

---

# Le chrome

On a fixé la concentration maximale acceptable du chrome dans l'eau potable à  $0,05 \text{ mg/L}$  ( $50 \text{ }\mu\text{g/L}$ ) en tenant compte des exigences de la santé publique. Le chrome à l'état trivalent, que l'on retrouve le plus fréquemment dans la nature, n'apparaît pas comme un métal toxique. Cependant, si les eaux brutes en contiennent, le procédé de chloration peut l'oxyder et en faire du chrome hexavalent, auquel on attribue surtout les effets toxiques du chrome pour l'homme. Cependant, à la concentration maximale acceptable indiquée ci-haut, dans l'eau potable, l'ingestion de chrome hexavalent n'a eu aucun effet nocif connu sur la santé de l'homme ou des animaux.

## Généralités

Le chrome existe sous plusieurs valences de  $-2$  à  $6$ , mais c'est surtout sous l'état trivalent ou hexavalent qu'on le trouve dans la nature. Le chrome trivalent (Cr[III]) est l'état le plus répandu: la plupart des sols et des roches contiennent de petites quantités d'oxyde chromique ( $\text{Cr}_2\text{O}_3$ ). Le chrome hexavalent (Cr[VI]) est rare, et les chromates ( $\text{CrO}_4^{2-}$ ) et les bichromates ( $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ ) qui sont observés dans l'environnement proviennent généralement de rejets industriels ou domestiques. Le chrome est présent dans les sols canadiens à des concentrations variant entre  $20$  et  $125 \text{ mg/kg}^{(1)}$  et l'on en trouve à l'état de traces dans la plupart des tissus végétaux et animaux.

Le chrome est très utilisé dans l'industrie. Dans le secteur métallurgique, les composés du chrome hexavalent servent à la fabrication de chrome métallique et d'alliages, ainsi qu'au chromage; dans l'industrie chimique, on les utilise comme oxydants et pour la fabrication d'autres composés de chrome. L'emploi des sels de chrome trivalent est moins généralisé, ces substances étant employées dans la teinture des textiles, l'industrie de la céramique et du verre, ainsi qu'en photographie.

La chromite ( $\text{FeOCr}_2\text{O}_3$ ) est le seul minerai exploité commercialement. Étant donné la faible teneur des gisements chromifères du Canada, celui-ci doit importer tout le chrome dont il a besoin. En 1981, la consommation canadienne de chromite a atteint  $24\,771$  tonnes.<sup>(2)</sup>

## Présence dans l'environnement

Les sels (chlorure, nitrate et sulfate) de chrome trivalent sont rapidement solubles dans l'eau, à l'exception de l'hydroxyde et du carbonate. Parmi les sels communs de chrome hexavalent, seuls les chromates de sodium, potassium et ammonium ainsi que les bichromates correspondants sont solubles. La majeure partie du chrome disséminé dans les sols se présente sous forme de chromites très peu solubles. La météorisation, l'oxydation et l'action des bactéries transforment ces chromites en sels solubles; l'altération des gisements de chrome est à l'origine d'une faible part des concentrations de chrome dans les eaux naturelles. Les eaux résiduaires chromifères de l'industrie et les eaux des circuits de refroidissement contenant des chromates inhibiteurs de corrosion peuvent également contaminer les eaux naturelles.

C'est la teneur en chrome total dissous qui est le paramètre le plus mesuré lors des analyses des oligo-éléments présents dans les eaux superficielles et souterraines. On tient généralement pour acquis que le chrome trivalent n'est probablement pas présent dans des eaux de pH 5 ou plus, en raison de la faible solubilité de l'oxyde hydraté.<sup>(3)</sup> Des études préliminaires ont cependant montré la présence des chromes trivalent et hexavalent dans les eaux superficielles. Une analyse d'échantillons prélevés dans le bassin hydrographique supérieur de la rivière Susquehanna, dans l'État de New York, a révélé la prédominance du Cr(III) dans les eaux non contaminées, ainsi qu'une augmentation de la concentration moyenne de Cr(VI) dans la rivière en aval d'un exutoire.<sup>(4)</sup> Dans les eaux lacustres naturelles, le Cr(III) se transforme très lentement en Cr(VI).<sup>(5)</sup> Dans l'eau potable chlorée, le chrome est habituellement présent sous son état hexavalent.

