulfatase, tandis que la respiration du sol et l'activité de la phosphatase étaient modifiées à 150 µg/g (p.s.) et à 280 µg/g (p.s.), respectivement.

Bien que les solutions de nutriments pour aider à la croissance des végétaux renferment à la fois du Cr(III) et du Cr(VI) (CNRC, 1976), les résultats de la plupart des études montrent que le Cr(VI) est constamment plus toxique que le Cr(III).

L'addition à du sol sablonneux de 5 µg/g (p.s.) de Cr(VI) induisait une chlorose ferrugineuse dans l'avoine, retardait le développement de la tige du tabac et inhibait l'absorption des micronutriments par la fève soja (Hunter et Vergnano, 1953; Soane et Saunder, 1959; Turner et Rust, 1971). La présence de teneurs en Cr(III) de 200 µg/g (p.s.) dans les sols entraînait une réduction significative (de 23 à 36 %) du rendement en foin, en laitue et en radis (Sykes *et al.*, 1981). Williams (1988) ainsi que Janus et Krajnc (1990) ont mentionné que la présence dans le sol de teneurs en Cr(III) de 150 µg/g (p.s.), ou davantage selon la nature du sol, peut inhiber la croissance des espèces végétales sensibles.

Les études avec témoins portant sur la toxicité du chrome envers les mammifères et les oiseaux sauvages sont très limitées. Les études sur les mammifères de laboratoire sont présentées à la division 2.5.1. Les études sur les oiseaux domestiques sont rares. Des dindes recevant avec leurs aliments 10 µg/g (p.h.) de Cr(III) ont pondu beaucoup moins d'oeufs que les témoins; cependant, la fertilité et l'éclosabilité des oeufs n'ont pas été modifiées (Frobish, 1980). Aucun effet nocif sur la survie et la croissance n'a été observé chez des poulets domestiques mâles exposés par leur alimentation à 100 µg/g (p.h.) de Cr(VI) pendant 32 jours (Romoser *et al.*, 1961). Lors de la seule étude relevée portant sur des oiseaux sauvages, la Sterne pierregarin (*Sterna hirundo*) du Rhode Islande (région où des teneurs élevées en chrome avaient été décelées dans les sols, l'air et les eaux de surface), aucun effet n'a été observé sur la croissance, la reproduction avec succès ni la taille des nichées, bien que le taux d'acide urique sanguin ait été beaucoup plus élevé à l'endroit le plus contaminé qu'ailleurs (Custer *et al.*, 1986). L'augmentation du taux d'acide urique (qui laisse supposer une altération de la fonction rénale) peut avoir été due à la présence de chrome dans les aliments [jusqu'à 7,6 µg/g (p.s.)] chez la proie principale (fondule barré), cette teneur étant plus élevée que dans les endroits non contaminés. Eisler (1986) ainsi qu'Outridge et Scheuhammer (1993) ont revu une étude inédite réalisée par S.D. Haseltine, au cours de laquelle avaient été notés une augmentation de la concentration d'acide urique, un ralentissement de la croissance et une réduction de la survie chez des Canards noirs (*Anas rubripes*) juvéniles recevant avec leurs aliments 10 µg/g (p.s.) de Cr(III). Chez les adultes dont les aliments avaient une teneur de 10 et de 50 µg/g, aucun effet n'avait été noté sur la survie, la reproduction ou la chimie du sang. Il n'a pas été possible de faire une revue critique de ces données.

### 3.0 Évaluation de la toxicité au sens de la LCPE

#### 3.1 Effets sur l'environnement (alinéa 11a))

Il ne se produit pas de minerai de chrome au pays actuellement, mais environ 74 000 t (en poids brut) de diverses matières renfermant du chrome ont été importées au Canada en 1991, principalement pour la production d'aciers inoxydables, d'aciers résistants aux hautes températures et d'autres produits réfractaires comme la brique et le mortier, la préparation de pigments, la finition des métaux, le tannage du cuir et la préservation du bois. Au Canada, le rejet de grandes quantités de chrome (84 t dans l'atmosphère, plus de 27 t dans l'eau et plus de 5 000 t sur les sols) par diverses sources d'origine anthropique a fait augmenter les concentrations de chrome signalées dans l'atmosphère, l'eau, les sols et les sédiments canadiens.

Le Cr(III) peut être rejeté dans l'eau en quantités limitées par les phénomènes naturels d'altération et d'érosion des solides contenant du Cr(III) qui se trouvent dans les roches et les sols. Les déchets d'origine anthropique entraînent aussi le rejet de Cr(III) et de Cr(VI) dans l'environnement canadien. Comme le Cr(III) forme des oxydes, des hydroxydes et des phosphates passablement insolubles et qu'il est fortement adsorbé sur les matières particulaires, il peut s'accumuler et persister dans les sédiments et le sol, mais sa biodisponibilité est normalement limitée. Par contre, le Cr(VI) est soluble et peut persister sous des formes biodisponibles dans les eaux de surface aérobies et l'eau de porosité des sols oxiques.

Les renseignements concernant la distribution des diverses espèces du chrome dans l'environnement sont limités. Des études récentes effectuées au Canada et ailleurs semblent indiquer que le Cr(VI) est la forme dominante du chrome dissous dans les eaux de surface, même si les teneurs en Cr(III) peuvent être élevées dans les eaux anoxiques profondes et dans les eaux où des déchets contenant du Cr(III) sont jetés directement. Presque tout le chrome présent dans les sols [sauf ceux contaminés par du Cr(VI)] (Bartlett et James, 1988), les sédiments enfouis (Nriagu *et al.*, 1993) et les tissus biologiques (Anderson, 1981; Nieboer et Jusys, 1988) est probablement du Cr(III). Bien que l'on considère que les mammifères sont plus sensibles au Cr(VI) qu'au Cr(III), les renseignements qu'on possède semblent indiquer que l'inverse est vrai chez les poissons. Vu les différences de biodisponibilité et de toxicité du chrome hexavalent et du chrome trivalent, les effets nocifs qu'ils peuvent avoir au Canada sur les organismes ont été évalués séparément.

**Chrome hexavalent.** La CMEQ de Cr(VI) dissous la plus faible signalée chez un organisme dulcicole est 0,5 µg/L (CMEQ-7j) pour des difficultés de reproduction chez la daphnie *Ceriodaphnia reticulata*. Cette valeur est semblable aux doses produisant des effets signalés lors d'essais chroniques effectués chez *Daphnia magna* [de 1,5 à 2,5 µg/L de Cr(VI), pour la réduction de la survie et de la reproduction] et *Daphnia pulex* [1,5 µg/L de Cr(VI), pour la réduction de la survie]. La CMEQ pour

*C. reticulata* [0,5 µg/L de Cr(VI)] à été divisée par un facteur de 10, pour tenir compte de différences entre les conditions en laboratoire et sur le terrain aussi bien que de sensibilité éventuelles d'une espèce à l'autre, ce qui a donné un seuil estimatif produisant des effets de 0,05 µg/L de Cr(VI). Les concentrations médianes respectives de chrome signalées récemment dans des échantillons d'eau de surface filtrée prélevés dans le lac Érié et le lac Ontario étaient de 0,27 et 0,77 µg/L, dont la majeure partie était sans doute du Cr(VI) dissous. Ces teneurs sont de 5 à 15 fois supérieures au seuil d'exposition produisant des effets estimé pour le Cr(VI). De plus, des concentrations moyennes (ou médianes) allant de 4 à 7 µg/L de chrome total ont été signalées récemment dans des échantillons d'eau non filtrés des fleuves, rivières et autres cours d'eau de la Colombie-Britannique, de l'Alberta, de l'Ontario et du Québec. Les données limitées qu'on possède sur les quantités moyennes de chrome trouvées dans les échantillons d'eau fluviale filtrés par rapport à ceux non filtrés montrent qu'une proportion de 10 à 60 % du chrome décelé dans les échantillons non filtrés l'est généralement sous forme dissoute et que, d'après des études sur la distribution des espèces dans les lacs, la majeure partie de ce chrome est du Cr(VI). Si on suppose qu'une proportion de seulement 10 % du chrome décelé dans les eaux fluviales du Canada existe sous la forme biodisponible de Cr(VI) dissous, les teneurs en chrome hexavalent seraient de 8 à 14 fois supérieures au seuil d'exposition produisant des effets estimé, soit 0,05 µg/L de Cr(VI) dans bien des eaux de surface de ces provinces. Dans bien des parties du Canada, l'exposition au Cr(VI) dissous dans les eaux de surface pourrait donc être nocive pour les organismes aquatiques.

Des effets nocifs, dont la chlorose et une réduction de la croissance et du rendement, ont été observés dans plusieurs variétés de plantes agricoles exposées à des ajouts de Cr(VI) de 5 µg/g (p.s.) dans le sol. De plus, des ajouts d'une concentration allant de 1 à 10 µg/g (p.s.) de Cr(VI) interféraient avec des processus microbiens du sol comme la respiration. À certaines usines de préservation du bois du Manitoba et des provinces de l'Atlantique, la concentration moyenne de chrome dans les sols contaminés par du Cr(VI) variait entre 243 et 1 760 µg/g (p.s.). En supposant que les concentrations de fond étaient à peu près de 50 µg/g (p.s.) (ce qui est supérieur à l'estimation faite au Manitoba), la concentration moyenne de Cr(VI) ajouté à ces endroits contaminés allait à peu près de 190 à 1 700 µg/g (p.s.). Les teneurs en Cr(VI) ajouté dans les sols des usines de préservation du bois du Canada sont donc de 38 à 340 fois supérieures aux teneurs ajoutées en Cr(VI) réputées pour être nocives pour certains végétaux; de plus, elles sont de 19 à 1 700 fois supérieures aux teneurs pouvant nuire aux communautés microbiennes du sol. Celles-ci pourraient donc être touchées, tout comme certains végétaux terrestres, par l'exposition au Cr(VI) présent dans les sols voisins des usines canadiennes de préservation du bois.

**Par conséquent, à la lumière des données disponibles, les formes de chrome hexavalent en solution et solubles pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en quantité ou en concentration, ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif sur l'environnement.**

**Chrome trivalent.** La CL50-96 h moyenne pour le Cr(III) est à peu près quatre fois inférieure à celle du Cr(VI) chez les salmonidés (Holdway, 1988). Chez *Oncorhynchus mykiss*, l'exposition à 5,0 µg/L de Cr(III) a réduit de 60 à 70 % son potentiel de fertilisation (Billard et Roubaud, 1985). Cependant, aucune donnée fiable n'a été relevée quant aux concentrations présentes de Cr(III) dans les eaux douces du Canada, ou de chrome total dans les eaux où la concentration de Cr(III) devrait être élevée [p. ex., les eaux lacustres profondes anoxiques ou près d'exutoires d'industries canadiennes où du Cr(III) est utilisé]. Par conséquent, il n'est pas possible d'établir si l'exposition au Cr(III) présent dans les eaux canadiennes pourrait être nocive pour les poissons, qui sont particulièrement sensibles au chrome trivalent.

Dans les sédiments des Grands Lacs canadiens et des chenaux qui les relient ainsi que dans ceux du lac Simcoe, du canal Welland, des fleuves Saint-Laurent et Fraser, ainsi que des ports de Belledune et de Dalhousie au Nouveau-Brunswick, il arrive que les organismes benthiques soient exposés à des concentrations de chrome [probablement du Cr(III)], plusieurs centaines de fois supérieures aux concentrations de fond normales. Toutefois, aucune donnée toxicologique n'a été relevée qui permettrait d'évaluer le seuil d'exposition produisant des effets, de façon à déterminer la signification de ces expositions pour les organismes vivants en question.

Bien qu'on ait signalé des effets nocifs chez des populations microbiennes du sol et certaines plantes vasculaires en cas d'exposition à du Cr(III) dans le sol, on ne possède pas suffisamment de données sur les quantités et les formes de chrome présentes dans les sols canadiens contaminés pour décider si l'exposition au Cr(III) est nocive pour les organismes terrestres vivant dans ces environnements. En outre, vu l'absence de données toxicologiques acceptables, il n'est pas possible de déterminer si l'exposition au Cr(III) par la voie alimentaire (probablement leur principale source de chrome trivalent) est nocive pour les oiseaux ou les mammifères canadiens.

**Par conséquent, à la lumière des données disponibles, il est impossible de déterminer si les formes de chrome trivalent pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en quantité ou en concentration ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif sur l'environnement.**

### **3.2 Effets sur l'environnement essentiel pour la vie humaine (alinéa 11b))**

Dans l'atmosphère, le chrome se rencontre principalement sous forme de particules. D'après la faiblesse des concentrations trouvées (généralement, de 0,003 à 0,010 µg/m<sup>3</sup> environ), il est peu probable que le chrome ait un effet marqué sur le bilan du rayonnement solaire sur terre. Le chrome trivalent n'est pas oxydé par l'ozone et ne peut donc participer à aucune réaction détruisant l'ozone atmosphérique. On ne s'attend pas à ce que les composés du chrome aient une contribution importante au réchauffement de la planète ou à l'appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique.

