

Convention de Rotterdam - Application de la procédure de  
consentement préalable en connaissance de cause aux produits  
chimiques interdits ou strictement réglementés

Document d'orientation des décisions

Plomb tétraéthyle et plomb tétraméthyle



**Secrétariat de la Convention de Rotterdam  
sur la procédure de consentement préalable  
en connaissance de cause applicable à  
certains produits chimiques et pesticides  
dangereux qui font l'objet d'un commerce  
international**

## **Introduction**

La Convention de Rotterdam est un accord multilatéral sur l'environnement dont le Secrétariat provisoire est assuré conjointement par le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) et par l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO). La Convention a pour but d'encourager le partage des responsabilités et la coopération entre les Parties dans le domaine du commerce international de certains produits chimiques dangereux, afin de protéger la santé des personnes et l'environnement contre des dommages éventuels et afin de contribuer à l'utilisation écologiquement rationnelle de ces produits, en facilitant l'échange d'informations sur leurs caractéristiques, en instituant un processus national de prise de décision applicable à leur importation et à leur exportation et en assurant la communication de ces décisions aux Parties.

Les produits chimiques proposés pour être soumis à la Convention de Rotterdam sont notamment ceux qui ont fait l'objet d'une interdiction ou d'une réglementation stricte par des mesures de réglementation nationales dans deux ou plusieurs Parties dans deux régions différentes. La soumission d'un produit chimique à la Convention est fondée sur les mesures de réglementation que les Parties ont prises pour faire face aux risques associés à ce produit chimique, en l'interdisant ou en le réglementant strictement. Il pourrait exister d'autres moyens d'éliminer ou de réduire ces risques. Cependant, la soumission d'un produit chimique n'implique pas que toutes les Parties à la Convention l'aient interdit ou strictement réglementé. Pour chaque produit chimique soumis à la Convention de Rotterdam, il est demandé aux Parties de formuler une décision informée quant à leur volonté d'accepter ou non les importations futures de ce produit.

Lors de sa 11<sup>e</sup> session, tenue le 18 septembre, le Comité de négociation intergouvernemental a adopté le document d'orientation des décisions pour le plomb tétraéthyle et le plomb tétraméthyle, décision qui a pour effet de soumettre ces produits chimiques à la procédure PIC provisoire.

A sa première réunion, tenue à Genève du 20 au 24 septembre 2004, la Conférence des Parties a accepté d'inclure le plomb tétraéthyle et le plomb tétraméthyle en Annex III de la Convention de Rotterdam, décision qui a pour effet de soumettre ce produit chimique à la procédure PIC.

Le présent document d'orientation des décisions a été communiqué aux Autorités nationales désignées le 1 février 2005 conformément aux Articles 7 et 10 de la Convention de Rotterdam.

## **Objectif du document d'orientation des décisions**

Pour chaque produit chimique inclure en Annex III de la Convention de Rotterdam, la Conférence des Parties approuve un document d'orientation des décisions. Les documents d'orientation des décisions sont envoyés à toutes les Parties, auxquelles il est demandé de formuler une décision concernant les importations futures de ce produit chimique.

Le document d'orientation des décisions est élaboré par le Comité d'étude des produits chimiques (ICRC). Le Comité est un groupe d'experts désignés par les gouvernements, établi conformément à l'Article 18 de la Convention de Rotterdam, pour évaluer les produits chimiques proposés pour être inclus dans cette Convention. Le document d'orientation des décisions reflète les informations fournies par deux ou plusieurs Parties, à l'appui des mesures de réglementation nationales visant à interdire ou à réglementer strictement le produit chimique. Il n'est pas destiné à constituer la seule source d'informations sur un produit chimique et il ne sera ni mis à jour, ni révisé, après son adoption par la Conférence des Parties.

D'autres Parties peuvent avoir pris des mesures de réglementation visant à interdire ou à réglementer strictement le produit chimique, et d'autres Parties encore peuvent ne l'avoir ni interdit, ni strictement réglementé. On peut trouver ces évaluations des risques ou des informations sur les mesures de remplacement visant à atténuer les risques, soumises par les Parties, sur le site Internet de la Convention de Rotterdam ([www.pic.int](http://www.pic.int)).

Aux termes de l'Article 14 de la Convention, les Parties peuvent échanger des informations scientifiques, techniques, économiques et juridiques concernant les produits chimiques entrant dans le champ d'application de la Convention, y compris des données en matière de toxicologie, d'écotoxicologie et de sécurité. Ces informations peuvent être fournies directement aux autres Parties ou par l'intermédiaire du Secrétariat. Les informations apportées par le Secrétariat seront chargées sur le site Internet de la Convention de Rotterdam.

Il est possible de se procurer des informations au sujet du produit à partir d'autres sources.

### **Déni de responsabilité**

L'utilisation dans ce document d'appellations commerciales a principalement pour objectif de faciliter une identification correcte du produit chimique. Elle ne saurait impliquer une quelconque approbation ou désapprobation à l'égard d'une entreprise particulière, quelle qu'elle soit. Etant donné l'impossibilité d'inclure toutes les appellations commerciales actuellement en usage, un certain nombre seulement des appellations couramment utilisées et fréquemment mentionnées dans les publications figurent dans ce document.

Bien que les informations fournies dans ce document d'orientation des décisions aient été jugées exactes au vu des données disponibles au moment de son élaboration, l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) et le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) déclinent toute responsabilité quant à d'éventuelles omissions ou à toute conséquence pouvant en découler. Ni la FAO, ni le PNUE, ne peuvent être tenus responsables d'une quelconque atteinte ou perte, ou d'un quelconque dommage ou préjudice, quelle qu'en soit la nature, qui pourrait être subi du fait de l'importation ou de l'interdiction d'importation de ce produit chimique.