On trouve généralement de faibles teneurs en chrome dans les eaux superficielles canadiennes. On en a relevé, dans les Grands Lacs, des teneurs moyennes d'environ  $0,001 \text{ mg/L}$ , dans une plage de  $0,0002$  à  $0,019 \text{ mg/L}$ ,<sup>(6,7)</sup> et dans les rivières canadiennes des teneurs allant de  $0,002$  à  $0,023 \text{ mg/L}$ .<sup>(7)</sup> Les données obtenues par les stations NAQUADAT de 1980 à 1985 montrent que les concentrations de chrome total dans les eaux brutes du Canada Central vont du seuil de

détection de 0,002 mg/L jusqu'à 0,044 mg/L; dans la région de l'Atlantique, elles sont comprises entre ce même seuil de détection et 0,024 mg/L.<sup>(8)</sup> On a déterminé que les concentrations de chrome dans les eaux canadiennes étaient en général inférieures à 0,025 mg/L.<sup>(1)</sup>

Un échantillonnage des eaux des réseaux publics de distribution du Canada a indiqué que la concentration maximale de chrome dans les eaux brutes atteignait 0,014 mg/L, et la concentration maximale relevée dans les eaux traitées et distribuées était de 0,009 mg/L. La concentration médiane des trois types d'échantillons était de 0,002 mg/L.<sup>(9)</sup> Des concentrations de chrome supérieures à 0,001 mg/L ont été décelées dans seulement 11 pour cent des échantillons d'eau potable chez des consommateurs alimentés par 969 réseaux publics de distribution des États-Unis. Ces échantillons contenaient en moyenne 0,0023 mg/L de chrome.<sup>(10)</sup>

La rareté des données ne permet pas de déterminer la concentration moyenne de chrome dans l'atmosphère des villes canadiennes. Les échantillons d'air prélevés dans cinq régions périphériques du Canada contenaient des concentrations de chrome de 0,00000032 à 0,000025 mg/m<sup>3</sup>.<sup>(11)</sup> Aux États-Unis, les concentrations observées dans l'air urbain allaient de moins de 0,00001 mg/m<sup>3</sup> à 0,00005 mg/m<sup>3</sup>.<sup>(12)</sup>

La teneur en chrome des aliments varie considérablement. Le lait et les produits laitiers (teneur moyenne de 0,06 mg/kg), la viande (0,07 mg/kg), les céréales (0,17 mg/kg), les pommes de terre (0,05 mg/kg), les fruits (0,06 mg/kg) et le sucre (0,34 mg/kg) sont les principales sources alimentaires de ce métal.<sup>(13)</sup> On a observé des concentrations de chrome variant de 0,13 à 0,85 mg/kg dans divers fruits de mer vendus au Canada.<sup>(14)</sup> Les boissons gazeuses et les jus de fruit en contiennent généralement moins de 0,01 mg/L.<sup>(15)</sup> Les vins importés et canadiens, vendus au pays, ont une teneur en chrome allant de 0,02 à 0,06 mg/L.<sup>(16)</sup> Dans les aliments, le chrome est présent surtout sous son état trivalent, mais certains produits peuvent contenir jusqu'à 63 pour cent du chrome total sous son état hexavalent.<sup>(17)</sup> Dans les aliments cuits, les concentrations de chrome peuvent être légèrement plus élevées, à cause de l'emploi d'ustensiles en acier inoxydable.

### Exposition des Canadiens

Des analyses récentes de rations alimentaires (y compris l'eau potable) choisies par le consommateur canadien ont révélé que l'apport quotidien de chrome par l'alimentation atteignait en moyenne 0,055 mg, dans une plage de 0,01 à 0,16 mg.<sup>(18)</sup> Des études effectuées aux États-Unis ont montré que l'apport quotidien moyen de chrome dans l'alimentation allait de 0,06 à 0,09 mg.<sup>(19,20)</sup> Toutes ces quantités sont

considérablement inférieures aux estimations antérieures, soit 0,2 mg/jour environ,<sup>(13,21)</sup> et ce résultat est probablement dû au perfectionnement des techniques d'analyse.<sup>(18,22)</sup>

En supposant que le consommateur boive quotidiennement 1,5 L d'eau potable,<sup>(23)</sup> et que la teneur moyenne en chrome de l'eau potable canadienne soit de 0,002 mg/L, l'ingestion quotidienne moyenne de chrome à partir de l'eau potable atteindrait 0,003 mg par personne. Cette quantité se compare favorablement aux estimations américaines qui vont de 0,004 à 0,005 mg.<sup>(11,24)</sup> La contribution des aliments à l'apport quotidien de chrome est beaucoup plus forte que celle de l'eau potable. Celle-ci ne contribue que pour 10 pour cent à l'apport alimentaire de chrome.

Si l'on suppose que la concentration de chrome dans l'atmosphère, au Canada, est de 0,000015 mg/m<sup>3</sup><sup>(25)</sup> et que le volume d'air respiré quotidiennement atteint 20 m<sup>3</sup> par personne, l'apport quotidien de chrome à partir de l'air est de 0,0003 mg. On a estimé cette quantité à 0,00028 mg pour l'habitant des États-Unis<sup>(24)</sup> mais, selon l'U.S. National Academy of Sciences, elle ne serait que de 0,00004 à 0,00008 mg.<sup>(26)</sup> On trouve aussi du chrome dans les cigarettes.<sup>(27)</sup>

D'après ce qui précède, l'apport quotidien total de chrome provenant des aliments, de l'air et de l'eau serait d'environ 0,06 mg. Pour les fumeurs, cet apport serait plus élevé à cause de la présence de chrome dans les cigarettes.