**Par conséquent, à la lumière des données disponibles, on croit que ni les formes de chrome trivalent, ni les formes de chrome hexavalent ne pénètrent dans l'environnement en quantité ou en concentration ou dans des conditions qui constituent un danger pour l'environnement essentiel pour la vie humaine.**

### 3.3 Effets sur la vie ou la santé humaine (alinéa 11c))

D'après les données toxicologiques et épidémiologiques existantes, les effets potentiels du chrome et de ses composés sur la santé humaine varient considérablement en fonction de leur valence. On a donc, dans la mesure du possible, évalué séparément la toxicité au sens de l'alinéa 11c) de la LCPE des espèces (c.-à-d., chrome hexavalent et trivalent) couramment présentes dans l'environnement.

#### 3.3.1 Exposition des humains <sup>2</sup>

Les doses journalières totales moyennes estimées de chrome (en fonction de la masse corporelle) reçues par la population en général au Canada sont données au tableau 2. D'après ces estimations, l'ingestion avec les aliments (principalement sous la forme trivalente) constitue probablement la principale voie d'absorption du chrome pour tous les groupes d'âge, viennent ensuite l'eau potable, le sol (en particulier pour les bébés et les jeunes enfants) et l'air. Au Canada, la dose journalière totale moyenne exprimée en  $\mu\text{g}/[\text{kg (m.c.)}\cdot\text{j}]$  provenant des milieux environnementaux est évaluée respectivement à moins de 1,6 et de 0,3 à 0,7 pour les bébés nourris au sein et qui ne le sont pas, à moins de 1,5 pour les enfants qui commencent à marcher, à moins de 0,9 pour les jeunes enfants, à moins de 0,5 pour les adolescents et à moins de 0,4 pour les adultes. La consommation de cigarettes peut faire augmenter de 0,04 à 0,05  $\mu\text{g}/[\text{kg(m.c.)}\cdot\text{j}]$  la dose journalière totale.

Chez les populations vivant dans le voisinage de sources d'origine anthropique, les quantités absorbées peuvent être élevées, mais on ne possède pas suffisamment de données sur l'exposition de ce genre de populations au chrome pour les évaluer de façon globale. Les seules données suffisantes pour chiffrer l'augmentation de l'exposition qui a lieu à ces endroits se rapportent à l'ingestion de sol contaminé et de poussières. D'après la plage des concentrations moyennes de chrome (de 25 à 1 760  $\mu\text{g}/\text{g}$ ) dans le sol ou les poussières près d'une centrale électrique alimentée au charbon de l'Alberta (Van Voris *et al.*, 1985), d'une fonderie de métaux communs du Nouveau-Brunswick (MacMillan, 1982), de six usines de traitement du bois du Manitoba (Ministère de l'Environnement et de la Sécurité et de l'Hygiène du travail du

<sup>2</sup> Comme aucune donnée n'a été relevée sur la distribution des espèces du chrome dans les divers milieux environnementaux, il n'a pas été possible d'estimer séparément l'exposition de la population en général au chrome trivalent ou au chrome hexavalent. Les estimations se rapportent donc au chrome total.

**Tableau 2 Dose journalière moyenne estimative de chrome pour la population du Canada en général**

Milieu	Dose journalière estimative { $\mu\text{g}/[\text{kg (m.c.)}\cdot\text{j}]$ }				
	0 à 0,5 an <sup>a</sup>	0,5 à 4 ans <sup>b</sup>	5 à 11 ans <sup>c</sup>	12 à 19 ans <sup>d</sup>	20 à 70 ans <sup>e</sup>
Eau <sup>f</sup>	0,03 à 0,5	0,02 à 0,3	0,01 à 0,1	0,007 à 0,1	0,006 à 0,09
Aliments <sup>g</sup>	< 0,9 (AA) 0,03 à 0,04 (AM)	< 1,0	< 0,7	< 0,4	< 0,3
Air <sup>h</sup>	0,000 9 à 0,003	0,001 à 0,003	0,001 à 0,004	0,001 à 0,003	0,001 à 0,003
Sol/poussières <sup>i</sup>	0,2	0,2	0,06	0,02	0,01
<b>Total</b>	<b>&lt; 1,6 (AA)</b> <b>0,3 à 0,7 (AM)</b>	<b>&lt; 1,5</b>	<b>&lt; 0,9</b>	<b>&lt; 0,5</b>	<b>&lt; 0,4</b>
Fumeurs <sup>j</sup>	---	---	---	0,05	0,04

a Pèse 7 kg; respire 2 m<sup>3</sup>/j d'air; boit 0,75 L/j d'eau et ingère 35 mg/j de terre (DHM, 1992)

b Pèse 13 kg; respire 5 m<sup>3</sup>/j d'air; boit 0,8 L/j d'eau et ingère 50 mg/j de terre (DHM, 1992)

c Pèse 27 kg; respire 12 m<sup>3</sup>/j d'air; boit 0,9 L/j d'eau et ingère 35 mg/j de terre (DHM, 1992)

d Pèse 57 kg; respire 21 m<sup>3</sup>/j d'air; boit 1,3 L/j d'eau et ingère 20 mg/j de terre (DHM, 1992)

e Pèse 70 kg; respire 23 m<sup>3</sup>/j d'air; boit 1,5 L/j d'eau et ingère 20 mg/j de terre (DHM, 1992)

f Valeurs basées sur la plage des concentrations moyennes de chrome dans l'eau potable signalées lors de plusieurs études relativement récentes effectuées dans l'ensemble du Canada, soit de 0,3 à 4,3  $\mu\text{g}/\text{L}$  (Alberta Environment, 1988; MROC, 1988; Ville de Winnipeg, 1989; Environnement, 1989b, c, d, e; MENVIQ, 1989; SBSC, 1989; Greater Vancouver Regional District, 1989; Municipalité de la communauté urbaine de Toronto, 1989; Nova Scotia Department of Health and Fitness, 1989; MEO 1989b; Saskatchewan Environment and Public Safety, 1989; Ville de Montréal, 1989; Mann Testing Laboratories, 1992; Minéraux Noranda Inc., 1992). Cette plage correspond aux résultats trouvés au pays lors d'études antérieures (Méranter *et al.*, 1989; Neri *et al.*, 1975).

g Valeurs basées sur les concentrations de chrome présentes au Canada dans les aliments qui ont été signalées par Mann Testing Laboratories (1992) et le profil de consommation alimentaire (SBSC, 1977). On ne possédait pas de données permettant de déterminer la répartition des espèces du chrome dans les aliments. Les estimations des quantités absorbées par les bébés avec le lait maternel sont faites en fonction des concentrations de chrome trouvées dans le lait maternel lors de meilleures études réalisées aux États-Unis et en Finlande, dont la révision a été faite par Kumpulainen (1992), c'est-à-dire de 0,25 à 0,39 ng/mL (ou  $\mu\text{g}/\text{L}$ ) et en supposant une consommation quotidienne de lait maternel de 0,75 L/j (AA = allaitement artificiel, AM = allaitement maternel).

h Valeurs basées sur la plage des concentrations atmosphériques moyennes de chrome, soit 0,003 à 0,009  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  dans les études les plus récentes (1987 à 1990) sur les villes canadiennes (Dann, 1991).

i Valeurs basées sur la concentration moyenne de chrome dans divers types de sols canadiens, soit 43 mg/kg (McKeague et Wolynetz, 1980). Des valeurs semblables ont été signalées dans des sols canadiens (CNRC, 1976) et dans les poussières de rue et des maisons dans d'autres pays (Fergusson et Kim, 1991).

j Valeurs basées sur des estimations de la teneur en chrome dans la fumée des cigarettes, soit 0,147  $\mu\text{g}$  par cigarette canadienne (Labstat, Incorporated, 1992) et l'hypothèse d'une consommation de 20 cigarettes par jour).

Manitoba, 1989) et des provinces maritimes (Bamwoya *et al.*, 1991), ainsi que d'un dépotoir à déchets renfermant des chromates dans le New Jersey (Lioy *et al.*, 1992), on a estimé que les doses provenant de ces sols et de ces poussières variaient entre 0,007 et 8,8 µg/[kg (m.c.)·j], étant plus fortes chez les jeunes enfants.

### 3.3.2 Effets

**Chrome hexavalent**<sup>3</sup>. D'après les données disponibles, on croit que la cancérogénicité est le résultat final le plus sensible pour évaluer la toxicité au sens de l'alinéa 11c) de la LCPE. L'ensemble des données sur la cancérogénicité a été examiné en fonction des critères établis à cette fin dans le document «Détermination de la toxicité au sens de l'alinéa 11c) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*» (DHM 1992). De plus, les bases de données existantes permettant d'évaluer les effets non neoplasiques du chrome hexavalent tant chez les humains que chez les animaux de laboratoire sont limitées.

La cancérogénicité du chrome hexavalent a été étudiée chez une grande diversité de populations exposées en milieu de travail. De nombreuses études ont constamment montré que l'exposition aux composés hexavalents du chrome dans les industries du chromage, de la production de chromates et de pigments à base de chromates est associée à une augmentation du nombre de décès imputables au cancer de l'appareil respiratoire (*cf.* division 2.5.2). Dans beaucoup de ces études, bien des données indiquaient une relation entre certaines mesures de la durée ou du degré d'exposition et du décès imputable au cancer de l'appareil respiratoire. De plus, la mise en place de moyens visant à limiter l'exposition des personnes travaillant à la production de chromates entraînait une réduction du nombre de décès imputables à cette forme de cancer.

Bien que l'association entre les décès imputables au cancer et l'exposition au chrome en milieu de travail ait été traitée dans maintes études épidémiologiques, en particulier les plus anciennes, la plupart d'entre elles sont considérées comme étant limitées, étant donné l'absence de sous-cohortes et d'analyses à dose-réponse ainsi que la prise en considération inadéquate de facteurs pouvant prêter à confusion. Par exemple, dans la majorité de ces études, on n'a pas tenu compte du tabagisme. Toutefois, lors des études où ce genre de renseignements a été considéré, le tabagisme n'expliquait pas les surnombres observés de cas de cancer de l'appareil respiratoire (Siemiatycki *et al.*, 1988; Blair *et al.*, 1985). En outre, les surnombres observés (en général, un facteur de deux à trois) étaient probablement trop forts pour être attribuables uniquement au tabagisme. De plus, le fait de tenir compte de l'exposition à d'autres substances n'expliquait pas non plus les surnombres observés. Toutefois, malgré toutes

---

3 La présente évaluation s'applique à l'ensemble des composés hexavalents du chrome plutôt qu'aux composés en particulier, car la majorité des études épidémiologiques critiques n'indiquent pas les composés auxquels les populations étudiées ont été exposées. Il est cependant reconnu que la toxicité de ces composés peut varier en fonction de leurs propriétés physico-chimiques.



les limitations de ces études, qui auraient contribué à masquer l'association entre l'exposition au chrome et le développement du cancer, un surnombre de cas de cancer du poumon (pas toujours significatif, cependant) a été observé dans un grand nombre d'études chez les travailleurs exposés au chrome hexavalent.

La cancérogénicité du chrome hexavalent n'a pas été étudiée de façon approfondie chez les animaux de laboratoire. Aucune augmentation n'a été signalée de l'incidence de tout type de tumeurs lors des quelques études, en majorité limitées, au cours desquelles du chrome hexavalent avait été administré par voie orale à des animaux. Les quelques études réalisées par exposition de rats à des composés hexavalents du chrome par inhalation ont généralement donné des résultats non concluants; le chrome hexavalent s'est avéré tout au plus faiblement cancérogène chez le rat. En outre, les composés hexavalents du chrome se sont montrés toujours génotoxiques lors de diverses épreuves à court terme tant *in vitro* que *in vivo*, bien que les études de clastogénicité des lymphocytes périphériques humains n'aient pas donné de résultats concluants.

En fonction de sa cancérogénicité documentée chez des populations humaines, le chrome hexavalent a été inclus dans les substances du groupe I «cancérogènes pour l'être humain» de l'échelle de classification mise au point pour l'évaluation de la toxicité au sens de l'alinéa 11c) de la LCPE (DHM, 1992). Lorsque les données le permettent, la dose journalière totale estimative reçue ou les concentrations de ces substances présentes dans les milieux environnementaux pertinents sont comparées à des évaluations quantitatives de leur pouvoir cancérogène de façon à établir les risques qu'ils posent et à fournir des règles pour les interventions (c.-à-d., analyse des possibilités de réduire l'exposition). Le pouvoir cancérogène est exprimé par la dose ou la concentration qui provoque une augmentation de 5 % de l'incidence des tumeurs pertinentes ou du nombre de décès qui leur est du [dose toxique<sub>0,05</sub> (DT<sub>0,05</sub>)] (DHM, 1992).

Les données jugées les plus pertinentes pour chiffrer le pouvoir cancérogène associé à l'exposition au chrome hexavalent dans l'environnement en général sont tirées des études épidémiologiques réalisées chez des populations exposées. L'utilisation des résultats d'études épidémiologiques pour faire une estimation quantitative du pouvoir cancérogène prévient la nécessité de faire des extrapolations interspécifiques. En outre, peu d'études adéquates ont porté sur la cancérogénicité du chrome hexavalent chez des espèces animales.