Les appellations employées et la présentation des données dans cette publication n'impliquent aucune prise de position, quelle qu'elle soit, de la part de la FAO ou du PNUE, concernant le statut légal d'un quelconque pays ou territoire, d'une quelconque ville ou zone, ou des ses autorités, ou encore concernant la définition de ses frontières ou de ses limites.

**ABREVIATIONS SUSCEPTIBLES D'ETRE UTILISEES DANS CE DOCUMENT**

(N.B. : les éléments chimiques et les pesticides ne figurent pas dans cette liste)

<	inférieur à
≤	inférieur ou égal à
<<	très inférieur à
>	supérieur à
≥	supérieur ou égal à
μ	micro- (÷ 1 000 000)
μg	Microgramme
μm	Micromètre
DRfA	dose de référence aiguë
c. a.	composant actif
DJA	dose journalière admissible
ADP	adénosine diphosphate
ATP	adénosine triphosphate
p.e	point d'ébullition
p.c.	poids corporel
°C	degréCelsius (centigrade)
CA	Chemicals Association
CAS	Chemical Abstracts Service
cc	centimètre cube
OHC	ovaire de hamster chinois
cm	Centimètre
SNC	système nerveux central
d	déci (÷ 10)
dl	Décilitre
ADN	acide désoxyribonucléique
C.E.	Communauté européenne
CE <sub>50</sub>	concentration efficace 50%
DE <sub>50</sub>	dose efficace 50 %
UE	Union européenne
CHE	Critères d'hygiène de l'environnement
EINECS	Inventaire européen des substances commerciales existantes
FAO	Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture
g	Gramme
h	Heure
ha	Hectare
i.m.	Intramusculaire
i.p.	Intrapéritonéal
IARC	International Agency for Research on Cancer

**ABREVIATIONS SUSCEPTIBLES D'ETRE UTILISEES DANS CE DOCUMENT**

(N.B. : les éléments chimiques et les pesticides ne figurent pas dans cette liste)

CI <sub>50</sub>	concentration inhibitrice 50 %
OIT	Organisation internationale du travail
IPCS	International Programme on Chemical Safety (Programme international sur la sécurité des substances chimiques)
IOMC	Programme interorganisation pour la gestion écologiquement rationnelle des produits chimiques
IUPAC	International Union of Pure and Applied Chemistry
JMPR	Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (Réunion conjointe FAO/OMS sur les résidus de pesticides : réunion conjointe du Groupe d'experts de la FAO sur les résidus de pesticides dans l'alimentation et l'environnement et d'un Groupe d'experts de l'OMS sur les résidus de pesticides)
k	kilo- (x 1000)
kg	kilogramme
Koc	coefficient de partage carbone organique/eau
l	litre
CL <sub>50</sub>	concentration létale 50 %
DL <sub>50</sub>	dose létale 50 %
DL <sub>M</sub>	dose létale minimale
LOAEL	dose minimale avec effet nocif observé
LOEL	dose minimale avec effet observé
m	mètre
p. f.	point de fusion
mg	milligramme
ml	millilitre
mPa	milliPascal
MMT	méthyl-cyclopentadiényle manganèse tricarbonyle
MTBE	éther méthyl-tert-butylique
MTD	dose maximale tolérée
ng	nanogramme
NOAEL	dose sans effet nocif observé
NOEL	dose sans effet observé
NTP	National Toxicology Program
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
PbA	plomb dans l'air
PbB	plomb dans le sang
PCM	microscopie à contraste de phase
Pow	coefficient de partage octano/eau
ppm	parties par million (employées uniquement pour désigner la concentration d'un pesticide dans un régime expérimental. Dans tous les autres contextes, on utilisera l'unité mg/kg ou mg/l).

**ABREVIATIONS SUSCEPTIBLES D'ETRE UTILISEES DANS CE DOCUMENT**

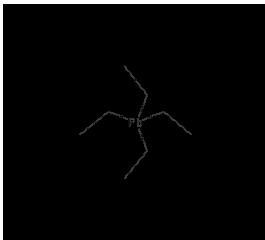
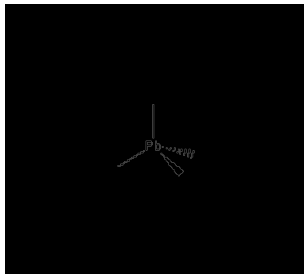
(N.B. : les éléments chimiques et les pesticides ne figurent pas dans cette liste)

Drf	dose de référence pour l'exposition orale chronique (comparable à la DJA)
RTECS	Registre des effets toxiques des substances chimiques
TMS	taux de mortalité standardisé
STEL	valeur STEL (valeur limite d'exposition à court terme)
t	tonne métrique
PTE	plomb tétraéthyle
PTM	plomb tétraméthyle
TLV	valeur-seuil
TWA	moyenne pondérée en fonction du temps
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'environnement
USEPA	United States Environmental Protection Agency
UV	ultraviolet
COV	composé organique volatil
OMS	Organisation mondiale de la santé
pds	poids