### Techniques de traitement des eaux

Comme de nombreux réseaux de distribution d'eau potable n'ont aucun problème de contamination par le chrome, on n'a effectué que peu d'études sur l'efficacité de l'élimination du chrome par les traitements habituels. La plupart des données recueillies proviennent d'études en laboratoire ou en usine pilote.<sup>(28)</sup>

Le chrome trivalent est le moins toxique et le plus facile à éliminer dans l'approvisionnement en eau au cours du traitement de l'eau brute. Il a été établi que la coagulation à l'alun ou par le sulfate ferrique et l'adoucissement à la chaux peuvent éliminer au moins 90 pour cent d'une concentration initiale de chrome trivalent de 0,15 mg/L. L'efficacité de la coagulation par le sulfate ferrique est indépendante d'un pH fixé entre 6,5 et 9,3. La coagulation à l'alun présente une efficacité maximale pour une plage de pH de 7,5 à 8,5, mais elle ne réussit à éliminer qu'environ 80 pour cent du chrome lorsque le pH atteint 9,2. Avec l'adoucissement à la chaux, la coagulation la plus forte est obtenue avec un pH supérieur à 10,5; la quantité de chrome éliminée diminue jusqu'à environ 70 à 80 pour cent lorsque le pH atteint 9,5. Dans le cas de concentrations de chrome initiales de 10 mg/L, les trois méthodes permettent de les réduire dans une proportion de 98 pour cent.<sup>(29)</sup>

Aucune des trois méthodes n'élimine efficacement le chrome hexavalent. C'est la coagulation par le sulfate ferrique qui est la meilleure, car elle permet d'éliminer 35 pour cent du chrome hexavalent lorsque le pH est de 5,5. Ni la coagulation à l'alun, ni l'adoucissement à la chaux ne réussissent à éliminer plus de 10 pour cent du chrome.<sup>(29)</sup>

La méthode par excellence pour éliminer le chrome hexavalent est la coagulation par le sulfate ferreux, qui réduit le chrome à l'état trivalent. Des études effectuées sur l'eau de rivière contenant 0,15 mg/L de chrome hexavalent ont montré que le sulfate ferreux peut en éliminer 98 pour cent lorsque le pH est compris dans une plage de 6,5 à 9,3. Dans le cas de concentrations initiales de chrome hexavalent supérieures à 0,2 mg/L environ, il est nécessaire d'ajuster le pH pendant plusieurs minutes après la coagulation pour permettre une réduction plus complète du chrome hexavalent en chrome trivalent.<sup>(29)</sup>

La chloration de l'eau avant traitement tend à oxyder tout le chrome trivalent en chrome hexavalent, et à réduire ainsi l'efficacité des méthodes d'élimination du chrome trivalent. L'addition de 2 mg de chlore par litre d'eau et un temps de contact allant jusqu'à 6 heures diminuent l'efficacité de la coagulation à l'alun de 10 pour cent seulement, mais des réductions beaucoup plus considérables ont été observées quand le temps de contact était plus long.<sup>(29)</sup> La chloration de l'eau après traitement devrait convertir tout le chrome trivalent résiduel en chrome hexavalent. Cependant, on n'a pu déterminer avec certitude si le passage de l'eau dans des canalisations en fer pourrait inverser cette réaction.

## Effets sur la santé

### Besoins essentiels

Seuls les chromes trivalent et hexavalent semblent jouer un rôle dans les milieux biologiques<sup>(30)</sup> et seul le chrome trivalent apparaît comme un oligo-élément indispensable.<sup>(31)</sup> Il est nécessaire pour la synthèse des corps gras à partir du glucose et aussi pour l'oxydation des graisses en gaz carbonique. On croit que la forme biologiquement active de ce métal est un complexe acide nicotinique – acide aminé (glycine, acide glutamique et cystéine) – chrome trivalent, qui agit comme un activateur de l'insuline, probablement grâce à la formation d'un complexe entre les groupes sulfhydryle de la membrane cellulaire et ceux de la chaîne A de l'insuline.<sup>(32,33)</sup> Ce complexe, qui est présent dans divers aliments, est appelé "facteur de tolérance au glucose". Le principal effet biochimique d'une carence en chrome est une réduction de la sensibilité à l'insuline exogène ou endogène.<sup>(33)</sup>