Bien qu'on ait fait une association entre l'exposition au chrome hexavalent et le cancer de l'appareil respiratoire lors de nombreuses recherches épidémiologiques chez des populations exposées en milieu de travail, la majorité de ces études ne donnaient pas suffisamment de renseignements sur l'exposition pour qu'une relation quantitative exposition-réponse puisse être établie. L'étude donnant le plus de renseignements sur l'exposition est celle de Mancuso (1975), qui portait sur le nombre de décès imputables au cancer du poumon depuis 1974 dans une cohorte de 332 hommes ayant

travaillé dans une usine de chromates entre 1931 et 1937<sup>4</sup>. La cohorte étudiée était petite, mais les travailleurs étaient classés en plusieurs catégories d'après leur exposition cumulative au chrome total et au chrome soluble (principalement hexavalent) ou au chrome insoluble (principalement trivalent). De plus, le suivi était suffisamment long pour tenir compte de la période de latence nécessaire au développement du cancer du poumon. Cependant, la mortalité en fonction du groupe d'âge n'était mentionnée que pour le chrome total; ce genre de renseignement est nécessaire aux fins de comparaison avec la population en général. On a donc fait une estimation du pouvoir cancérigène en fonction de l'exposition au chrome total.

Il faut cependant noter que les estimations de l'exposition cumulative étaient basées sur l'analyse de 137 échantillons, prélevés dans neuf départements, qui a été réalisée en 1949. Comme la production avait vraisemblablement «énormément» augmenté depuis les premières années d'exploitation, il se peut qu'on ait surestimé les concentrations auxquelles les travailleurs étaient exposés de 1931 à 1937. Par contre, dans un rapport antérieur sur les concentrations présentes dans l'air à l'intérieur de l'usine en 1949 (qui constitue la base de la caractérisation de l'exposition faite par Mancuso), on notait que les teneurs étaient probablement plus élevées avant 1949 vu les améliorations apportées alors au matériel et aux procédés (Bourne et Yee, 1950). En outre, on ne possédait aucun renseignement sur la consommation de tabac par les sujets de la cohorte, pas plus que sur d'autres facteurs pouvant prêter à confusion, comme l'exposition à d'autres composés.

La documentation à l'appui renferme une description détaillée du calcul mathématique de la concentration constante qui correspond à une augmentation de 5 % du nombre de décès imputables au cancer du poumon ( $DT_{0,05}$ ) d'après les données présentées par Mancuso (1975). Dans l'hypothèse, le décès imputable au cancer du poumon pour chaque groupe d'âge est une fonction quadratique de l'exposition au chrome, pondérée en fonction du temps, qui vient s'ajouter au nombre de décès dans la population en général, qui est censée ne pas être exposée au chrome. L'augmentation de la probabilité de décès imputable à une exposition constante au chrome pendant toute la vie a été établie en supposant l'absence d'autres causes de décès et une exposition constante sur une période égale au temps de survie médian de 75 ans. La  $DT_{0,05}$  du chrome (total) par inhalation a été estimée à  $4,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Les indices exposition/pouvoir cancérigène calculés vont de  $6,5 \times 10^{-4}$  à  $2,0 \times 10^{-3}$  pour la plage des concentrations de chrome moyennes mentionnées dans l'air ambiant (de  $0,003$  à  $0,009 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) de plusieurs villes du Canada<sup>5</sup>.

---

4 Une étude de grande portée a été réalisée récemment à Baltimore chez les travailleurs de l'industrie du chrome. Cette étude portait sur un grand nombre de travailleurs sur lesquels on possède des données relatives à l'exposition sur plusieurs années (Gibb, 1993). Toutefois, les résultats de cette étude n'étaient pas accessibles au moment de la présente évaluation.

5 Les  $DT_{0,05}$  et les indices exposition/pouvoir cancérigène calculés se rapportent à l'ensemble des composés du chrome, étant donné que les données existantes ne permettent pas d'estimer le pouvoir cancérigène de chacun de ces composés.

Il faut cependant noter que, bien que les indices exposition/pouvoir cancérogène aient été obtenus en comparant les données relatives aux concentrations de chrome total trouvées dans l'atmosphère au Canada à celles auxquelles les travailleurs des usines de chromates étaient exposés, la proportion de chrome hexavalent dans le chrome total des deux types d'environnement est sans doute passablement différente.

Une estimation indirecte du pouvoir cancérogène du chrome hexavalent peut être faite à partir des résultats de l'étude de Mancuso (1975). Lors d'une étude réalisée antérieurement à la même usine de chromates, on avait signalé que les proportions de chrome trivalent et de chrome hexavalent présents dans la majeure partie de l'usine étaient à peu près de 6:1 ou moins (Bourne et Yee, 1950). Toutefois, le nombre de personnes travaillant dans chacune des parties de l'usine n'était pas mentionné. Les concentrations de chrome hexavalent peuvent donc être évaluées à un septième (1/7) des concentrations de chrome total signalées. En se basant sur cette hypothèse, on a estimé la  $DT_{0,05}$  du chrome hexavalent à  $0,66 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . On n'a relevé aucun renseignement sur les proportions relatives des diverses espèces du chrome présentes dans l'air ambiant au Canada; on a toutefois signalé que le chrome hexavalent constituait de 3 à 8 % du chrome total dans un nombre limité d'échantillons d'air ambiant prélevés en Californie (California Air Resources Board, 1985). En supposant que les proportions d'espèces hexavalentes dans le chrome total soient semblables dans l'air ambiant du Canada (c.-à-d., 3 à 8 %), la plage des concentrations de chrome hexavalent irait de  $0,000\ 09$  à  $0,000\ 72 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . L'indice correspondant exposition/pouvoir cancérogène du chrome hexavalent va de  $1,4 \times 10^{-4}$  à  $1,1 \times 10^{-3}$ , selon les estimations<sup>6</sup>. En se basant uniquement sur des considérations des effets potentiels, la priorité des mesures supplémentaires (c.-à-d., analyse des possibilités de réduire l'exposition au chrome hexavalent) est donc jugée moyenne ou élevée. Il faut cependant reconnaître que les indices exposition/pouvoir cancérogène sont extrêmement imprécis, car ils ont été calculés à partir d'estimations du pouvoir cancérogène faites en fonction des résultats de l'étude de Mancuso (1975), qui portait sur un petit nombre de travailleurs, dont les données sur l'exposition étaient limitées et anciennes et qui ne comportait pas de témoins pour des facteurs pouvant prêter à confusion comme le tabagisme et l'exposition simultanée à d'autres composés. Comme il est mentionné dans la section 4.0, il sera possible de calculer pour le chrome hexavalent des indices exposition/pouvoir cancérogène plus appropriés lorsque des renseignements supplémentaires auront été obtenus sur la distribution des espèces du chrome dans l'atmosphère du Canada et les résultats de l'étude épidémiologique en cours à Baltimore.

---

<sup>6</sup> Les  $DT_{0,05}$  et les indices exposition/pouvoir cancérogène calculés s'appliquent à l'ensemble des composé hexavalents du chrome, étant donné que les données existantes ne permettent pas d'estimer le pouvoir cancérogène de chacun de ces composés.

**Comme le chrome hexavalent<sup>7</sup> est classé «cancérogène pour l'être humain» (c.-à-d., une substance pour laquelle on juge qu'il existe, en fonction de l'effet critique, un certain risque de nocivité à tout niveau d'exposition), on a conclu qu'il pénètre dans l'environnement en quantité ou en concentration ou dans des conditions qui constituent un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine.**

Cette approche est cohérente avec l'objectif visant, dans la mesure du possible, à réduire l'exposition aux substances classées comme étant cancérogènes pour les humains, tout en éliminant la nécessité de fixer arbitrairement un niveau de risque minimum pour établir la toxicité au sens de la Loi.

En plus des populations humaines exposées en milieu de travail pour lesquelles la cancérogénicité est documentée, une certaine proportion de la population en général est aussi très sensible aux effets dermatologiques du chrome hexavalent. La prévalence de la sensibilisation au chrome hexavalent dans la population d'Amérique du Nord en général est estimée à 1,6 % (Paustenbach *et al.*, 1992).

**Chrome trivalent.** Pour le chrome trivalent, la cancérogénicité est jugée par le résultat final le plus sensible pour l'évaluation de la toxicité au sens de l'alinéa 11c) de la LCPE. On n'a relevé que quelques études épidémiologiques, en majeure partie limitées, du nombre de décès imputables au cancer réalisées chez des travailleurs exposés au chrome, surtout trivalent; on n'a pas toujours observé une augmentation du nombre de décès imputables au cancer lors de ces études. Les données existantes ne suffisent donc pas pour évaluer la cancérogénicité du chrome trivalent dans les populations humaines.

Aucune augmentation de l'incidence tumorale n'a été observée, à quelque partie de l'organisme que ce soit, lors des quelques études anciennes, jugées inadéquates, au cours desquelles des rats ou des souris ont reçu, avec leurs aliments ou leur eau potable, des doses de chrome trivalent. Lors d'études où des rats ou des souris étaient exposés par inhalation à des mélanges de composés du chrome (trivalents et hexavalents), aucune augmentation de l'incidence tumorale n'a été attribuée au chrome trivalent. Lors des études revues par le Centre international de recherche sur le cancer (1990) au cours desquelles des animaux de laboratoire ont reçu des composés trivalents du chrome par d'autres voies que l'ingestion ou l'inhalation, aucun signe de cancérogénicité n'a été observé. Toutefois, bon nombre de ces études ont été jugées limitées. Les composés trivalents du chrome n'étaient pas génotoxiques lors de la majorité des essais à court terme réalisés jusqu'ici, tant *in vitro* que *in vivo*. Par

<sup>7</sup> On considère que la présente évaluation de la toxicité du chrome hexavalent pour la vie ou la santé humaine s'applique à l'ensemble des composés hexavalents du chrome, étant donné que les données existantes ne permettent pas une évaluation des risques posés pour la santé humaine par chacun de ces divers composés.

contre, certains résultats montrent que le chrome trivalent est génotoxique, mais qu'il est peu capable de traverser les membranes cellulaires intactes.

Étant donné les lacunes de la base de données sur la cancérogénicité lors d'études chez des animaux de laboratoire et les limitations de la base de données sur les populations humaines exposées, le chrome trivalent est classé dans le groupe VI des substances « inclassables en ce qui concerne la cancérogénicité chez l'être humain » du schéma de classification mis au point pour l'évaluation de la toxicité au sens de l'alinéa 11c) de la LCPE (DHM, 1992).

Les données existantes sur les effets non néoplasiques du chrome trivalent recueillies lors d'études épidémiologiques et toxicologiques réalisées jusqu'ici sont également limitées. Des effets ont été observés sur l'appareil respiratoire lors de certaines études transversales faites chez des travailleurs exposés au chrome trivalent, mais les données relatives à l'exposition étaient inadéquates pour déterminer des teneurs produisant des effets. Bien qu'une portion de la population en général puisse être sensible aux effets dermatologiques du chrome trivalent, on a estimé qu'une hypersensibilisation cutanée ne devrait se manifester qu'au plus chez 10 % de la population exposée à 500 mg/kg (ou mg/L) de chrome trivalent dans les milieux environnementaux (Bagdon et Hazen, 1991).

Des altérations des paramètres hématologiques et biochimiques ont été signalées lors d'une étude où des souris ont reçu pendant un an des doses de chrome trivalent dans leur eau potable (Maruyama, 1982); cette étude ne peut cependant servir à établir une teneur produisant des effets, car elle ne comprenait aucun examen histopathologique. Des effets sur les macrophages pulmonaires ont été mentionnés chez des lapins exposés par inhalation pendant 21 semaines à des doses de chrome trivalent de 0,6 mg/m<sup>3</sup> (Johansson *et al.*, 1986a, b; 1987). Toutefois, les examens histopathologiques réalisés lors de cette étude se sont limités aux poumons.

On considère le chrome trivalent comme un élément essentiel à l'alimentation humaine. La seule dose journalière recommandée qu'on ait relevée pour les adultes va de 50 à 200 µg (NAS, 1989). Pour d'autres groupes d'âge de 0 à 0,5 an, de 0,5 à 1 an, de 1 à 3 ans et 3 à 6 ans, les doses recommandées vont, respectivement, de 10 à 40, de 20 à 60, de 20 à 80 et de 30 à 120 µg/j (NAS, 1980). La plage de la dose journalière moyenne respective de chrome total contenue dans les aliments (la principale source de chrome trivalent) pour divers groupes d'âge de la population canadienne en général est, selon des estimations, de 0,03 à moins de 0,9, à moins de 1,0, à moins de 0,7, à moins de 0,4 et à moins de 0,3 µg/[kg (m.c.)·j] pour les bébés, les enfants qui commencent à marcher, les jeunes enfants, les adolescents et les adultes (tableau 2), c'est-à-dire de 0,2 à moins de 6,3, à moins de 13, à moins de 19, à moins de 23 et moins de 21 µg/j. La dose journalière de chrome pour les divers groupes d'âge de la population en général ne dépasse donc pas la seule dose recommandée relevé (NAS, 1980, 1989).