**PIC - Document d'orientation des décisions pour un produit chimique interdit ou strictement réglementé**

**PLOMB TETRAETHYLE ET PLOMB TETRAMETHYLE**      **Date de publication :1 fevrier 2005**

**1. Identification et emplois (voir Annexe 1)**

<b>Nom usuel</b>	Plomb tétraéthyle	Plomb tétraméthyle
<b>Nom chimique</b>	Tétraéthylplombane	Tétraméthylplombane
<b>Autres noms/synonymes</b>	PTE	PTM
<b>Formule développée</b>		
<b>N° CAS</b>	78-00-2	75-74-1
<b>Autres numéros CAS utilisables</b>		
<b>Système harmonisé de code douanier</b>	3811.11	3811.11
<b>Autres numéros :</b>	N° ONU : 1649 N° douanes europ. N°: 2931 00 95 EINECS N° : 201-075-4 RTECS N° : TP4550000	N° ONU: 1649 N° douanes europ. : 2935 00 95 EINECS N° : 200-897-0 RTECS N°: TP4725000
<b>Système harmonisé de code douanier</b>	3811.11	3811.11
<b>Autres numéros :</b>	N° ONU : 1649 N° douanes europ. N°: 2931 00 95 EINECS N° : 201-075-4 RTECS N° : TP4550000	N° ONU: 1649 N° douanes europ. : 2935 00 95 EINECS N° : 200-897-0 RTECS N°: TP4725000
<b>Catégorie réglementée</b>	Produit industriel	
<b>Emploi(s) dans la catégorie réglementée</b>	Le PTE et le PTM sont utilisés dans l'essence comme additifs antidétonants. Ils sont ajoutés aux carburants pour augmenter leur indice d'octane et permettre ainsi des taux de compression plus élevés, sans l'effet préjudiciable du cognement, également appelé pré-détonation ou pré-allumage.	
<b>Appellations commerciales</b>		

**Types de formulation**

Le PTE et le PTM sont rarement commercialisés sous forme pure. Il est plus courant de trouver le PTE et le PTM dans des mélanges tels que des préparations antidétonantes et l'essence au plomb. Une formulation typique pour la production d'essence automobile comprend environ 62 % de plomb tétraéthyle (PTE), 18 % de dibromure d'éthylène (agent d'épuration du plomb), 18 % de dichlorure d'éthylène (agent d'épuration du plomb) et 2 % d'autres ingrédients, tels que des colorants, un solvant pétrolier et un agent d'amélioration de la stabilité. Une formulation typique pour la production de kérosène comprend environ 61 à 62 % de PTE, 35 à 36 % de dibromure d'éthylène et 3 % de colorant, de solvant, d'inhibiteur, etc. Pour une meilleure performance globale des moteurs d'avion alternatifs, l'agent d'épuration du plomb est constitué entièrement de dibromure d'éthylène.

**Emplois dans d'autres catégories Principaux fabricants**

On prépare un autre type d'additif en mélangeant du PTE avec du PTM de manière à obtenir des mélanges physiques contenant 10 à 75 % de PTM..

Aucune autre application n'a été signalée par les Parties noifiantes (Canada et UE)

Octel Corporation, Ethyl Corporation

Il s'agit d'une liste indicative des entreprises fabriquant ou ayant fabriqué du PTE ou du PTM. Cette liste ne prétend pas être exhaustive. .



## 2. Justification de la soumission à la procédure PIC

*Le plomb tétraéthyle et le plomb tétraméthyle ont fait l'objet d'une réglementation stricte en tant que produits chimiques de la part des Parties notifiantes.*

### 2.1 Mesure de réglementation finale : (voir Annexe 2 pour plus de précisions)

#### Canada

La mesure de réglementation finale restreint l'emploi de l'essence au plomb et limite la concentration de PTE et de PTM dans ce type d'essence. L'essence au plomb peut être utilisée pour les équipements agricoles, les bateaux et les camions lourds. La concentration moyenne de plomb dans l'essence au plomb destinée à ces usages ne doit pas dépasser 26 mg/l. La teneur réelle en plomb ne doit jamais excéder 30 mg/l à tout instant. La concentration maximale de plomb de l'essence [sans plomb] employée à toute autre fin est de 5 mg/l. La mesure de réglementation finale ne s'applique pas aux avions. Les véhicules de compétition hautes performances (voitures, bateaux, motoneiges) sont également exemptés jusqu'au 1<sup>er</sup> janvier 2008. Cette exemption signifie qu'il n'existe pas de restriction portant sur la teneur en plomb du kérosène et de l'essence destinée aux véhicules de compétition hautes performantes.

**Motif**            **Santé humaine**

#### Union européenne

La mesure de réglementation finale restreint l'utilisation de l'essence au plomb et limite la concentration de PTE et de PTM dans ce type d'essence. Elle interdit la mise sur le marché d'essence au plomb destinée aux véhicules. La commercialisation d'essence au plomb ne contenant pas plus de 150 mg/l de plomb reste autorisée jusqu'au 1<sup>er</sup> janvier 2005, sous réserve qu'il puisse être démontré qu'une interdiction entraînerait des problèmes socio-économiques graves ou n'apporterait pas de bénéfice environnemental ou sanitaire global. Il existe aussi une dérogation pour les petites quantités d'essence au plomb ne contenant pas plus de 150 mg/l de plomb et destinées aux vieilles voitures de collection, qui ne doivent pas représenter plus de 0,5 % des ventes totales. La teneur en plomb du kérosène n'est pas couverte par la mesure de réglementation finale.

**Motif:**            Santé humaine

## 2.2 Evaluation des risques

### Canada

La mesure de réglementation finale a été prise pour protéger la santé humaine, sur la base de la toxicité du plomb et non du profil toxicologique du PTE ou du PTM. Les signes et les symptômes d'une intoxication chronique ou subchronique par le plomb comprennent : anorexie, constipation, crampes abdominales (coliques), pâleur (anémie), céphalées, irritabilité, fatigue et neuropathie périphérique (mains tombantes, chevilles tombantes). Lors des épisodes d'intoxication grave, on peut observer une insuffisance rénale, des lésions cardiaques, un retard mental, des convulsions, un coma, une encéphalopathie ou la mort.