Il devient évident qu'une carence en chrome est un facteur important du développement de

l'athérosclérose.<sup>(34,35)</sup> Chez les animaux, une grave carence en chrome entraîne une réduction du taux de croissance et de la longévité, et augmente les concentrations de cholestérol sérique, ainsi que la formation de plaques calcifiées dans l'aorte. Dans certaines conditions, un syndrome analogue à celui du diabète sucré apparaît, avec une hyperglycémie à jeun et une glycosurie. On a également relié la faiblesse des concentrations de chrome dans le plasma ou les cheveux avec une plus forte probabilité de coronaropathie.<sup>(36,37)</sup> Le U.S. Food and Nutrition Board a fixé entre 0,05 à 0,2 mg/jour la quantité de chrome nécessaire au maintien d'une bonne santé physique.<sup>(38)</sup>

### Absorption, répartition et excrétion

La proportion de chrome qui est absorbée par l'intestin est l'objet de plusieurs estimations. Certaines données indiquent que de 2 à 10 pour cent environ du chrome hexavalent et de 0,1 à 3 pour cent du chrome trivalent inorganique ingérés sont absorbés.<sup>(39,40)</sup> On a estimé à 2,1 pour cent l'absorption du chrome hexavalent ingéré chez l'homme.<sup>(41)</sup> D'après des études effectuées sur des rats, la proportion de chrome hexavalent absorbée serait neuf fois plus forte que celle du chrome trivalent.<sup>(42)</sup> D'autres estimations situent l'absorption des deux formes du chrome inorganique entre 0,5 et 3 pour cent.<sup>(43,44)</sup> Le suc gastrique inhibe l'absorption du chrome trivalent et hexavalent inorganique et réduit partiellement l'état hexavalent à l'état trivalent.<sup>(41)</sup> Sous forme de facteur de tolérance au glucose (organique), le chrome est beaucoup plus facilement absorbé qu'à l'état non organique. On croit qu'au moins 10 à 25 pour cent du chrome organique ingéré sont absorbés par la voie intestinale, probablement au niveau du jéjunum ou de la partie supérieure de l'iléon.<sup>(18,34,39)</sup> L'absorption intestinale du chrome pendant la petite enfance est plus rapide qu'à l'âge adulte.<sup>(45)</sup> Comme on ignore quelle proportion du chrome ingéré est hexavalent, trivalent, non organique ou lié organiquement, il est impossible d'estimer avec fiabilité la quantité de chrome absorbée quotidiennement. Ce problème est illustré dans un document publié par l'Organisation mondiale de la santé, selon lequel 10 pour cent du chrome ingéré seraient absorbés.<sup>(40,46)</sup> Cette valeur suppose un apport quotidien moyen de chrome à partir de la ration alimentaire canadienne d'environ 0,006 mg. Cependant, une estimation indépendante de l'apport quotidien aux États-Unis le situe à 0,001 mg ou moins.<sup>(23)</sup>

On croit que les particules atmosphériques de chrome dont la masse est supérieure à 0,001 mg n'atteignent pas les alvéoles pulmonaires, mais sont retenues dans les bronches. Ces particules sont par la suite repoussées vers le pharynx par l'action ciliaire, puis avalées. Cette voie d'exposition pourrait donc

contribuer à l'apport alimentaire.<sup>(47)</sup> Une partie des aérosols contenant du chrome se dépose dans les voies respiratoires des sujets exposés. Les particules insolubles assez petites pour pénétrer dans les alvéoles peuvent être retenues dans les tissus. Si les particules sont dissoutes, le chrome pénètre dans le sang et se disperse dans tout le corps.

Le métabolisme du chrome ingéré dépend de sa forme chimique. Le chlorure de chrome administré par voie parentérale à des rats disparaît rapidement du sang et est absorbé en majeure partie par les ovaires ou les testicules et la rate, tandis que le chrome administré sous forme de complexe organique du facteur de tolérance au glucose s'accumule surtout dans le foie. Le devenir du chrome trivalent inhalé diffère de celui du chrome hexavalent. Trente jours après une injection intratrachéale d'un aérosol contenant du chrome à des cobayes, 30 pour cent du chrome trivalent contre seulement 2,4 pour cent du chrome hexavalent étaient demeurés dans les tissus pulmonaires.<sup>(48)</sup> On a observé une concentration supérieure de chrome dans les hématies, le foie, les reins et la rate après une injection intratrachéale de chrome hexavalent.