**Comme le chrome trivalent<sup>8</sup> est considéré comme un nutriment essentiel dont les doses journalières moyennes estimatives ne dépassent pas la seule dose journalière recommandée relevée et comme les teneurs qui se sont révélées capables d'entraîner des effets lors d'études toxicologiques limitées chez des animaux de laboratoire ou d'études dermatologiques cliniques chez des humains dépassent de beaucoup celles signalées dans l'environnement canadien en général, on a conclu que le chrome trivalent ne pénètre pas dans l'environnement en quantité ou en concentration, ou dans des conditions constituant un danger pour la vie ou la santé humaine au Canada.**

### **3.4 Conclusion**

**Par conséquent, on a conclu que les formes de chrome hexavalent en solution et solubles pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif sur l'environnement; par contre, on ne possède pas suffisamment de données pour déterminer si les formes de chrome trivalent pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif sur l'environnement. On a conclu que ni les formes de chrome hexavalent, ni les formes de chrome trivalent pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions qui constituent ou peuvent constituer un danger pour l'environnement essentiel pour la vie humaine. On a également conclu que le groupe des composés de chrome hexavalent, dans son ensemble, pénètre dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions qui peuvent constituer un danger pour la vie ou la santé humaine au Canada; par contre, le groupe des composés de chrome trivalent, dans son ensemble, ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions qui peuvent constituer un danger pour la vie ou la santé humaine au Canada.**

---

<sup>8</sup> On considère que la présente évaluation de la toxicité du chrome trivalent pour la vie ou la santé humaine s'applique à l'ensemble des composés trivalents du chrome, étant donné que les données existantes ne permettent pas une évaluation des risques posés pour la santé humaine par chacun des composés trivalents.

#### 4.0 Recommandations pour la recherche et l'évaluation

L'acquisition de données dans les domaines suivants permettrait d'évaluer plus complètement les risques posés par l'exposition au chrome pour la santé de la population en général et l'environnement.

- 1) D'autres renseignements sur les formes et le devenir environnemental du chrome [en particulier le Cr(III)] rejeté par certaines industries comme les tanneries, les usines de finition des métaux, les tours de refroidissement, les aciéries, les installations de production de grès et d'argile, les fonderies de première et de deuxième fusion, les usines chimiques et les centrales électriques.
- 2) Des renseignements sur les concentrations, les formes et la biodisponibilité du chrome, tant trivalent qu'hexavalent, dans l'air, l'eau, les sols et les sédiments au Canada, en particulier près des sources industrielles.
- 3) Des données sur les effets du chrome [spécialement du Cr(III)] associés aux sédiments sur les communautés benthiques du Canada, et aussi sur les effets du chrome sur les amphibiens et les communautés sylvicoles.
- 4) D'autres données sur les concentrations de chrome dans les organismes consommés par la faune, en particulier dans les zones où les sédiments contiennent de grandes quantités de chrome. Il est aussi souhaitable que l'on étudie les effets dans ces zones sur les espèces fauniques.
- 5) Des études de la cancérogénicité des composés du chrome sur les poissons.
- 6) De façon à mieux définir les risques de cancer liés à l'exposition au chrome dans l'environnement en général, il serait souhaitable de refaire les estimations du pouvoir cancérogène en fonction des résultats de l'étude épidémiologique en cours chez des travailleurs de l'industrie du chrome à Baltimore, lorsqu'il sera possible de se les procurer.

À la lumière des données disponibles, qui indiquent que le Cr(III) est la forme dominante du chrome dans la plupart des milieux environnementaux, et vu qu'il n'y a pas assez de données pour permettre de conclure si les composés trivalents du chrome ont un effet nocif sur l'environnement, la priorité des recommandations susmentionnées est jugée élevée.

## 5.0 Bibliographie

- Adachi, S., « Effects of Chromium on the Respiratory System. Part 5. Long Term Inhalation of Chromic Acid Mist in Electroplating by C57BL Female Mice and Recapitulation on our Experimental Studies», *Jpn. J. Ind. Health*, 29:17-33 (1987).
- Adachi, S., H. Yoshimura, H. Katayama et K. Takemoto, « Effects of Chromium Compounds on the Respiratory System», *Jpn. J. Ind. Health*, 28:283-287 (1986).
- Alberta Environment, «Heavy Metals Analysis Results 1980-1987», Internal report provided by D. Spink, Environmental Protection Services, Alberta Environment (1988).
- Alberta Environment, « Chromium Levels in Alberta Surface Waters. Chromate Database Print out», Environmental Protection Services, Environmental Assessment Division, Environmental Quality Monitoring Branch, Alberta Environment (1989).
- Alcedo, J.A. et K.E. Wetterhahn, « Chromium Toxicity and Carcinogenesis», *Int. Rev. Exp. Pathol.*, 31:85-108 (1990).
- Allan, R.J., « Influence des substances particulaires sur le sort des contaminants dans les écosystèmes aquatiques», Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Burlington, Ont., série n° 142, 128 p. (1986).
- Anderson, R., «Nutritional Role of Chromium», *Sci. Total Environ.*, 17:13-28 (1981).
- Anderson, R.A., N.A. Bryden, K.Y. Patterson, C. Veillon, M.B. Andon et P.B. Moser-Veillon», « Breast Milk, Chromium and its Association with Chromium Intake, Chromium Excretion and Serum Chromium», *Am. J. Clin. Nutr.*, 57:519-523 (1993).
- Anestis, I. et R.J. Neufeld, « Avoidance-preference Reactions of Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*) after Prolonged Exposure to Chromium(VI)», *Water Res.*, 20:1233-1241(1986).
- Anwar, R.A., R.F. Langham, C.A. Hoppert, B.V. Alfredson et R.U. Byerrum, «Chronic Toxicity Studies. III. Chronic Toxicity of Cadmium and Chromium in Dogs», *Arch. Environ. Health*, 3:456-460 (1961).
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), « Toxicological Profile for Chromium», Syracuse Research Corporation for U.S. Public Health Service, 135 pp. (ATSDR/TP-88/10) (1988).



- ATSDR, «Toxicological Profile for Chromium», Syracuse Research Corporation for U.S. Public Health Service, 135 pp. (1991).
- Axelsson, G. et R. Rylander, «Environmental Chromium Dust and Lung Cancer Mortality», *Environ. Res.*, 23:469-476 (1980). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- Axelsson, G., R. Rylander et A. Schmidt, «Mortality and Incidence of Tumours among Ferrochromium Workers», *Brit. J. Ind. Med.*, 37:121-127 (1980). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- Baetjer, A.M., J.F. Lowney, H. Steffee et V. Budacz, «Effect of Chromium on Incidence of Lung Tumors in Mice and Rats», *Am. Med. Assoc. Arch. Ind. Health*, 20:42/124-53/135 (1959).
- Bagdon, R.E. et R.E. Hazen, «Skin Permeation and Cutaneous Hypersensitivity as the Basis for Making Risk Assessments of Chromium as a Soil Contaminant», *Environ. Health Perspect.*, 92:111-119 (1991).
- Balistrieri, L.S., J.W. Murray et B. Paul, «The Biogeochemical Cycling of Trace Metals in the Water Column of Lake Sammamish, Washington: Response to Seasonally Anoxic Conditions», *Limnol. Oceanogr.*, 37:529-548 (1992).
- Bamwoya, L.A., L.A. Rutherford, P.A. Henninger et W.H. Home, «Toxic Contaminants in Soils and Sediments at Four Wood Preservation Facilities in Atlantic Canada», Protection de l'environnement, Conservation et Protection, Environnement Canada, région de l'Atlantique, Dartmouth, N.-É., 52 p. (EPS-5-AR-91-2) (1991).
- Barrie, L.A. et R.M. Hoff, «Five Years of Air Chemistry Observations in the Canadian Arctic», *Atmos. Environ.*, 19:1995-2010 (1985).
- Bartlett, R.J. et B.R. James, «Mobility and Bioavailability of Chromium in Soils», in: *Chromium in the Natural and Human Environments*, J.O. Nriagu and E. Nieboer (eds.), John Wiley & Sons, New York, N.Y., pp. 267-304 (1988).
- Beaubien, S., «Chromium in Lake Ontario: Speciation and Geochemical Cycling», Department of Earth Sciences, University of Waterloo, Waterloo, Ont. (1993).
- Becker, N., J. Chang-Claude et R. Frenzel-Beyme, «Risk of Cancer for Arc Welders in the Federal Republic of Germany: Results of a Second Follow-up (1983-88)», *Brit. J. Ind. Med.*, 48:675-683 (1991). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).

- Bencko, V., «Chromium: a Review of Environmental and Occupational Toxicology», *J. Hyg. Epidemiol., Microbiol. Immunol.*, 29:37-46 (1985).
- Bertazzi, P.A., C. Zocchetti, G.F. Terzagli, L. Riboldi, S. Guercilena et F. Beretta, «Mortality Experience of Paint Production Workers», *Med. del Lavoro*, 6:465-472 (1981). (in Italian). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- BIBRA Toxicology International, «Chromium - Effects on Humans», préparé pour Santé et Bien-être social Canada (1992).
- Billard, R. et P. Roubaud, «The Effect of Metals and Cyanide on Fertilization in Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*)», *Water Res.*, 19:209-214 (1985).
- Blair, A., S.K. Hoar et J. Walrath, «Comparison of Crude and Smoking-adjusted Standardized Mortality Ratios», *J. Occup. Med.*, 27:881-884 (1985).
- Bonde, J.P. et E. Ernst, «Sex Hormones and Semen Quality in Welders Exposed to Hexavalent Chromium», *Human Exp. Toxicol.*, 11:259-263 (1992).
- Borneff, I., K. Engelhardt, W. Griem, H. Kunte et J. Reichert, «Carcinogenic Substances in Water and Soil. XXII. Mouse Drinking Study with 3,4-benzopyrene and Potassium Chromate», *Arch. Hyg.*, 152:45-53 (1968). (in German). (Cited in ATSDR, 1991).
- Bourne, H.G. et H.T. Yee, «Occupational Cancer in a Chromate Plant - An Environmental Appraisal», *Ind., Med. Surg.*, 19:563-568 (1950).
- Bringmann, G., «Determination of the Biologically Harmful Effect of Water Pollutants by Means of the Retardation of Cell Proliferation of the Blue Algae, *Microcystis*». *Gesund. - Ing.*, 96:238-41 (1975).
- Bringmann, G. et R. Kühn, «Limiting Values for the Noxious Effects of Water Pollutant Material to Blue Algae (*Microcystis aeruginosa*) and Green Algae (*Scenedesmus quadricauda*)», *Vom Wasser*, 50:45-60 (1978).
- California Air Resources Board, *Public Hearing to Consider Adoption of a Regulatory Amendment Identifying Hexavalent Chromium as a Toxic Air Contaminant*, «Staff Report: Initial Statement of Reasons for Proposed Rulemaking, December 1985», Sacramento, CA (1985).
- Campbell J.A. et P.A. Yeats, «Dissolved Chromium in the St. Lawrence Estuary», *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 19:513-522 (1984).

- Cary, E.E., «Chromium in Air, Soil and Natural Waters», in: *Topics in Environmental Health 5: Biological and Environmental Aspects of Chromium*, S. Langard (ed.), Elsevier Science Publishers, New York, NY, pp. 49-64 (1982).
- CCMRE (Conseil canadien des ministres des Ressources et de l'Environnement), *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, préparé pour le compte du Groupe de travail sur les lignes directives relatives à la qualité de l'eau du Conseil canadien des ministres des Ressources et de l'Environnement, Ottawa, Ont. (1987).
- Chang, F.-H. et F.E. Broadbent, «Influence of Trace Metals on Carbon Dioxide Evolution from a Yolo Soil», *Soil Sci.*, 132:416-421(1981).
- Chang, F.-H. et F.E. Broadbent, «Influence of Trace Metals on Some Soil Nitrogen Transformations», *J. Environ. Qual.*, 11:1-4 (1982).
- Chiazze, L. Jr., L.D. Ference et P.H. Wolf, «Mortality Among Automobile Assembly Workers. 1. Spray Painters», *J. Occup. Med.*, 22:520-526 (1980). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- Christofano, E.D., G.L. Kennedy, D.E. Gordon, M.L. Keplinger et J.C. Calandra, «Toxicity of Lead Chromate Pigments and Tissue Residues following 90-days Feeding to Beagle Dogs», *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 37:161 (1976).
- CIRC (Centre international de recherche sur le cancer), «IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans», *Volume 49 - Chromium, Nickel and Welding*, Lyon, France (1990).
- CNRC (Conseil national de recherches Canada), «Les effets du chrome dans l'environnement canadien», Comité associé des critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Ottawa, Ont., CNRC n° 15017, 162 p. (1977).
- Connors, P.O., V.C. Anderlini, R.W. Risebrough, M. Gilbertson et H. Hays, «Investigation of Metals in Common Tern Populations», *Can. Field Nat.*, 89:157-162 (1975).
- Coogan, T.P., J. Motz, C.A. Snyder, K.S. Squibb et M. Costa, «Differential DNA-protein Crosslinking in Lymphocytes and Liver Following Chronic Drinking Water Exposure of Rats to Potassium Chromate», *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 109:60-72 (1991).
- Cormier, D.P., «Assessment of Chromium Releases to the Canadian Environment», rapport préparé pour G.C. Ross, Direction des programmes industriels, Environnement Canada (1991).