Chez les jeunes enfants, des taux de plomb sanguins relativement faibles provoquent des modifications neurologiques et comportementales : hyperactivité, diminution de la capacité d'apprentissage, réduction de la durée d'attention, appréhension et régression générale, entre autres. Le plomb inhibe également l'activité de l'enzyme cérébrale dihydroptéridine réductase, essentielle à la synthèse de plusieurs neurotransmetteurs.

D'après des études, Santé Canada a déterminé que des effets préjudiciables pour la santé pouvaient se manifester pour des plombémies de 20 à 30 µg/dl. Ces études ont en outre indiqué :

- qu'un nombre important d'enfants canadiens pouvaient présenter une plombémie comprise dans cette plage et courir par conséquent un risque. Les résultats d'une étude menée à Toronto en 1982 indiquent que 1 % des enfants âgés de 0 à 4 ans présentent des taux de plomb dans le sang supérieurs à 30 µg/dl et que la plombémie atteint des valeurs supérieures à 20 µg/dl pour 12 % d'entre eux ; et
- que l'essence au plomb contribue dans une proportion estimée à 30 -35 % au taux de plomb relevé chez les adultes urbains. La proportion du plomb présent dans le sang des enfants provenant de l'essence peut représenter entre 30 et 40 %.. Ces estimations ont été établies à partir d'un bilan schématique prenant en compte plusieurs sources d'absorption du plomb par les humains (air, eau, aliments et poussières) et les données suivantes :
  - concentration moyenne de plomb dans les zones urbaines : 0,54 µg/m<sup>3</sup>. On a supposé que le plomb contenu dans l'essence représentait 88 % de l'ensemble du plomb rejeté dans l'atmosphère au Canada;
  - concentration moyenne de plomb dans les poussières et les saletés : 850 µg/g (on a supposé que 50 % à 75 % de ce plomb provenait de l'essence au plomb) ;
  - quantité de plomb issu des retombées dans le régime alimentaire des adultes : 13 µg/jour et dans le régime alimentaire des enfants : 7,1 µg/jour (dont 88 % sont supposés provenir du plomb contenu dans l'essence)

### Union européenne

La mesure de réglementation finale a été prise pour protéger la santé des personnes sur la base de la toxicité du plomb et non du profil toxicologique du PTE ou PTM. Les humains sont exposés directement par inhalation du plomb émis dans l'air, qui assure également le transport du plomb dans d'autres milieux d'exposition humaine, y compris les poussières, le sol, les aliments et l'eau. Depuis le début des années 1970, il est reconnu que la combustion des additifs de type alkyle-plomb contenus dans les carburants pour moteurs représentent la majeure partie de l'ensemble des émissions de plomb et que les taux de plomb sanguins augmentent avec la densité du trafic. Dans le même temps, il est devenu évident que les concentrations de plomb progressaient constamment dans les divers compartiments environnementaux, tels que l'air et le sol, en relation étroite avec l'accroissement du trafic de véhicules à moteur.



### 3. Mesures de protection prises au sujet du produit chimique

#### 3.1 Mesures de réglementation destinées à réduire l'exposition

- Canada** La seule mesure de réglementation destinée à réduire l'exposition est celle visant à restreindre l'emploi du PTE et du PTM dans l'essence au plomb. .
- Union européenne** La seule mesure de réglementation destinée à réduire l'exposition est celle visant à restreindre l'emploi du PTE et du PTM dans l'essence au plomb. .

#### 3.2 Autres mesures destinées à réduire l'exposition

##### Canada

En 1994, le Comité consultatif fédéral provincial sur la santé de l'environnement et des travailleurs a recommandé une valeur de 10 µg/dl comme "niveau d'action" national pour la plombémie des enfants ou des adultes considérés individuellement, c'est-à-dire comme niveau auquel il convient d'intervenir.

##### Union européenne

En 1977, l'UE a introduit une directive sur la surveillance biologique de la population vis-à-vis du risque saturnin (77/312/CEE), conçue pour identifier et contrôler les sources inacceptables d'exposition au plomb. Dans chaque Etat membre, la directive impose le dosage du plomb dans 50 échantillons ou plus par million d'habitants.

##### Initiatives internationales

L'Agenda 21 de la Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement comprend un engagement à réduire l'exposition au plomb, bien que celui-ci n'exige pas spécifiquement des mesures concernant le plomb présent dans l'essence.

En décembre 1994, lors du Sommet des Amériques, les chefs d'Etat d'un certain nombre de pays se sont engagés à développer des plans d'action nationaux pour éliminer progressivement l'essence au plomb dans l'hémisphère occidental.

A la "Transatlantic Automotive Industry Conference on International Regulatory Harmonization", qui s'est tenue en avril 1996, des représentants de l'industrie automobile européenne et américaine ont soumis des recommandations communes en faveur de normes automobiles au Gouvernement des Etats-Unis et à l'Union européenne. Ce groupe a également noté en tant que "domaine de coopération potentielle avec d'autres pays (par exemple, les "marchés émergents", la mise en œuvre d'une élimination progressive du plomb, représentant une étape nécessaire vers l'harmonisation réglementaire.

En mai 1996, la Banque mondiale a appelé à une élimination à l'échelle planétaire de l'essence au plomb et a proposé d'aider les pays à concevoir des calendriers d'élimination progressive applicables et à créer des cadres incitatifs. Cette initiative générale s'est traduite par une série de projets spécifiques, comprenant le soutien à plusieurs gouvernements nationaux dans la mise au point de politiques dans les domaines de la fiscalité, des prix et de la libéralisation des marchés pour faciliter l'élimination progressive du plomb.

En juin 1996, la deuxième Conférence des Nations Unies sur les établissements humains, Habitat II, a inscrit l'élimination du plomb de l'essence comme objectif dans programme.