Des études sur des rongeurs ont montré que le chrome peut traverser la barrière placentaire. On a estimé que le pourcentage de la dose de chrome inorganique transmis au fœtus allait de 0 à 12 pour cent dans le cas du chrome hexavalent et se situait à 0,4 pour cent dans celui du chrome trivalent.<sup>(49)</sup> Par contre, de 20 à 50 pour cent du chrome administré sous forme de facteur de tolérance au glucose ont été retrouvés dans les portées.<sup>(50)</sup> Ce fait semble confirmer le rôle d'oligo-élément indispensable assumé par le chrome.<sup>(43)</sup>

Il semble exister un mécanisme d'homéostasie, s'appuyant sur les fonctions de transit hépatique ou intestinal, qui empêche toute accumulation excessive de chrome trivalent.<sup>(51)</sup> Chez l'homme, les concentrations les plus importantes de chrome se trouvent dans la peau, les muscles et la graisse; la plus élevée se situe dans les poumons. Le contenu total moyen du corps en chrome est d'environ 6 mg,<sup>(18)</sup> mais les concentrations observées dans les tissus varient selon le sexe, l'âge et l'endroit où habite le sujet.<sup>(34)</sup>

Au moins 80 pour cent du chrome excrété est éliminé dans l'urine, et le reste dans les fèces. On ne s'entend guère sur la quantité de chrome excrété quotidiennement dans l'urine. On croit qu'une excrétion moyenne de 0,0084 mg pour 24 heures, dans une plage de 0,002 à 0,021 mg, est représentative, bien qu'une estimation récente situe la moyenne à moins de 0,001 mg.<sup>(23)</sup> Une excrétion très importante de chrome semble survenir chez certains diabétiques insulino-dépendants. Le chrome absorbé est éliminé du sang au cours d'une phase rapide d'épuration (1 à 2 jours), et des tissus au cours d'une phase plus lente. Les tissus

adipeux et musculaires retiennent le chrome pendant environ deux semaines, tandis que le foie et la rate peuvent l'emmagasiner pendant une période pouvant atteindre 12 mois.<sup>(43)</sup>

### Effets toxiques

Les effets toxiques connus du chrome chez l'homme sont attribuables surtout au chrome hexavalent; on considère le chrome trivalent comme un métal non toxique. Une seule dose orale de 10 mg de chrome hexavalent par kilogramme de poids corporel entraîne, chez l'homme, une nécrose du foie, une néphrite et la mort. Une dose plus faible produit une irritation et une ulcération de la muqueuse gastro-intestinale et, occasionnellement, une encéphalite ainsi qu'un grossissement du foie. On n'attribue aucun effet local ou généralisé à l'ingestion de chrome trivalent.

La consommation d'eau potable contenant du chrome hexavalent à une concentration de 1 à 25 mg/L pendant 3 ans n'a produit aucun effet nocif chez une famille de quatre personnes.<sup>(52)</sup>

Après l'ingestion d'eau potable contenant 25 mg de chrome hexavalent (chromate de potassium) par litre, on observe une augmentation de la concentration de chrome dans les tissus huit fois plus forte que celle observée chez des rats qui avaient bu de l'eau potable contenant du chrome trivalent (chlorure chromique) à raison de 25 mg/L pendant la même période de six mois.<sup>(53)</sup> Des effets toxiques ont été observés chez des rats et des lapins après une ingestion d'eau potable dont la teneur en chrome hexavalent était supérieure à 5 mg/L, mais l'ingestion d'eau contenant 11,2 mg/L pendant 4 ans n'a causé aucun effet nocif chez des chiens. Aucun effet nocif n'a été produit par l'ingestion d'eau potable contenant 25 mg/L de chrome administrée à des rats pendant six mois.<sup>(30)</sup>

L'inhalation d'air contenant des concentrations élevées de chrome endommage l'appareil respiratoire et induit des cancers (voir ci-dessous).

### Pouvoir cancérigène

Le chrome hexavalent peut inhiber l'activité enzymatique de la benzopyrène-hydroxylase. On a déjà soutenu que des composés capables d'une telle inhibition ont un pouvoir cancérigène.<sup>(54)</sup>

Chez l'homme, l'exposition à des sels de chrome hexavalent pendant des périodes allant de 2 à 26 ans serait une cause de cancer de l'appareil digestif. Des concentrations élevées de chrome (et de zinc) dans le sol ont été reliées à de fortes incidences régionales de cancer de l'estomac.<sup>(55)</sup> On croit que le chromate de plomb a causé la mort par le cancer de cinq sujets exposés à une intoxication au travail.<sup>(56)</sup> En utilisant des données sur l'exposition au chrome par inhalation, le Centre international de recherche sur le cancer a classé

“le chrome et certains composés du chrome” dans le Groupe I: preuves suffisantes de leur pouvoir cancérigène chez l’homme et les animaux.<sup>(57)</sup> Cependant, selon un rapport récent de l’U.S. Environmental Protection Agency, il n’existe pas suffisamment de données pour conclure que l’ingestion de chrome a un effet cancérigène.<sup>(39)</sup>