- Cornell, R.G. et J.R. Landis, «Mortality Patterns Among Nickel/Chromium Alloy Foundry Workers», IARC Scientific Publication No. 53:87-93 (1984). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- Cranston, R.E. et J.W. Murray, «The Determination of Chromium Species in Natural Waters», *Anal. Chim. Acta*, 99:275-282 (1978).
- Custer, T.W., J.C. Franson, J.F. Moore et J.E. Myers, «Reproductive Success and Heavy Metal Contamination in Rhode Island Common Terns», *Environ. Pollut.*, 44:33-52 (1986).
- Dalager, N.A., T.J. Mason, J.F. Fraumeni, R. Hoover et W.W. Payne, «Cancer Mortality Among Workers Exposed to Zinc Chromate Paints», *J. Occup. Med.*, 22:25-29 (1980). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- Dann, T., «Measurement Program for Toxic Contaminants in Canadian Urban Cities», Division de la mesure de la pollution, Environnement Canada (PMD 91-2) (1991).
- Davidson, C.I. et Y.-L. Wu, «Dry Deposition of Trace Elements», in: *Control and Fate of Atmospheric Trace Metals*, J.M. Pacyna and B. Ottar (eds.), Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, pp. 147-202 (1989).
- Davies, J.M., D.F. Easton et P.L. Bidstrup, «Mortality from Respiratory Cancer and Other Causes in United Kingdom Chromate Production Workers», *Brit. J. Ind. Med.*, 48:299-313 (1991). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- Davies, J.M., «Lung Cancer Mortality Among Workers Making Lead Chromate and Zinc Chromate Pigments at Three English Factories», *Brit. J. Ind. Med.*, 41:158-169 (1984). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- Davydova, T.V., «State of Several Components of the Rat Endocrine System Under the Influence of Chronic Exposure to Low Concentrations of Hexavalent Chromium», Scientific Research Institute for the Protection of Mothers and Children I, pp.55-60 (1980). (Unpublished).
- De Flora, S., D. Serra, C. Basso et P. Zanicchi, «Mechanistic Aspects of Chromium Carcinogenicity», *Arch. Toxicol. Suppl.*, 13:28-39 (1989).
- De Flora, S., M. Bagnasco, D. Serra et P. Zanicchi, «Genotoxicity of Chromium Compounds. A Review». *Mut. Res.*, 238:99-172 (1990).

- De Marco, R., L. Bernardinelli et M.P. Mangione, «Death Risk due to Cancer of the Respiratory Apparatus in Chromate Production Workers», *Medicina del Lavoro*, 19:368-376 (1988). (in Italian). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- DHM (Direction de l'hygiène du milieu), «Détermination de la toxicité au sens de l'alinéa 11c) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*», Bureau des dangers des produits chimiques, Direction générale de la protection de la santé, Santé et Bien-être social Canada, Ottawa, Ont. (1992). (inédit).
- Diaz-Mayans, J., R. Laborda et A. Nunez, «Hexavalent Chromium Effects on Motor Activity and Some Metabolic Aspects of Wistar Albino Rats», *Comp. Biochem. Physiol.*, 83C:191-195 (1986).
- Dickman, M.D., J.R. Yang et I.D. Brindle, «Impact of Heavy Metals on Higher Aquatic Plant, Diatom and Benthic Invertebrate Communities in the Niagara River Watershed near Welland, Ontario», *Water Pollut. Res. J. Can.*, 25:131-159 (1990).
- Drucker, H., T.R. Garland et R.E. Wildung, «Metabolic Response of Microbiota to Chromium and Other Metals», in: *Trace Metals in Health and Disease*, N. Kharasch (ed.), Raven Press, New York, N.Y., pp.1-25 (1979).
- Eisler, R., «Chromium Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates: a Synoptic Review», Fish And Wildlife Service, U.S. Department of the Interior, Biological Report 85 (1.6), Laurel, MD, 60 pp. (1986).
- Elliott, J.E., A.M. Scheuhammer, F.A. Leighton et P.A. Pearce, «Heavy Metal and Metallothionein Concentrations in Atlantic Seabirds», *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 22:63-73 (1992).
- Elnabarawy, M.T., A.N. Welter et R.R. Robideau, «Relative Sensitivity of Three Daphnid Species to Selected Organic and Inorganic Chemicals», *Environ. Toxicol. Chem.*, 5:393-398 (1986).
- Emerson, R., «Phytotoxicology Assessment Survey of Lead and Other Metals in Soil and Vegetation in the Vicinity of Westmount Avenue and the Queensway Highway (Hwy. 417), Ottawa - July 1987», ministère de l'Environnement de l'Ontario, ARB n° 018-88-PHYTO, 6 p. (1988).
- Énergie, Mines et Ressources, «Gisements minéraux du Canada non exploités en 1989», Répertoire national des minéraux, Bulletin minéral MR 223, Secteur de la politique minérale, Ottawa, Ont. (1989).

Enterline, P.E., «Respiratory Cancer Among Chromate Workers », *J. Occup. Med.*, 16:523-526 (1974). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).

Environnement Canada, «Printout of Total and Dissolved Chromium Water Analyses of Selected Rivers of British Columbia for the Years 1986-1988», Direction de la qualité de l'eau, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa, Ont. (1989a).

Environnement Canada, «Atlantic Region Federal-Provincial Toxic Chemical Survey of Municipal Drinking Water Sources, Data Summary Report, Province of New Brunswick, 1985-1988», Service de la protection de l'environnement, Direction de la qualité de l'eau, région de l'Atlantique, IWD-AR-WQB-89-157 (1989b).

Environnement Canada, «Atlantic Region Federal-Provincial Toxic Chemical Survey of Municipal Drinking Water Sources, Data Summary Report, Province of Newfoundland, 1985-1988», Service de la protection de l'environnement, Direction de la qualité de l'eau, région de l'Atlantique, 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», Service de la protection de l'environnement, Direction de la qualité de l'eau, région de l'Atlantique, IWD-AR-WQB-89-154 (1989d).

Environnement Canada, «Atlantic Region Federal-Provincial Toxic Chemical Survey of Municipal Drinking Water Sources, Data Summary Report, Province of Prince Edward Island, 1985-1988», Service de la protection de l'environnement, Direction de la qualité de l'eau, région de l'Atlantique, IWD-AR-WQB-89-156 (1989e).

Environnement Canada, *Les produits chimiques toxiques dans les Grands Lacs et leurs effets connexes*, volume I: «Les concentrations et les tendances des contaminants», Environnement Canada, Pêches et Océans Canada et Santé et Bien-être social Canada, Ottawa, Ont., 448 p. (1991).

EPA (Environmental Protection Agency) des États-Unis, «Health Assessment Document for Chromium. Final Report», Environmental Criteria and Assessment Office, Environmental Protection Agency, Washington, DC (EPA-600/8-83-104F) (1984).

EPA, «Ambient Water Quality Criteria for Chromium - 1984, Criteria and Standards Division, Environmental Protection Agency, Washington, DC (EPA-440/5-84-029) (1985).

- EPA, «Chromium», *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, 107:39-52 (1988).
- EPA, «Noncarcinogenic Effects of Chromium: Uptake to Health Assessment Document», Office of Research and Development, Environmental Protection Agency, Washington, DC (EPA/600/8-87/048F) (1990).
- EPRI (Electric Power Research Institute), «Geochemical Behaviour of Chromium Species», prepared by D. Rai and J.M. Zachara, Battelle, Pacific Northwest Laboratories, Richland, WA, for Electric Power Research Institute, Palo Alto, CA, EPRI EA-4544, Research Project 2485-3 (1986).
- EPRI, «Chromium Reactions in Geological Materials», prepared by D. Rai and J.M. Zachara, Battelle, Pacific Northwest Laboratories, Richland, WA, for Electric Power Research Institute, Palo Alto, CA, EPRI EA-5741, Research Project 2485-3 (1988).
- Erickson, P.E. et B.R. Fowler, «The Flux of Suspended Particulates, Petroleum Related Hydrocarbons, Trace Metals and Nutrients from the Mackenzie River during the Winter Season: a Pilot Study of the East Channel», *Étude environnementale n° 48*, Affaires indiennes et du Nord canadien, Ottawa, Ont., 124 p. (1987).
- Fairhurst, S. et C. Minty, «The Toxicity of Chromium and Inorganic Chromium Compounds», *Toxicity Review 21*, The Health and Safety Executive of the U.K., London, England, 243 pp. (1989).
- Fallon, M.E. et F.J. Horvath, «Preliminary Assessment of Contaminants in Soft Sediments of the Detroit River», *J. Great Lakes Res.*, 11:373-378 (1985).
- Fergusson, J. et N. Kim, «Trace Elements in Street and House Dusts: Sources and Speciation», *Sci. Total Environ.*, 100:125-150 (1991).
- Foa, V., L. Riboldi, M. Patroni, C. Zocchetti, C. Sbrana et A. Mutti, «Effects Derived from Long-term Low-level Chromium Exposure in Ferro-alloy Metallurgy. Study of Absorption and Renal Function in Workers», *Sci. Total Environ.*, 71:389-400 (1988). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- Franchini, I., A. Mutti, A. Cavatorta, A. Corradi, A. Cosi, G. Olivetti et A. Borghetti, «Nephrotoxicity of Chromium. Remarks on an Experimental and Epidemiological Investigation», *Contr. Nephrol.*, 10:98-110 (1978). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).

- Franchini, I., F. Magnani et A. Mutti, «Mortality Experience Among Chromeplating Workers. Initial Findings», *Scand. J. Work Environ. Health*, 9:247-252 (1983). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- Franchini, I. et A. Mutti, «Selected Toxicological Aspects of Chromium (VI) Compounds» *Sci. Total Environ.*, 71:379-387 (1988). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- Frank, R., K. Ishida et P. Suda, «Metals in Agricultural Soils of Ontario», *Can. J. Soil Sci.*, 56:181-196 (1976).
- Frank, R., H.E. Braun, P. Suda, B.D. Ripley, B.S. Clegg, R.P. Beyaert et B.F. Zilkey, «Pesticide Residues and Metal Contents in Flue-cured Tobacco and Tobacco Soils of Southern Ontario, Canada 1980-1985», *Tobacco Sci.*, 31:40-45 (1987).
- Frobish, L.T., «Effect of Protein Source and Chromium on Turkey Reproduction», *Pollut. Sci.*, 59:1610-1611(1980).
- Gaillard, J.-F., C. Jeandel, G. Michard, E. Nicolas et D. Renard, « Interstitial Water Chemistry of the Villefranche Bay Sediments: Trace Metal Diagenesis», *Mar. Chem.*, 18:233-247 (1986).
- Gibb, H.J., personal communication, Environmental Protection Agency (EPA), Washington, DC (1993).
- Gibbs, R.J., «Transport Phases of Transition Metals in the Amazon and Yukon Rivers», *Geol. Soc. Amer. Bull.*, 88:829-843 (1977).
- Glaser, U., E. Hochrainer, H. Kloppel et H. Oldiges, «Carcinogenicity of Sodium Dichromate and Chromium (VI/III) Oxide Aerosols Inhaled by Male Wistar Rats», *Toxicol.*, 42:219-232 (1986).
- Glaser, U., D. Hochrainer, H. Kloppel et H. Kuhnen, «Low Level Chromium (VI) Inhalation Effects on Alveolar Macrophages and Immune Function in Wistar Rats», *Arch. Toxicol.*, 57:250-256 (1985).
- Grande, M. et S. Andersen, «Lethal Effects of Hexavalent Chromium, Lead and Nickel on Young Stages of Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) in Soft Water», *Vatten.*, 39:405-416 (1983).
- Greater Vancouver Regional District, «Chromium Levels in Greater Vancouver Water Supplies», internal report provided by G. Marsh, Engineering and Operations Department, Greater Vancouver Regional District, B.C. (1989).