#### 3.3 Solutions de remplacement

*Il est essentiel qu'avant d'envisager des solutions de remplacement, les pays s'assurent que leur emploi répond aux besoins nationaux et se prête aux conditions d'utilisation locales prévues. Il*

*convient d'évaluer les risques associés aux matériaux de remplacement et les contrôles nécessaires à une utilisation sûre de ces matériaux.*

### **Canada**

*Il est possible d'adapter l'indice d'octane du carburant aux taux de compression de plusieurs façons ou en combinant plusieurs moyens :*

- (i) raffinage plus poussé des carburants pétroliers, convertissant les molécules d'hydrocarbures à faible indice d'octane en molécules différant par la structure, mais chimiquement similaires, qui possèdent un indice d'octane plus élevé, par réformage, craquage, alkylation et isomérisation.
- (ii) remplacement des additifs du type alkyle-plomb (PTE et PTM) dans le mélange de carburants par d'autres additifs ; et
- (iii) utilisation de carburants différents, présentant des propriétés antidétonantes et des caractéristiques en matière d'émission plus satisfaisantes que celles de l'essence.

Il a été reconnu qu'il fallait évaluer les impacts sur la santé et l'environnement de telles solutions de remplacement pour éviter de substituer une série de problèmes à une autre. Dans son rapport final, la Société royale du Canada a recommandé de considérer le méthyl-cyclopentadiényle manganèse tricarbonyle (MMT)<sup>1</sup> et l'éther méthyl-tert-butylique (MTBE)<sup>2</sup> comme des produits de remplacement acceptables d'un point de vue environnemental pour les additifs de type alkyle-plomb, en tant qu'agents d'amélioration de l'indice d'octane dans l'essence. La même recommandation s'applique au méthanol et à l'éthanol utilisés comme additifs ou comme composants de mélanges, bien qu'il subsiste des problèmes techniques à surmonter. Si les raffineurs adoptent un réformage et une isomérisation plus poussés comme moyens d'améliorer l'indice d'octane, il est probable que la quantité d'hydrocarbures aromatiques présente dans l'essence augmentera. La Société royale du Canada recommande donc d'examiner les effets sur la santé du benzène dans l'essence et de définir des limites quant à la concentration admissible.

### **Union européenne**

Aucune information n'a été fournie par l'U.E. au sujet des solutions de remplacement.

### **Au plan international**

L'IOMC (1998) a également examiné des solutions de remplacement pour le plomb dans l'essence.

## **3.4 Impacts socio-économiques**

*Les pays devraient prendre en compte ces résultats dans le contexte des conditions nationales qui leur sont propres. .*

### **Canada**

Le Canada a d'abord adopté un règlement en 1973 visant à limiter la concentration de plomb dans l'essence. En raison des préoccupations au sujet de la santé et de l'environnement, ce règlement a

<sup>1</sup> En 1997, le Parlement canadien a pris des mesures pour interdire [les importations et le transport entre provinces] de l'additif pour essence MMT. Ethyl Corporation, le fabricant du MMT, a contesté cette interdiction par un procès intenté contre le gouvernement. Cette action est devenue possible lorsque le Canada a signé l'Accord de libre-échange nord-américain (ALENA). En règlement de ce procès, le gouvernement canadien a accepté de retirer l'interdiction..

<sup>2</sup> Le MTBE a ensuite été inscrit sur la Liste des substances d'intérêt prioritaire. De ce fait, une évaluation complète a été réalisée au titre de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement pour déterminer la toxicité de cette substance. Le rapport d'évaluation a conclu que les concentrations prévues de MTBE au Canada ne constituaient pas un danger pour l'environnement ou pour l'environnement dont dépend la vie humaine, ou encore pour la vie et la santé humaines.

subi de temps en temps des modifications visant à réduire davantage la teneur en plomb et l'exposition. Finalement, la concentration de plomb a été réduite selon le calendrier suivant :

- à dater du 1<sup>er</sup> juillet 1974, la concentration maximale de plomb élémentaire dans l'essence présentée comme exempte de plomb a été limitée à 13 mg/l.
- A dater du 1<sup>er</sup> janvier 1976, la concentration maximale de plomb dans l'essence à laquelle on ajoutait du plomb au cours du procédé de fabrication (essence au plomb) a été limitée à 770 mg/l. Cette restriction ne s'appliquait pas au kérosène destiné aux avions.
- A dater du 1<sup>er</sup> janvier 1987, la concentration maximale de plomb dans l'essence à laquelle on ajoutait du plomb au cours du procédé de fabrication (essence au plomb) a été limitée à 290 mg/l. Encore une fois, cette restriction ne s'appliquait pas au kérosène destiné aux avions.
- Depuis le 1<sup>er</sup> décembre 1990, la concentration moyenne de plomb dans l'essence au plomb produite au Canada est fixée à 26 mg/l, avec une concentration limite maximale de 30 mg/l. La concentration maximale pour l'essence au plomb importée au Canada est limitée à 26 mg/l. L'utilisation de l'essence au plomb est restreinte à des usages spécifiques. La teneur en plomb de l'essence destinée à toutes les autres fins est limitée à 5 mg/l. Ces restrictions ne s'appliquent pas au kérosène destiné aux avions. Elles ne s'appliquent pas non plus, jusqu'au 31 décembre 2002<sup>3</sup> à l'essence destinée aux véhicules de compétition hautes performances. Ces exigences ont été spécifiées dans le *Règlement sur l'essence* (SOR/90-247) et dans ses modifications ultérieures.