### Pouvoir mutagène

Le chrome hexavalent n’a pas d’effet en général sur les noyaux cellulaires isolés et l’ADN purifié, mais il peut engendrer tous les types d’effets génétiques dans les cellules intactes et chez les mammifères *in vivo*, tandis que le chrome trivalent a des effets inverses. Ce comportement tiendrait au fait que, généralement, le chrome trivalent traverse lentement la membrane cellulaire. Par conséquent, il est improbable qu’il atteigne le noyau de cellules intactes. Par contre, le chrome hexavalent traverse facilement la membrane cellulaire, en partie par transport actif; dès qu’il est à l’intérieur de la cellule, il est partiellement réduit à l’état trivalent, qui produit des effets toxiques pour le génome.<sup>(58)</sup> De même peut-il y constituer des complexes étroitement liés à l’ADN, ce qui explique son potentiel mutagène.<sup>(59)</sup> Les composés des chromes trivalent et hexavalent favorisent l’incorporation de nucléotides non complémentaires dans l’ADN, le chrome hexavalent étant actif à des doses plus faibles.<sup>(50,60)</sup> L’exposition au chrome hexavalent de cellules hépatiques et rénales de rats entraîne une augmentation de la réticulation dans l’ADN.<sup>(39)</sup> On a signalé que les tests d’Ames sont positifs pour le chrome hexavalent, mais non pour le chrome trivalent.<sup>(61,62)</sup>

### Effets tératogènes et effets sur la procréation

On n’a recueilli aucune preuve de malformations congénitales ou de stérilité causées par l’exposition aux composés du chrome.<sup>(43)</sup> Certaines études sur des animaux de laboratoire ont suggéré que des anomalies comme la fente palatine et des malformations du squelette étaient dues à cette exposition, mais on pense qu’elles pourraient découler d’une incompatibilité foeto-maternelle.<sup>(43)</sup>

### Justification

1. Le chrome trivalent (Cr[III]) est l’état du chrome le plus répandu dans la nature, et il est indispensable pour assurer le métabolisme efficace des lipides, du glucose et des protéines chez l’homme et l’animal. On ne considère pas le chrome trivalent comme un élément toxique; cependant, s’il est présent dans l’eau brute, le traitement par chloration l’oxyde en chrome hexavalent (Cr[VI]). On estime que celui-ci n’est pas un élément indispensable au métabolisme et on lui attribue la

plupart des effets nocifs connus du chrome chez l’homme.

2. Les données sur les effets toxiques du chrome hexavalent proviennent presque toutes de l’exposition au lieu de travail, les lésions les plus importantes apparaissant sur la peau et dans l’appareil respiratoire. À la concentration maximale acceptable actuellement pour l’eau potable (0,05 mg/L), le chrome hexavalent ne paraît pas produire d’effets nocifs sur la santé de l’homme ou des animaux. Les données disponibles ne permettent pas de déterminer si des concentrations plus élevées seraient également inoffensives.

3. La concentration maximale acceptable du chrome dans l’eau potable est donc de 0,05 mg/L. Les données recueillies indiquent que les concentrations de chrome total dans l’eau potable sont faibles, soit en moyenne 0,0023 mg/L. Bien que les sels de chrome donnent une odeur et un goût à l’eau, la concentration à laquelle ceux-ci deviennent perceptibles, c’est-à-dire à 1,5 mg/L, est considérablement plus élevée que la concentration maximale acceptable.

### Références bibliographiques

1. Conseil national de recherches du Canada. Effects of chromium in the Canadian environment. NRCC n° 15017, Comité associé pour les critères scientifiques de qualité de l’environnement, Ottawa (1976).
2. Law-West, D.G. Chromium. Dans: Canadian minerals yearbook 1982. Mineral Report No. 32, Mineral Resources Branch, Energy, Mines and Resources Canada, Ottawa (1984).
3. National Academy of Sciences/National Academy of Engineering. Water quality criteria. Committee on Water Quality Criteria, Washington, DC (1972).
4. Pankow, J.F. et coll. Analysis for chromium traces in the aquatic ecosystem. II. A study of Cr(III) and Cr(VI) in the Susquehanna River Basin of New York and Pennsylvania. *Sci. Total Environ.*, 7: 17 (1977).
5. Schroeder, D.C. et Lee, G.F. Potential transformations of chromium in natural waters. *Water Air Soil Pollut.*, 4: 355 (1975).
6. Weiler, R.R. et Chawla, V.K. Dissolved mineral quality of Great Lakes waters. Dans: Proc. 12th Conf. on Great Lakes Research. p. 801 (1969).
7. Durum, W.H. et Haffty, J. Occurrence of minor elements in water. *U.S. Geol. Surv. Circ. No. 445* (1961).
8. Bases de données nationales sur la qualité des eaux (NAQUADAT). Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa (1985).
9. Méranger, J.C., Subramanian, K.S. et Chalifoux, C. A national survey of cadmium, chromium, copper, lead, zinc, calcium, and magnesium in Canadian drinking water supplies. *Environ. Sci. Technol.*, 13(6): 707 (1979), cité au renvoi 28.
10. Craun, G.F. et McCabe, L.J. Problems associated with metals in drinking water. *J. Am. Water Works Assoc.*, 67: 593 (1975).
11. Rahn, K.A. Sources of trace elements in aerosols — an approach to clean air. Technical report, Department of Meteorology and Oceanography, University of Michigan, Ann Arbor, MI (1971), cité au renvoi 1.