- Gross, W.G. et V.G. Heller, «Chromates in Animal Nutrition», *J. Ind. Hyg. Toxicol.*, 28:52-56 (1946).
- Haguenoer, J.M., G. Dubois, P. Frimat, A. Cantineau, H. Lefrançois et D. Furon, «Mortalité par cancer broncho-pulmonaire dans une fabrique de pigments à base de chromates de plomb et de zinc», *Prevention of Occupational Cancer, International Symposium, Occupational Safety & Health Series, No.46, Bureau international du travail*, p.168-176, Genève, Suisse (1981). (Cité dans *BIBRA Toxicology International*, 1992).
- Hamdy, Y. et L. Post, «Distribution of Mercury, Trace Organics and Other Heavy Metals in Detroit River Sediments », *J. Great Lakes Res.*, 11:353-365 (1985).
- Havas, H.E. et T.C. Hutchinson, «Aquatic Macrophytes as Biomonitors of Metals and Macronutrients in Acidic and Alkaline Ponds at the Smoking Hills, Canada», *in: International Conference on Heavy Metals in the Environments. Volume II*, S.E. Lindberg and T.C. Huthinson (eds.), CEP Consultants Ltd., Edinburgh, Scotland, pp.430-432 (1987).
- Hayes, R.B., A. Sheffet et R. Spirtas, «Cancer Mortality Among a Cohort of Chromium Pigment Workers», *Am. J. Ind. Med.*, 16:127-133 (1989). (Cited in *BIBRA Toxicology International*, 1992).
- Hayes, R.B., A.M. Lilienfeld et L.M. Snell, «Mortality in Chromium Chemical Production Workers: a Prospective Study», *Int. J. Epidemiol.*, 8:365-374 (1979). (Cited in *BIBRA Toxicology International*, 1992).
- Henning, F.A. et D.E. Konasewich, «Characterization and Assessment of Wood Preservation Facilities in British Columbia», *Service de la protection de l'environnement, région du Pacifique, Environnement Canada, West Vancouver, C.-B.*, 206 p. (1984).
- Herber, R.F.M., A.J.W. Verplanke et M.A. Verschoor, « Early Kidney Effects by Exposure to Xenobiotics», *in: International Conference on Heavy Metals in the Environment. Volume One*, J.-P. Vernet (ed.), Geneva, Switzerland, September 1989, CEP Consultants Ltd., Edinburgh, Scotland, pp. 314-317 (1989).
- Holdway, D.A., «The Toxicity of Chromium to Fish», *in: Chromium in the Natural and Human Environments*, J.O. Nriagu and E. Nieboer (eds.), John Wiley & Sons, New York, NY, pp.369-398 (1988).
- Hunter, J.G. et O. Vergnano, «Trace Element Toxicities in Oat Plants», *Biol.*, 40:761-767 (1953).

- Ivankovic, S. et R. Preussmann, «Absence of Toxic and Carcinogenic Effects After Administration of High Doses of Chromic Oxide Pigment in Subacute and Long-term Feeding Experiments in Rats», *Food Cosmet. Toxicol.*, 13:347-351 (1975).
- Jackson, M.B., «The Dominant Attached Filamentous Algae of Lake Huron: Field Ecology and Biomonitoring Potential during 1980», *Hydrobiol.*, 163:149-171 (1988).
- Jackson, M.B., E.M. Vandermeer et L.S. Heintsch, «Attached Filamentous Algae of Northern Lake Superior: Field Ecology and Biomonitoring Potential during 1983», *J. Great Lakes Res.*, 16:158-168 (1990).
- Jaimet, C., «Chromium Discharges from the Canadian Metal Finishing Industry», Environnement Canada (1990). (rapport inédit).
- Janus, J.A. et E.I. Krajnc, «Integrated Criteria Document Chromium: Effects», Appendix, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Report No.710401002, Bilthoven, The Netherlands, 89 pp. (1990).
- Jaques, A.P., «Summary of Emissions of Antimony, Arsenic, Cadmium, Chromium, Copper, Lead, Manganese, Mercury and Nickel in Canada», Environnement Canada, Ottawa, Ont., 44 p. (1987).
- Jaworski, J.F., «Le chrome, mise à jour, 1984: Effets environnementaux et nutritionnels du chrome», Conseil national de recherches Canada, Comité associé des critères concernant l'état de l'environnement, CNRC n° 23917, Ottawa, Ont., 62 p. (1985).
- Johansson, A., B. Robertson, T. Curstedt et P. Camner, «Rabbit Lung after Inhalation of Hexa- and Trivalent Chromium», *Environ. Res.*, 41:110-119 (1986a).
- Johansson, A., A. Wiernik, C. Jarstrand et P. Camner, «Rabbit Alveolar Macrophages after Inhalation of Hexa- and Trivalent Chromium», *Environ. Res.*, 39:372-385 (1986b).
- Johansson, A., B. Robertson, T. Curstedt et P. Camner, «Alveolar Macrophage Abnormalities in Rabbits Exposed to Low Concentrations of Trivalent Chromium», *Environ. Res.*, 44:279-293 (1987).
- Johnson, M.G., «Trace Element Loadings to Sediments of Fourteen Ontario Lakes and Correlations with Concentrations in Fish», *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44:3-13 (1987).

- Johnson, M.G. et K.H. Nicholls, «Temporal and Spatial Trends in Metal Loads to Sediment of Lake Simcoe, Ontario », *Water Air Soil Pollut.*, 39:337-354 (1988).
- Johnson, C.A., L. Sigg et U. Lindauer, «The Chromium Cycle in a Seasonally Anoxic Lake», *Limnol. Oceanogr.*, 37:315-321(1992).
- Jones, R.E., «Hexavalent Chrome: Threshold Concept for Carcinogenicity», *Biomed. Environ. Sci.*, 3:20-34 (1990).
- Kano, K., M. Horikawa, T. Utsunomiya, M. Tati, K. Satoh et S. Yamaguchi, «Lung Cancer Mortality Among a Cohort of Male Chromate Pigment Workers in Japan », *Int. J. Epidemiol.*, 22(1):16-22 (1993).
- Kauss, P.B., Y.S. Hamdy et B.S. Hamma, «Volume 1, Background: Assessment of Water, Sediment and Biota in the Cornwall, Ontario, and Massena, New York, Section of the St. Lawrence River, 1979-1982», *St. Lawrence River Environmental Investigations*, ministère de l'Environnement de l'Ontario, 157 p., Toronto, Ont. (1988).
- Kennedy, G.L., M.L. Keplinger, R.J. Wingender, E.E. Christofano et J.C. Calandra, «Toxicity of Lead Chromate Pigments and Tissue Residues Following 90 Days Feeding to Albino Rats», *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 37:160 (1976).
- Korallus, U., H.-J. Lange, A. Neiss, E. Wüstefeld et T. Zwingers, «Relationships between Precautionary Measures and Bronchial Carcinoma Mortality in the Chromate-producing Industry», *Arbeitsmedizin Sozialmedizin Präventivmedizin*, 17:159-167 (1982). (National Translation Centre, Translation no.83-13029, pp.1-32). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- Krantzberg, G., «Metal Concentrations in Benthic Insect Larvae and Emergent Adults as a Function of Sediment Contamination», in: *International Conference on Heavy Metals in the Environment*, Volume 2, CEP Consultants Ltd., Edinburgh, Scotland, pp. 159-161 (1985).
- Kumar, A., S.V.S. Rana et R. Prakash, «Dysenzymia Induced by Hexavalent Chromium in Rat Liver», *Int. J. Tiss. React.*, VII(4):333-338 (1985).
- Kumar, A. et S.V.S. Rana, «Enzymological Effects of Hexavalent Chromium in the Rat Kidney», *Int. J. Tiss. React.*, VI(2):135-139 (1984).
- Kumar, A. et S.V.S. Rana, «Lipid Accumulation in Chromium Poisoned Rats», *Int. J. Tiss. React.*, IV(4):291-295 (1982).

- Kumar, A. et R. Barthwal, «Hexavalent Chromium Effects on Hematological Indices in Rats», *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 46:761-768 (1991).
- Kumpulainen, J.T., «Chromium Content of Foods and Diets», *Biol. Trace Elem. Res.*, 32:9-18 (1992).
- Kusiak, R.A., A.C. Ritchie, J. Springer et J. Muller, «Mortality from Stomach Cancer in Ontario Miners», *Brit. J. Ind. Med.*, 50:117-126 (1993).
- Laborda, R., J. Diaz-Mayans et A. Nunez, «Effects of Chromium (VI) in Drinking Water on Liver and Kidney of Albino Rats», *Revista Espanola de Fisiologia*, 43:275-280 (1987).
- Labstat, Incorporated, «An Evaluation of Changes in the Chromium Content of Whole Tobacco from Canadian Cigarettes during the Period 1968-1988», préparé pour Santé et Bien-être social Canada (1992). (inédit).
- Langård, S., A. Andersen et J. Ravnstad, «Incidence of Cancer Among Ferrochromium and Ferrosilicon Workers: An Extended Observation Period», *Brit. J. Ind. Med.*, 47:14-19 (1990). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- Langård, S. et T. Vigander, «Occurrence of Lung Cancer in Workers Producing Chromium Pigments», *Brit. J. Ind. Med.*, 40:71-74 (1983). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- Lindberg, E. et O. Vesterberg, «Urinary Excretion of Proteins in Chrome-platers, Exchromeplaters and Referents», *Scand. J. Work Environ. Health*, 9:505-510 (1983). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- Lindberg, E. et G. Hedenstierna, «Chrome Plating: Symptoms, Findings in the Upper Airways, and Effects on Lung Function», *Arch. Environ. Health*, 38:367-374 (1983). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- Lioy, P.J., N.C.G. Freeman, T. Wainman, A.H. Stern, R. Boesch, T. Howell et S.I. Shupack, «Microenvironmental Analysis of Residential Exposure to Chromium-laden Wastes in and around New Jersey Homes», *Risk Anal.*, 12 (2):287-299 (1992).
- Littorin, M., H. Welinder et B. Hultberg, «Kidney Function in Stainless Steel Welders», *Int. Arch. Occup. Environ. Health*, 53:279-282 (1984). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- Loring, D.H., «Geochemistry of Cobalt, Nickel, Chromium and Vanadium in the Sediments of the Estuary and Open Gulf of St. Lawrence», *Can. J. Earth Sci.*, 16:1196-1209 (1979).

- Lum, K.R. et K.L. Gammon, «Geochemical Availability of Some Trace and Major Elements in Surficial Sediments of the Detroit River and Western Lake Erie», *J. Great Lakes Res.*, 11:328-338 (1985).
- MacKenzie, R.D., R.U. Byerrum, C.F. Decker, C.A. Hoppert et R.F. Langham, «Chronic Toxicity Studies. II. Hexavalent and Trivalent Chromium Administered in Drinking Water to Rats», *Am. Med. Assoc. Arch. Ind. Health*, 18:232-234 (1958).
- MacLatchy, J., «CEPA; PSL; Metal Data from Base Metal Smelters and Refineries», Direction des programmes industriels, Environnement Canada (1992).
- MacMillan, J.K., «Mineral Content of Soils in the Belledune Area», in: *Adaptive Research Reports*, Direction de l'industrie végétale, ministère de l'Agriculture et de l'Aménagement rural du Nouveau-Brunswick, p. 268-272 (1982).
- Mance, G., *Pollution Threat of Heavy Metals in Aquatic Environment*, Elsevier Applied Sciences, London and New York, 372 pp. (1987).
- Mancuso, T.F., «Consideration of Chromium as an Industrial Carcinogen», *Conférence internationale sur les métaux lourds dans l'environnement*, Toronto, Ont., du 27 au 31 oct. 1975, p. 343-356 (1975).
- Ministère de l'Environnement et de la Sécurité et de l'hygiène au travail du Manitoba, «Chromium Concentrations in Manitoba Soil», présenté par D. McEachern (1989).
- Mann Testing Laboratories, «Analysis of Chromium in Canadian Foods», réalisé pour Santé et Bien-être social Canada par Mann Testing Laboratories Ltd. (1992). (rapport inédit).
- Maruyama, Y., «The Effect of Mice Given Oral Administration of Trivalent and Hexavalent Chromium Over a Long-term», *Gifu Daigaku Igakubo Kiyo*, 314:25-46 (1982).
- Masscheleyn, P.H., J.H. Pardue, R.D. DeLaune et W.H. Patrick Jr., «Chromium Redox Chemistry in a Lower Mississippi Valley Bottomland Hardwood Wetland», *Environ. Sci. Technol.*, 26:1217-1226 (1992).
- Mayer, L.M., «Geochemistry of Chromium in Oceans», in: *Chromium in the Natural and Human Environments*, J.O. Nriagu and E. Nieboer (eds.), John Wiley & Sons, pp.173-187 (1988).