On s'attendait à ce que la réduction de la teneur en plomb dans l'essence à 290 mg/l, effective à dater du 1<sup>er</sup> janvier 1987, entraîne les coûts suivants ::

- augmentation des coûts d'investissement et de fonctionnement des raffineries en raison des exigences accrues portant sur le traitement, et
- coûts de déclassement résultant de la fermeture et du démantèlement d'usines de fabrication d'additifs au plomb.

On escomptait que ces coûts se situeraient entre 114 millions et 452 millions de dollars canadiens de 1983, selon les hypothèses formulées.

En outre, on s'attendait à ce que la diminution de la demande en additifs au plomb entraîne une baisse de la demande en plomb raffiné primaire (par opposition au plomb secondaire/recyclé). En 1981, la fabrication d'additifs au plomb représentait environ 6 % de la production canadienne totale de plomb raffiné primaire. On avait prévu que la production de plomb raffiné primaire correspondant aux additifs au plomb diminuerait de 1,5 %. On projetait donc la fermeture d'une ou deux usines de fabrication d'additifs au plomb.

On avait également anticipé des conséquences sur l'emploi. On s'attendait à ce que les pertes d'emploi dans le secteur des additifs au plomb soient supérieures à la création de nouveaux postes dans l'industrie du raffinage pétrolier (158 VS 100).

On prévoyait que les bénéfices résultant de la limite de 290 mg/l consisteraient en une réduction des émissions de plomb par les automobiles, s'accompagnant d'une baisse consécutive de la charge de plomb pour l'homme. La diminution des émissions entre 1987 et 2006 a été estimée à 71 800 tonnes. On n'a affecté aucune valeur monétaire à la santé humaine.

On escomptait que les coûts du *Règlement sur l'essence* (SOR/90-247) correspondraient à des coûts d'investissement et de fonctionnement pour les raffineries.

Le *Règlement sur les véhicules utilitaires légers*, en vigueur depuis 1987, rend obligatoire l'utilisation d'essence sans plomb pour les véhicules. Cette exigence a fortement accru la demande en essence sans plomb. On s'attendait à ce que le *Règlement sur l'essence* (SOR/90-247) amplifie encore cette demande. On a estimé que l'industrie du raffinage pétrolier avait dépensé environ 500 millions de dollars canadiens de 1984 pour achever le programme de modernisation destiné

<sup>3</sup> L'exemption relative aux véhicules de compétition hautes performances a récemment été prolongée jusqu'au 1<sup>er</sup> janvier 2008. Référence: *Règlement amendant le Règlement sur l'essence* (SOR/2003-106)

répondre à la demande attendue en essence sans plomb comme conséquence du Règlement sur les véhicules utilitaires légers. Pour faire face à la hausse de la demande due au *Règlement sur l'essence* on a estimé que l'industrie du raffinage supporterait des coûts supplémentaires de l'ordre de 100 millions de dollars. On a jugé que la plus grande partie de ce montant correspondait au paiement des intérêts résultant de l'avancement de la date d'achèvement des programmes de modernisation des raffineries de deux à trois ans.

L'industrie a estimé que l'accélération de l'élimination des additifs au plomb accroîtrait les coûts de production des raffineries de quelque 120 millions de dollars par an, du fait de l'utilisation de composants de mélanges à indice d'octane plus élevé et de la mise en œuvre à un stade plus poussé des procédés d'élévation de l'indice d'octane dans les raffineries. On s'attendait toutefois à ce que les coûts de fonctionnement additionnels diminuent avec l'achèvement de la modernisation et de l'augmentation de capacité, et avec la mise en œuvre de procédés de raffinage plus efficaces correspondant à l'état de la technique.

On a estimé qu'après le 1<sup>er</sup> décembre 1990, les émissions de plomb provenant de la combustion de l'essence régresseraient d'environ 12 tonnes par an.

On s'attendait à ce que l'amendement prévoyant l'exemption des véhicules de compétition hautes performances jusqu'en 2002 engendre certains coûts.

Les vendeurs et les importateurs auraient à supporter certains coûts associés à la tenue de registres. Ces coûts ont été évalués à 12 000 dollars par an (en dollars canadiens de 1994). On jugeait également que les propriétaires de véhicules devaient assumer les coûts liés à l'obtention d'un certificat, dont le montant a été estimé à 8 000 dollars canadiens de 1994 au total. L'exigence relative à l'obtention d'un certificat a ultérieurement été supprimée.

Par ailleurs, on s'attendait également à ce que l'exemption bénéficie à l'industrie. Certains des bénéfices prévus correspondaient à des retombées économiques locales résultant du maintien des grandes courses automobiles au Canada. On a estimé que les courses organisées au Canada en 1996 avaient généré environ 44 millions de dollars canadiens de 1996, sous forme de ventes directes de billets et de carburant. A partir de ces revenus directs, on a estimé que le secteur des courses engendrerait une activité économique indirecte représentant entre 88 et 110 millions de dollars canadiens de 1996 chaque année. On s'attendait à ce que le fait de repousser la limite à 2002 élimine les incertitudes en matière de réglementation. Globalement, les instances d'autorisation des courses ont évalué que l'impact économique se traduisait par une hausse de 2,5 millions de dollars des revenus directs et de 5 millions de dollars des revenus indirects et par 90 emplois supplémentaires.

Il était prévu que le délai octroyé pour l'application de l'amendement laisse aux producteurs d'essence le temps de mettre au point des essences sans plomb acceptables pour la propulsion des véhicules de compétition.

#### **Union européenne**

Aucune évaluation des impacts socio-économiques n'a été entreprise.