12. Norseth, T. The carcinogenicity of chromium. *Environ. Health Perspect.*, 40: 121 (1981).
13. Kirkpatrick, D.C. et Coffin, D.C. The trace metal content of representative Canadian diets in 1970 and 1971. *Can. Inst. Food Sci. Technol. J.*, 7: 56 (1974).
14. Méranter, J.C. et Somers, E. Determination of the heavy metal content of sea-foods by atomic-absorption spectrophotometry. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 3: 360 (1968).
15. Méranter, J.C. The heavy metal content of fruit juices and carbonated beverages by atomic absorption. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 5: 271 (1970).
16. Méranter, J.C. et Somers, E. Determination of heavy metals in wine by atomic absorption spectrophotometry. *J. Assoc. Off. Anal. Chem.*, 51: 4 (1968).
17. Schroeder, H.A. The role of chromium in mammalian nutrition. *Am. J. Clin. Nutr.*, 21: 230 (1968).
18. Gibson, R.S. et Scythes, C.A. Chromium, selenium, and other trace element intakes of a selected sample of Canadian premenopausal women. *Biol. Trace Elem. Res.*, 6: 105 (1984).
19. Hammond, P.B. et Beliles, R.P. Metals in toxicology. Dans: *The basic science of poisons*. 2<sup>e</sup> édition. J. Doull, C.D. Klassen et M.O. Amdur (dir. de publ.). Macmillan, New York, NY. p. 409 (1980), cité au renvoi 43.
20. Kumpulainen, J.T., Wolf, W.R., Veillon, C. et Mertz, W. Determination of chromium in selected United States diets. *J. Agric. Food Chem.*, 27: 490 (1979), cité au renvoi 43.
21. Méranter, J.C. et Smith, D.C. The heavy metal content of a typical Canadian diet. *Can. J. Public Health*, 63: 53 (1972).
22. Borel, J.S. et Anderson, R.A. Chromium. Dans: *Biochemistry of the essential ultratrace elements*. E. Frieden (dir. de publ.). Plenum Press, New York, NY. p. 175 (1984).
23. Armstrong, V.C., Holliday, M.G. et Schrecker, T.F. Tap water consumption in Canada. Rapport 82-EHD-80 de la Direction de l'hygiène du milieu, Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social, Ottawa (1981).
24. Schroeder, H.A. Chromium air quality. Monograph No. 70-15, American Petroleum Institute, Washington, DC (1970).
25. U.S. Public Health Service/National Air Pollution Control Administration. Preliminary air pollution survey of chromium and its compounds. A literature review. National Bureau of Standards, Clearinghouse of Federal Scientific and Technical Information, U.S. Department of Commerce, Springfield, VA (1969).
26. National Academy of Sciences. Chromium. Committee on Biological Effects of Atmospheric Pollutants, Washington, DC (1974).
27. Cogbill, E.C. et Hobbs, M.E. Transfer of metallic constituents of cigarettes to the main-stream smoke. *Tobacco Sci.*, 144: 68 (1957).
28. McDonald, R.A. Water treatment technology review: control of chemical contaminants. Mandaté par le Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social à M.R.2 — McDonald & Associates (version préliminaire) (1985).
29. U.S. Environmental Protection Agency. Manual of treatment techniques for meeting interim primary drinking water regulations. Document EPA-600/8-77-005, Municipal Environment Research Laboratory, Water Supply Research Division, Office of Research and Development, Cincinnati, OH (1977).
30. Mertz, W. Chromium occurrence and function in biological systems. *Physiol. Rev.*, 49: 163 (1969).
31. Levander, O.A. Selenium and chromium in human nutrition. *J. Am. Diet. Assoc.*, 66: 338 (1975).
32. Mertz, W. Chromium and its relation to carbohydrate metabolism. *Med. Clin. North Am.*, 60: 739 (1976).
33. Mertz, W. Newer essential trace elements, chromium, tin, vanadium, nickel and silicon. *Proc. Nutr. Soc.*, 33: 307 (1974).
34. Schroeder, H.A., Nason, A.P. et Tipton, I.H. Chromium deficiency as a factor in atherosclerosis. *J. Chronic Dis.*, 23: 123 (1970).
35. Mautner, G. et Dinoeua, S. The content of hexavalent chromium in water sources and its effect on the development of experimental atherosclerosis in warm blooded animals. *Gig. Sanit.*, 39: 78 (1974).
36. Simonoff, M. et coll. Low plasma chromium in patients with coronary artery and heart diseases. *Biol. Trace Elem. Res.*, 6: 431 (1984).
37. Côté, M. et coll. Hair chromium concentration and coronary artery disease in Canada, France, Spain and Italy. *Nutr. Res., Suppl. I*: 356 (1985).
38. U.S. Food and Nutrition Board. Recommended daily allowances. 9th rev. edition. National Academy of Sciences, Washington, DC (1980), cité au renvoi 18.
39. U.S. Environmental Protection Agency. Chromium: health advisory. Office of Drinking Water (version préliminaire) (1985).
40. Organisation mondiale de la santé. Guidelines for drinking water quality. Vol. 2: Health criteria and other supporting information. Ch. 6. Genève (1984).
41. Donaldson, R.M., Jr. et Barreras, R.F. Intestinal absorption of trace quantities of chromium. *J. Lab. Clin. Med.*, 68: 484 (1966), cité au renvoi 39.
42. MacKenzie, R.D. et coll. Chronic toxicity studies. II. Hexavalent and trivalent chromium administered in drinking water to rats. *Arch. Ind. Health*, 18: 232 (1958), cité au renvoi 40.
43. O'Heany, J.M. Summary of health effects of chromium. Health Studies Service, Special Studies and Services Branch, Ontario Ministry of Labour (1986).
44. Underwood, E.J. Trace elements in human and animal nutrition. 4<sup>e</sup> édition. Academic Press, New York, NY. p. 258 (1977), cité au renvoi 43.
45. Saner, G. et Gunson, C.T. Hair chromium concentration in newborns and their mothers. *Nutr. Rep. Int.*, 14: 155 (1976).
46. Friberg, L. et coll. Chromium. Dans: *Handbook on the toxicology of metals*. Elsevier/North-Holland Biomedical Press, Amsterdam (1979), cité au renvoi 40.
47. Natusch, D.F.S. et Wallace, J.R. Urban aerosol toxicity: the effect of particle size. *Science*, 186: 695 (1974).
48. Baetjer, A.M., Damron, C. et Budacz, V. The distribution and retention of Cr in men and animals. *Arch. Ind. Health*, 20: 54 (1959), cité au renvoi 1.
49. Danielsson, B.R.G., Hassoun, E. et Dencker, L. Embryotoxicity of chromium: distribution in pregnant mice and effects on embryonic cells *in vitro*. *Arch. Toxicol.*, 51: 233 (1982), cité au renvoi 43.
50. Majone, F. et Rensi, D. Mitotic alterations, chromosome aberrations and sister chromatid exchanges induced by hexavalent and trivalent chromium on mammalian cells *in vitro*. *Caryologia*, 32: 379 (1979), cité au renvoi 39.
51. Schroeder, H.A., Balassa, J.J. et Tippon, I.H. Abnormal trace metals in man: chromium. *J. Chronic Dis.*, 15: 941 (1962).