- McIlveen, W.D., «Pre-operational Survey in the Westminster Ponds/Pond Mills Conservation Area Relative to the Victoria Hospital Energy from Waste (EFW) Power Plant, London, Ontario, 1984», Direction des ressources atmosphériques, Section de la phytotoxicologie, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto, Ont., 16 p. (1986).
- McKeague, J.A. et M.S. Wolynetz, «Background Levels of Minor Elements in Some Canadian Soils», *Geoderma*, 24:299-307 (1980).
- MENVIQ (Ministère de l'Environnement du Québec), Teneurs en chrome présentes dans certains cours d'eau du Québec entre 1979 et 1988, Direction de l'assainissement des eaux (1989a).
- MENVIQ, «Analyse du chrome dans l'eau potable des réseaux d'aqueduc municipaux du Québec, de 1986 à 1988», rapport interne présenté par H. Durocher, Division des eaux de consommation (1989b).
- MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario), «Thirty Seven Municipal Water Pollution Plants Monitoring Study, Volume I: Interim Report, Volume II: Appendix "A" - Individual Plant Reports», préparé par Canviro Consultants pour la Direction des ressources en eau, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto, Ont. (1988).
- MEO, «Upper Limit Normal Contaminant Guidelines for Phytotoxicology Samples: March 1989», Section de la phytotoxicologie, Direction des ressources atmosphériques, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto, Ont., 7 p. (1989a).
- MEO, «1988 Chromium Results in Distributed Waters in Ontario», rapport interne présenté par P. Lachmaniuk, Direction des ressources en eau, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto, Ont. (1989b).
- MEO, «Second Report on Monitoring Data for the Petroleum Refining Sector», Direction des ressources en eau, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto, Ont., 63 p. (1990).
- MEO, «The Preliminary Report on the First Six Months of the Process Effluent Monitoring in the MISA Pulp and Paper Sector (January 1 to June 30, 1990)», Direction des ressources en eau, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto, Ont., 175 p. (1991a).
- MEO, «The Preliminary Report on the Second Six Months of the Process Effluent Monitoring in the MISA Pulp and Paper Sector (July 1 to December 30, 1990)», Direction des ressources en eau, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto, Ont., 159 p. (1991b).

- MEO, «Status Report on the Effluent Monitoring Data for the Iron and Steel Sector for the Period from November 1, 1989 to October 31, 1990», Direction des ressources en eau, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto, Ont., 219 p. (1991c).
- MEO, «Water Quality Data: Ontario Lakes and Streams - 1987», volume XXIII, rapports préparés par S. Harangozo, Direction des ressources en eau, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto, Ont., région du Centre, 488 p., région du Centre-Ouest, 280 p., région du Nord-Est, 312 p., région du Nord-Ouest, 162 p., région du Sud-Est, 188 p. et région du Sud-Ouest, 324 p. (1991d).
- Méranger, J.C., K.S. Subramanian et C. Chalifoux, «A National Survey for Cadmium, Chromium, Copper, Lead, Zinc, Calcium and Magnesium in Canadian Drinking Water Supplies», *Environ. Sci. Technol.*, 13:707-711(1979).
- Méranger, J.C., K.S. Subramanian et C. Chalifoux, «Metals and Other Elements. Survey for Cadmium, Cobalt, Chromium, Copper, Nickel, Lead, Zinc, Calcium and Magnesium in Canadian Drinking Water Supplies», *J. Assoc. Off. Anal. Chem.*, 64:44-53 (1981).
- Merritt, W.F., «Variation in Trace Element Concentrations along the Length of the Ottawa River», *Can. J. Earth Sci.*, 12:850-857 (1975).
- Metro Toronto RAP Report, «Metro Toronto Remedial Action Plan: Environmental Conditions and Problem Definition», Environnement Canada, ministère de l'Environnement de l'Ontario, ministère des Richesses naturelles, Metropolitan Toronto and Region Conservation Authority, Toronto, Ont., 196 p. (1988).
- Minéraux Noranda Inc., communication personnelle, lettre du 16 avril 1992.
- Moore, J.W., «Chromium», in: *Inorganic Contaminants of Surface Water: Research and Monitoring Priorities*, Springer-Verlag New York Inc., New York, NY, pp. 83-97 (1991).
- Moulin, J.J., P. Portefaix, P. Wild, J.M. Mur, G. Smagghe et B. Mantout, «Mortality Study among Workers Producing Ferroalloys and Stainless Steel in France», *Brit. J. Ind. Med.*, 47:537-543 (1990). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- MROC (Municipalité régionale d'Ottawa-Carleton), «1988 Water Quality Results of the Regional Municipality of Ottawa-Carleton Works Department», Station d'épuration de la rivière des Outaouais et de l'île Lemieux/Britannia, Ottawa, Ont. (1988). (inédit).

- Mudroch A., L. Sarazin et T. Lomas, «Report: Summary of Surface and Background Concentrations of Selected Elements in the Great Lakes Sediments», *J. Great Lakes Res.*, 14:241-251 (1988).
- Municipalité de la communauté urbaine de Toronto, «Drinking Water Mineral Analysis for Metropolitan Toronto Filtration Plants Over 1986 to 1988», rapport interne présenté par J. Carnduff, Service des travaux de la communauté urbaine, Municipalité de la communauté urbaine de Toronto, Toronto, Ont. (1989).
- Murray, J.W., B. Spell et B. Paul, «The Contrasting Geochemistry of Manganese and Chromium in the Eastern Tropical Pacific Ocean, in: *Trace Metal in Seawater, NATO Conference Series 4, Marine Science*, Volume 13, Plenum, pp. 643-669 (1983).
- Mutti, A., S. Lucertini, P. Valcavi, T.M. Neri, M. Fornari, R. Alinovi et I. Franchini, «Urinary Excretion of Brush-border Antigen Revealed by Monoclonal Antibody: Early Indicator of Toxic Nephropathy», *The Lancet ii*, 914-917 (1985). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- NAS (National Academy of Sciences), *Recommended Dietary Allowances*, 10th Edition, National Academy Press, Washington, DC, pp. 241-243 (1989).
- NAS, *Recommended Dietary Allowances*, 9th Edition, National Academy Press, Washington, DC, pp.159-161(1980).
- NAS, *Chromium*, National Academy of Sciences, Washington, DC, 155 pp. (1974).
- Neri, L.C., D. Hewitt, G.B. Schreiber, T.W. Anderson, J.S. Mandel et A. Zdrojewsky, «Health Aspects of Hard and Soft Waters», *J. AWWA*, 67:403-409 (1975).
- Nettesheim, P., M.G. Hanna, D.G. Doherty, R.F. Newell et A. Hellman, «Effect of Calcium Chromate Dust, Influenza Virus, and 100 R Whole-body X Radiation on Lung Tumor Incidence in Mice», *J. Natl. Cancer Inst.*, 47:1129-1144 (1971).
- Nieboer, E. et A.A. Jusys, «Biologic Chemistry of Chromium», in: *Chromium in the Natural and Human Environments*, J.O. Nriagu and E. Nieboer (eds.), John Wiley & Sons, New York, NY, pp. 21-79 (1988).
- Nielsen, J.S. et S.E. Hrudey, «Metal Loadings and Removal at a Municipal Activated Sludge Plant», *Water Res.*, 17:1041-1052 (1983).
- Nova Scotia Department of Health and Fitness, «Levels of Chromium in Surface Waters across Nova Scotia», internal report provided by M. MacPhee, Dept. of Health and Fitness, Nova Scotia (1989).



- Nriagu, J.O., «Production and Uses of Chromium», in: *Chromium in the Natural and Human Environments*, J.O. Nriagu and E. Nieboer (eds.), John Wiley & Sons, New York, NY, pp.125-172 (1988).
- Nriagu, J.O., «Global Metal Pollution: Poisoning the Biosphere», *Environment* 32:7-11 and 28-33 (1990).
- Nriagu, J.O., H.K.T. Wong et W.J. Snodgrass, « Historical Records of Metal Pollution in Sediments of Toronto and Hamilton Harbours», *J. Great Lakes Res.*, 9:365-373 (1983).
- Nriagu, J.O., J.M. Pacyna, J.B. Milford et C.I. Davidson, «Distribution and Characteristic Features of Chromium in Atmosphere», in: *Chromium in the Natural and Human Environments*, J.O. Nriagu and E. Nieboer (eds.), John Wiley & Sons, New York, NY, pp.125-172 (1988).
- Nriagu, J.O. et E. Nieboer (eds.), «Chromium in the Natural and Human Environments», Volume 20 in *Advances in Environmental Science and Technology*, John Wiley & Sons, Inc., New York, NY, 785 pp. (1988).
- Nriagu, J.O., S. Beaubien et D. Blowes, «Chemistry of Chromium in Lakes», *Environ. Rev.* (1993). (In press).
- Ohsaki, Y., S. Abe, K. Kimura, Y. Tsuneta, H. Mikami et M. Murao, «Lung Cancer in Japanese Chromate Workers », *Thorax*, 33:372-374 (1978).
- Ontario Hydro, «A Review of Ontario Hydro's MISA Monitoring Results», prepared by W.W. Maruska, Environment Support Department, 35 pp., NOCS-IR-077292-001 OUO, TSD-07291-001 (1992).
- Outridge, P.M. et A.M. Scheuhammer, «Bioaccumulation and Toxicology of Chromium: Implications for Wildlife», *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, 130:31-77 (1993).
- Paustenbach, D.J., P.J. Sheehan, J.M. Paull, L.M. Wisser et B.L. Finley, «Review of the Allergic Contact Dermatitis Hazard Posed by Chromium-contaminated Soil: Identifying a "Safe" Concentration», *J. Toxicol. Environ. Health*, 37:177-207 (1992).
- Pelletier, E. et G. Canuel, «Trace Metals in Surface Sediment of the Saguenay Fjord, Canada», *Mar. Pollut. Bull.*, 19:336-338 (1988).
- Percy, K.E., «Heavy Metal and Sulphur Concentrations in *Sphagnum magellanicum* Brid. in the Maritime Provinces, Canada», *Water Air Soil Pollut.*, 19:341-349 (1983).

- Pettine, M. et F.J. Millero, «Chromium Speciation in Seawater: The Probable Role of Hydrogen Peroxide», *Limnol. Oceanogr.*, 35:730-736 (1990).
- Pettine, M., F.J. Millero et T. La Noce, «Chromium (III) Interactions in Seawater through its Oxidation Kinetics», *Mar. Chem.*, 34:29-46 (1991).
- Pettine, M., M. Camusso et W. Martinotti, «Dissolved and Particulate Transport of Arsenic and Chromium on the Po River (Italy)», *Sci. Total Environ.*, 119:253-280 (1992).
- Phillips, D.R., «Chromium», *in: Canadian Mineral Yearbook*, Direction des ressources minérales, Énergie, Mines et Ressources, Ottawa, Ont., p.20.1–20.10 (1988).
- PHS, «Health of Workers in Chromate Producing Industry», United States Public Health Service, Division of Occupational Health Publications No.192, Washington, DC, pp.131 (1953). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- Pippard, E.C., E.D. Acheson et P.D. Winter, «Mortality of Tanners», *Brit. J. Ind. Med.*, 42:285-287 (1985). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- PISC (Programme international sur la sécurité des substances chimiques), *Chromium*, Critère d'hygiène de l'environnement n° 61, Organisation mondiale de la santé, Genève, Suisse, 197 p. (1988).
- PNUE (Programme des Nations Unies sur l'Environnement), «Environmental Data Report», préparé par le Monitoring and Assessment Research Centre, Basil Blackwell Inc., New York, NY, 352 p. (1987).
- Pokrovskaya, L.V. et N.K. Shabynina, «Carcinogenic Hazards in the Chromium Ferroalloy Industry», *Gigiena truda i professional'nye zabolevaniya*, 10:23-26 (HSE Translation 12724A) (1973). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- Popper, H.H., G. Wiespainer, E. Leingartner, W. Weybora et M. Ratschek, «Short-term Chromate Inhalation in a Computer-assisted Inhalation Chamber: Immediate Toxicity and Late Cancer Development», *Environ. Hyg.*, 111:127-131 (1992).
- Rafnsson, V. et S.G. Jóhannesdóttir, «Mortality Among Masons in Iceland», *Brit. J. Ind. Med.*, 43:522-525 (1986). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- Rai, D., L.E. Eary et J.M. Zachara, «Environmental Chemistry of Chromium», *Sci. Total Environ.*, 86:15-23 (1989).

- Rao, G.A.K. et T. Viraraghavan, «Removal of Heavy Metals at a Canadian Wastewater Treatment Plant», *J. Environ. Sci. Health*, A27: 13-23 (1992).
- Riedel, G.F., «Influence of Salinity and Sulfate on the Toxicity of Chromium(VI) to the Estuarine Diatom *Thalassiosira pseudonana*», *J. Phycol.*, 20:496-500 (1984).
- Roberts. B.A., «Some Chemical and Physical Properties of Serpentine Soils from Western Newfoundland», *Can. J. Soil Sci.*, 60:231-240 (1980).
- Romoser, G.L., W.A. Dudley, L.J. Machlin et L. Loveless, «Toxicity of Vanadium and Chromium for the Growing Chick», *Poult. Sci.*, 40:1171-1173 (1961).
- Ross, D.S., R.E. Sjogren et R.J. Bartlett, «Behavior of Chromium in Soils: IV. Toxicity to Microorganisms», *J. Environ. Qual.*, 10:145-148 (1981).
- Rossmann, R. et J. Barres, «Trace Element Concentrations in Near-surface Waters of the Great Lakes and Methods of Collection, Storage and Analysis», *J. Great Lakes Res.*, 14:188-204 (1988).
- Rousseaux, P., A. Navarro et P. Vermande, «Distribution of Seven Heavy Metals in European Household Components», in: *International Conference on Heavy Metals in the Environment*, J.-P. Vernet (ed.), Volume Two, Geneva - September 1989, CEP Consultants Ltd., Edinburgh, Scotland, pp. 87-90 (1989).
- Royle, H., «Toxicity of Chromic Acid in the Chromium Plating Industry (1)», *Environ. Res.*, 10:39-53 (1975). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992.)
- Saleh, F.Y., T.F. Parkerton, R.V. Lewis, J.H. Huang et K.L. Dickson, «Kinetics of Chromium Transformations in the Environment», *Sci. Total Environ.*, 86:25-41(1989).
- Samant, H.S., K.G. Doe et O.C. Vaidya, «An Integrated Chemical and Biological Study of the Bioavailability of Metals in Sediments from Two Contaminated Harbours in New Brunswick, Canada», *Sci. Total Environ.*, 96:253-268 (1990).
- Saskatchewan Environment and Public Safety, «Monitoring Results on Chromium Levels in Saskatchewan Drinking Water from Surface and Ground Supplies - 1986 - May, 1989», internal report provided by D. Nargang, Water Quality Branch, Saskatchewan Environment and Public Safety (1989).