#### 4. Dangers et risques pour la santé humaine et l'environnement

##### 4.1 Classification des dangers

<b>IARC</b>	Ne peut être classé quant à sa cancérogénicité pour l'homme (Groupe 3)	
<b>Union européenne</b>	T+(très toxique)	
(conformément à la Directive 67/548/CEE)	N	(dangereux pour l'environnement)
	R61	Risque pendant la grossesse d'effets néfastes pour l'enfant
	R26/27/28	Très toxique en cas d'inhalation, de contact cutané et d'ingestion
	R33	Danger d'effets cumulatifs
	R50/53	Très toxique pour les organismes aquatiques, peut provoquer des effets néfastes à long terme dans l'environnement aquatique
	R62	Risque possible d'altération de la fertilité

##### 4.2 Valeurs limites d'exposition

Plombémie fixée par l'OMS (depuis 1980) : 20 µg/dl

##### 4.3 Emballage et étiquetage

Le Comité d'experts des Nations Unies sur le transport des marchandises dangereuses classe ces produits chimiques dans :

**Classe de danger et classe d'emballage pour le PTE :**  
 Symbole T+  
 R : 26/27/28-33  
 S : 13-26-36/37-45  
 Classe de danger de l'ONU : 6.1  
 Classe d'emballage de l'ONU : I

**Classe de danger et classe d'emballage pour le PTM :**  
 Symbole T+  
 R: 61-26/27/28-33  
 S: 53-45  
 Classe de danger de l'ONU : 6.1  
 Classe d'emballage de l'ONU : I

**Code maritime international des marchandises dangereuses (IMDG)**  
 IMO 6.1

**Carte de données d'urgence pour le transport**  
 TEC (R)-157

##### 4.4 Premiers secours

*Les conseils suivants reposent sur des informations disponibles à la date de publication. Ils ne sont fournis qu'à titre informatif et ne sont pas destinés à remplacer les protocoles de premiers secours nationaux. .*



Dans tous les cas, consulter un médecin (une personne autorisée à pratiquer la médecine).

Exposition par inhalation air frais, repos. La respiration artificielle est indiquée.

Contact cutané : retirer les vêtements contaminés. Rincer puis laver la peau à l'eau et au savon.

Yeux : commencer par rincer avec une grande quantité d'eau pendant plusieurs minutes (retirer les lentilles de contact si cela est possible sans difficulté).

Ingestion : rincer la bouche. Faire vomir (dans le cas des personnes conscientes seulement).

Donner à boire une grande quantité d'eau.

Des informations supplémentaires sont disponibles sur le site Internet de l'IPCS (International Chemical Safety Cards) à l'adresse [www.inchem.org/pages/icsc.html](http://www.inchem.org/pages/icsc.html).

#### **4.5 Gestion des déchets**

Considération non pertinente.

**Annexes**

- Annexe 1 **Complément d'information sur le plomb tétraéthyle et sur le plomb tétraméthyle**
- Annexe 2 **Détails des mesures de réglementation finales**
- Annexe 3 **Adresses des autorités nationales désignées**
- Annexe 4 **Références**

**Préambule à l'Annexe I**

Les informations exposées dans cette Annexe reflètent les conclusions des Parties notifiantes, le Canada et l'Union européenne.

Les informations apportées par ces Parties au sujet des dangers et des risques sont synthétisées et présentées ensemble. Elles se fondent sur les documents mentionnés en référence des notifications, à l'appui des mesures de réglementation finales prises par ces Parties, et incluent des examens internationaux..

La notification émise par le Canada a été signalée pour la première fois dans la Circulaire PIC XII de décembre 2000 et la notification émanant de l'Union européenne dans la Circulaire PIC XVI de décembre 2002.

Les rejets de PTE et de PTM dans l'environnement résultent principalement des émissions évaporatives provenant de l'essence non-brûlée retenue dans les carburateurs ou dans les réservoirs de carburant, des pertes pendant les opérations de remplissage et des déversements accidentels ou intervenant pendant la production. Cependant, du fait du processus de combustion, le plomb émis à l'échappement des véhicules se trouve sous la forme de plomb inorganique (sels) ou se transforme facilement en plomb inorganique.

Par conséquent, les restrictions et les interdictions relatives à l'essence au plomb reposaient sur les effets nocifs du plomb inorganique plutôt que sur ceux des composés de type alkyle-plomb. Pour cette raison, une grande partie des données contenues dans cette annexe portent principalement sur les propriétés et les effets du plomb, plutôt que sur les propriétés et les effets du PTE et du PTM.

<b>Annexe 1 – Complément d'information sur le plomb tétraéthyle et le plomb tétraméthyle</b>			
--	--	--	--

<b>1 Propriétés physico-chimiques</b>			
<b>1.1</b>	<b>Identité</b>	Plomb tétraéthyle	Plomb tétraméthyle
<b>1.2</b>	<b>Formule</b>	$Pb(C_2H_5)_4$	$Pb(CH_3)_4$
<b>1.3</b>	<b>Couleur et texture</b>	Liquide visqueux incolore, présentant une odeur caractéristique. Les mélanges commerciaux peuvent être colorés en rouge, orange ou bleu.	Liquide visqueux incolore, présentant une odeur caractéristique
<b>1.4</b>	<b>Point de fusion</b>	-136,8 °C	-27,5 °C
<b>1.5</b>	<b>Point d'ébullition</b>	200 °C (décomposition)	110 °C (sous 1,33 kPa)
<b>1.6</b>	<b>Densité relative (eau = 1)</b>	1,7	2,0
<b>1.7</b>	<b>Tension de vapeur</b>	0,027 kPa à 20 °C	3,0 kPa à 20 °C
<b>1.8</b>	<b>Point d'inflammation</b>	77 °C	38 °C (coupelle ouverte)
<b>1.9</b>	<b>Limites d'explosivité (% en vol. dans l'air)</b>	1,8	
<b>2 Propriétés toxicologiques</b>			
<b>2.1</b>	<b>Généralités</b>	Une source importante d'exposition humaine au plomb provient des composés de plomb inorganiques émis par le processus de combustion, comme conséquence directe de l'utilisation d'alkyle-plomb comme additif dans l'essence. Le plomb émis à l'échappement des véhicules se trouve principalement sous la forme de particules inorganiques (par exemple, du $PbBrCl$ ), avec une faible proportion seulement (moins de 10 % des émissions totales) sous forme de vapeurs de plomb organique (Société royale du Canada, septembre 1986). L'examen des propriétés toxicologiques est donc axé sur les risques pour la santé humaine associés à l'exposition au plomb, au plomb tétraéthyle et au plomb tétraméthyle.	