- 
52. Davids, H.W. et Lieber, M. Underground water contamination by chromium wastes. *Water Sewage Works*, 98: 528 (1951).
53. Byerrum, R.V. Some studies on the chronic toxicity of cadmium and hexavalent chromium in drinking water. *Perdue Univ. Eng. Ext. Ser.*, 106: 1 (1961).
54. Chrétien, J. et Thieblemont, M. Un mécanisme intermédiaire dans la carcinogenèse pulmonaire. *Nouv. Presse Med.*, 3: 1347 (1974).
55. Stocks, P. N.B.E.C.C. *Annu. Rep.*, 35: 95 (1957). Cité dans Williams, D.R. Metals, ligands, and cancer. *Chem. Rev.*, 72: 203 (1972).
56. Finklea, J.F. Lead chromate — an update. Lettre du 8 octobre 1976 envoyée par le U.S. Department of Health, Education and Welfare/National Institute for Occupational Safety and Health.
57. Centre international de recherche sur le cancer. IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risk Chem. Man, Suppl. 4: 91 (1982).
58. Bianchi, V. et Levis, A.G. Mechanisms of chromium genotoxicity. Dans: *Carcinogenic and mutagenic metal compounds*. E. Merian et coll. (dir. de publ.). Gordon and Breach Science Publ., Londres, R.-U. p. 269 (1985).
59. U.S. Environmental Protection Agency. Health effects criteria document for chromium. Criteria and Standards Division, Office of Drinking Water, Washington, DC (1985), cité au renvoi 39.
60. Raffetto, G. et coll. Direct interaction with cellular targets as the mechanism for chromium carcinogenesis. *Tumori*, 63: 503 (1977), cité au renvoi 39.
61. Petrilli, F.L. et De Flora, S. Oxidation of inactive trivalent chromium to the mutagenic hexavalent form. *Mutat. Res.*, 58: 167 (1978), cité au renvoi 39.
62. Gentile, J.M., Hyde, K. et Schubert, J. Chromium genotoxicity as influenced by complexation and rate effects. *Toxicol. Lett.*, 7: 439 (1981), cité au renvoi 39.