- Sassi, C., «Occupational Pathology in a Chromate Plant», *Medicina del Lavoro*, 47:314-327. (1956). (in Italian). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- Satoh, K., Y. Fukuda, K. Torii et N. Katsuno, «Epidemiological Study of Workers Engaged in the Manufacture of Chromium Compounds», *J. Occup. Med.*, 23:835-838 (1981a). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- Satoh, K., Y. Fukuda, K. Torii et N. Katsuno, «Epidemiological Study of Chromium Chemical Production Workers», *Proceedings of the 2nd Chromates Symposium*, pp. 61-75 (1981b). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- SBSC (Santé et Bien-être social Canada), «Rapport sur les habitudes alimentaires: un rapport de Nutrition Canada», présenté par le Bureau des sciences de la nutrition, Santé et Bien-être social Canada, Ottawa, Ont. (1977).
- SBSC, «Chemical Water Analysis Relative to Surface and Drinking Waters in the Yukon Territory from the Year 1986 to 1989», présenté par G. Allen, Direction des services médicaux, région du Yukon, Canada (1989).
- SBSC, «*Recommandations sur la nutrition - Rapport du comité scientifique de révision 1990*», Santé et Bien-être social Canada, p.184-186 (1990).
- Schreier, H., T.G. Northcote et K. Hall, «Trace Metals in Fish Exposed to Asbestos Rich Sediments», *Water Air Soil Pollut.*, 35:279-291(1987).
- Schroeder, H.A., W.H. Vinton et J.J. Balassa, «Effect of Chromium, Cadmium and other Trace Metals on the Growth and Survival of Mice», *J. Nutr.*, 80:39-47 (1963).
- Schroeder, H.A., J.J. Balassa et W.H. Vinton, «Chromium, Lead, Cadmium, Nickel and Titanium in Mice: Effect on Mortality, Tumors and Tissue Levels», *J. Nutr.*, 83:239-250 (1964).
- Schroeder, H.A., J.J. Balassa et W.H. Vinton, «Chromium, Cadmium and Lead in Rats: Effects on Life Span, Tumors and Tissue Levels», *J. Nutr.*, 86:51-66 (1965).
- Severn Sound RAP Report, «Severn Sound Remedial Action Plan Part I: Environmental Conditions and Problem Definition», Entente Canada-Ontario relative à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Environnement Canada, ministère des Richesses naturelles, district Huronia, ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, 99 p. (1988).

- Shmitova, L.A., «The Course of Pregnancy in Women Engaged in the Production of Chromium and its Compounds» (« Vliyani e prof faktorov na spetsificheskie funktsii zhenskogo organizma»), *Sverdlovsk*, 108-111 (1978). (in Russian). (Cited in ATSDR, 1991).
- Shmitova, L.A., « Content of Hexavalent Chromium in the Biological Substrates of Pregnant Women and Women in the Immediate Post-natal Period Engaged in the Manufacture of Chromium Compounds», *Gig. truda Prof. Zabol.*, 2:33-35 (1980). (in Russian). (Cited in ATSDR, 1991.)
- Siemiatycki, J., S. Wacholder, R. Dewar, E. Cardis, C. Greenwood et L. Richardson, «Degree of Confounding Bias Related to Smoking, Ethnic Group and Socioeconomic Status in Estimates of the Associations between Occupation and Cancer», *J. Occup. Med.*, 30:617-625 (1988).
- Siemiatycki, J., *Risk Factors for Cancer in the Workplace*, CRC Press, Boca Raton, FL, 325 pp. (1991).
- Silverstein, M., F. Mirer, D. Kotelchuck, B. Silverstein et M. Bennett, «Mortality Among Workers in a Die-casting and Electroplating Plant», *Scand. J. Work Environ. Health*, 7 (suppl. 4):156-165 (1981). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- Simonato, L., A.C. Fletcher, A. Andersen, K. Anderson, N. Becker, J. Chang-Claude, G. Ferro, M. Gérin, C.N. Gray, K.S. Hansen, P.-L. Kalliomäki, K. Kurppa, S. Långard, F. Merlò, J.J. Moulin, M.L. Newhouse, J. Peto, E. Pukkala, B. Sjögren, P. Wild, R. Winkelmann et R. Saracci, «A Historical Prospective Study of European Stainless Steel, Mild Steel, and Shipyard Welders», *Brit. J. Ind. Med.*, 48:145-154 (1991). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- Sloof, W., R. Cleven, J. Janus et P. van der Poel, «Integrated Criteria Document - Chromium», National Institute of Public Health and Environmental Protection, The Netherlands, Report No. 710401002, 151 pp. (1990).
- Soane, B.D. et Saunder, D.H., «Nickel and Chromium Toxicity of Serpentine Soils in Southern Rhodesia». *Soil Sci.*, 88:322-330 (1959).
- Sorahan, T., D.C.L. Burges et J.A.H. Waterhouse, «A Mortality Study of Nickel/chromium Platers», *Brit. J. Ind. Med.*, 44:250-258 (1987). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- St. Marys River RAP Report, «Environmental Conditions and Problem Definitions, Remedial Action Plan, Stage 1. Canada-Ontario», ministère de l'Environnement de l'Ontario, Sarnia, Ont., et Michigan Department of Natural Resources, Lansing, MI, 330 p. (1992).

- Statistique Canada, «Importation par marchandise - Décembre 1989», Industrie, Sciences et Technologie Canada, Ottawa, Ont., 496 pp. (1989).
- Statistique Canada, «Importation par marchandise - Décembre 1990», Industrie, Sciences et Technologie Canada, Ottawa, Ont., 492 pp. (1990).
- Statistique Canada, «Importation par marchandise - Décembre 1991», Industrie, Sciences et Technologie Canada, Ottawa, Ont., 484 pp. (1991).
- Steffee, C.H. et A.M. Baetjer, «Histopathologic Effects of Chromate Chemicals», *Arch. Environ. Health*, 11:66-75 (1965).
- Stern, F.B., J.J. Beaumont, W.E. Halperin, L.I. Murthy, B.W. Hills et J.M. Fajen, «Mortality of Chrome Leather Tannery Workers and Chemical Exposures in Tanneries», *Scand. J. Work Environ. Health*, 13:108-117 (1987). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- Struger, J., J.E. Elliott et D.V. Weseloh, «Metals and Essential Elements in Herring Gulls from the Great Lakes, 1983», *J. Great Lakes Res.*, 13:43-55 (1987).
- Sturgeon, R. et S.S. Berman, «Sampling and Storage of Natural Waters for Trace Metals», *CRC Critical Reviews in Analytical Chemistry*, 18(3):209-244 (1987).
- Svensson, B.G., V. Englander, B. Åkesson, R. Åttewell, S. Skerfving, Å. Ericson et T. Möller, «Deaths and Tumors Among Workers Grinding Stainless Steel», *Am. J. Ind. Med.*, 15: 51-59 (1989). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- Sykes, R.L., D.R. Corning et N.J. Earl, «The Effect of Soil - Chromium(III) on the Growth and Chromium Absorption of Various Plants», *J. Am. Leather Chem. Assoc.*, 76:102-125 (1981).
- Tabatabai, M.A., «Effects of Trace Elements on Urease Activity in Soils», *Soil Biol. Biochem.*, 9:9-13 (1977).
- Taylor, F.H., «The Relationship of Mortality and Duration of Employment as Reflected by a Cohort of Chromate Workers», *Am. J. Public Health*, 56:218-229 (1966). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- Trabalka, J.R. et C.W. Gehrs, «An Observation on the Toxicity of Hexavalent Chromium to *Daphnia magna*», *Toxicol. Lett.*, 1:131-134 (1977).

- Triebig, G., W. Zschiesche, K.H. Schaller, D. Weltle et H. Valentin, «Studies on the Nephrotoxicity of Heavy Metals in Iron and Steel Industries», in: *Occupational and Environmental Chemical Hazards. Cellular and Biochemical Indices for Monitoring Toxicity*, V. Foa, E.A. Emmett, M. Maroni, and A. Colombi (eds.), Chichester, Ellis Horwood, pp. 334-338 (1987). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- Turner, M.A. et Rust, R.H., «Effects of Cr(VI) on Growth and Mineral Nutrition of Soybeans», *Soil Sci. Am. Proc.*, 35:755-758 (1971).
- Van Voris, T.L. Page, W.H. Rickard, J.G. Droppo et B.E. Vaughan, «Environmental Implications of Trace Element Releases from Canadian Coal-fired Generating Stations», Volume 1 of *Canadian Electrical Association - Research Report*, Battelle Pacific Northwest Laboratories, Richland, WA (1985).
- Verschoor, M.A., P.C. Bragt, R.F.M. Herber, R.L. Zielhuis et W.C.M. Zwennis, «Renal Function of Chrome-plating Workers and Welders», *Int. Arch. Occup. Environ. Health*, 60:67-70 (1988). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992.)
- Ville de Montréal, *Teneurs en chrome dans l'eau potable de la ville de Montréal, de 1980 à 1988*, préparé par C. Charette, usines de traitement des eaux usés, Services de travaux publics, Montréal, Québec (1989).
- Ville de Winnipeg, «Analysis of Metals in Water from City Distribution System 1985-87», présenté par le Département de la collecte et de l'élimination des déchets A. Permut, Services d'aqueduc de la ville de Winnipeg (1989).
- Vyskocil, A., J. Smejkalova, J. Tejral, S. Emminger, M. Vincentova, E. Ettlrove, R. Lauwerys et A. Bernard, «Lack of Renal Changes in Stainless Steel Welders Exposed to Chromium and Nickel», *Scand. J. Work Environ. Health*, 18:252-256 (1992).
- Warner, J.E. et K.R. Solomon, «Acidity as a Factor in Leaching of Copper, Chromium and Arsenic from CCA-treated Dimension Lumber», *Environ. Toxicol. Chem.*, 9:1331-1337 (1990).
- Watanabe, S. et Y. Fukuchi, «Cancer Mortality of Chromate-producing Workers», in: *XXI International Congress on Occupational Health*, I.E. Eustace (ed.), du 9 au 14 septembre, 1984, Dublin, Irlande, Commission permanente et Association internationale pour la médecine de travail, p. 442 (1984). (Cité dans BIBRA Toxicology International, 1992).

- Watanabe, S. et Y. Fukuchi, « An Epidemiological Survey on Lung Cancer in Workers of a Chromate-producing Industry in Hokkaido, Japan», *Int. Cong. Occup. Health Abs.*, 18:149-150 (1975). (Cited in BIBRA Toxicology International, 1992).
- Webber, M.D. et A. Shames, «Heavy Metals Concentration in Halton Region Soils: An Assessment for Future Municipal Sludge Utilization», *Can. J. Soil Sci.*, 67:893-903 (1987).
- Williams, J.H., «Chromium in Sewage Applied to Agricultural Land. Final Report», Commission des Communautés européennes, Bruxelles, Belgique, p.58 (1988).
- Witmer, C., «Panel Discussion: Mechanisms and Health Effects of Chromium», *Environ. Health Perspect.*, 92:87-89 (1991).
- Yongue, D.R., G.V. Alexander et D. McDermott-Ehrlich, «Vessel-related Contamination of Southern California Harbours by Copper and Other Metals», *Mar. Poll. Bull.*, 104:50-56 (1979).
- Zahid, Z.R., Z.S. Al-Hakkak, A.H.H. Kadhimm, E.A. Elias et I.S. Al-Jumaily, «Comparative Effects of Trivalent and Hexavalent Chromium on Spermato genesis of the Mouse», *Toxicol. Environ. Chem.*, 25:131 - 136 (1990).
- Zarafonitis, J.H. et R.E. Hampton, «Some Effects of Small Concentrations of Chromium on Growth and Photosynthesis in Algae», *Mich. Acad.*, 6:417-421(1974).
- Zhang, J. et X. Li, «Chromium Pollution of Soil and Water in Jinzhou», *J. Chinese Prevent. Med.*, 21:262-264 (1987).