### 2.1.1 Symptômes de l'intoxication

L'IPCS (1991) indique que l'intoxication par les composés organiques du plomb présente principalement des effets aigus sur le système nerveux central. L'intoxication peut résulter de l'absorption d'une quantité suffisante de plomb, que cette absorption s'effectue rapidement sur une courte durée, ou sur des périodes prolongées à un rythme plus faible.

Les manifestations relativement bénignes sont : insomnie et excitation nerveuse, nausées, vomissements associés à des tremblements, hyperréflexie, contractions musculaires, bradycardie, hypertension artérielle et hypothermie. Les cas les plus graves présentent des épisodes de désorientation complète, de manie, d'ataxie, d'hallucinations, d'activité musculaire exagérée, ainsi que des crises convulsives violentes, qui peuvent déboucher sur le coma et la mort.

### 2.1.2 Absorption, distribution, excrétion et métabolisme chez l'homme

**Absorption :** l'ingestion accidentelle ou délibérée de composés de type alkyle-plomb peut se produire, mais n'est pas fréquente. L'inhalation de vapeurs de composés de type alkyle-plomb devrait être considérée comme la principale voie de pénétration. L'absorption cutanée est une voie efficace de pénétration pour les composés de plomb organiques (IPCS, 1991).

D'après la Société royale du Canada (septembre 1986), l'absorption de plomb par le corps humain dépend de nombreux facteurs. Les enfants ont tendance à absorber et à retenir des quantités plus importantes que les adultes, notamment via le tractus intestinal. Il existe également des preuves d'une différence entre les sexes dans l'absorption du plomb. Enfin, l'état nutritionnel, comme le régime alimentaire, jouent un rôle dans l'absorption et la toxicité du plomb.

L'OMS (1995) indique en outre que, selon la spéciation chimique, la taille de particule et la solubilité dans les fluides corporels, jusqu'à 50 % du composé de plomb inhalé peut être absorbé. Certaines matières particulaires inhalées (dépassant 7 µm) sont avalées sous l'effet de la clairance mucociliaire à partir du tractus respiratoire. Chez les animaux de laboratoire et chez l'homme, l'absorption du plomb par le tractus gastro-intestinal dépend de la nature physico-chimique du matériau ingéré, de l'état nutritionnel et du type de régime consommé. Chez l'homme adulte, approximativement 10 % du plomb alimentaire est absorbé, cette proportion devenant plus importante en conditions de jeûne. Cependant, chez le nourrisson ou le jeune enfant, le pourcentage de plomb alimentaire absorbé atteint 50 %, bien que les taux d'absorption du plomb en provenance des poussières/du sols et des écailles de peinture puissent être plus faibles, en fonction de la biodisponibilité. Les régimes alimentaires déficitaires en calcium, phosphate, sélénium ou zinc peuvent entraîner une absorption accrue du plomb. Le fer et la vitamine D influent aussi sur l'absorption du plomb.

Le taux de plomb dans le sang (PbB) est utilisé comme mesure de la charge corporelle et des doses de plomb (internes) absorbées. La relation entre la plombémie et la concentration de plomb dans les sources d'exposition est curvilinéaire (OMS, 1995).

**Distribution :** le plomb se distribue chez l'homme selon un modèle pharmacocinétique à trois compartiments. Une fois absorbée, il ne se répartit pas de façon homogène dans l'ensemble de l'organisme (IPCS, 1991). Il se produit une absorption rapide dans le sang et les tissus mous, suivie d'une redistribution plus lente vers les os (OMS, 1995). Le sang et les tissus mous représentent le pool actif et les os le pool de stockage. Le plomb diffuse dans l'épithélium tubulaire néphrétique et dans le foie. Une redistribution s'effectue par dépôt dans les os, les dents et les cheveux. Les os longs contiennent davantage de plomb et environ 95 % de la charge corporelle est stockée dans le squelette. La majeure partie du plomb circulant est liée à l'hémoglobine dans les érythrocytes, dans lesquels la concentration de plomb est environ 16 fois plus élevée que dans le plasma (IPCS, 1991).

Compte tenu de la demie-vie extrêmement longue du plomb dans les os, ce compartiment peut servir de source endogène de plomb pour les autres compartiments longtemps après la cessation de l'exposition (OMS, 1995). Ce plomb peut être mobilisé à partir des os pendant la grossesse. Il est aussi transféré facilement de la mère au fœtus via le placenta (les taux de plomb dans le sang du cordon ombilical sont typiquement très voisins des taux de plomb sanguins maternels) Ainsi, des antécédents d'exposition au plomb chez une femme enceinte, même s'ils datent de sa propre enfance, peuvent affecter l'enfant (IOMC, 1998).

**Excrétion :** l'OMS (1977) signale que l'élimination du plomb par le corps s'effectue principalement via les urines (environ 76 %) et le tractus gastro-intestinal (environ 16 %). Les 8 % restants sont éliminés par diverses voies (sudation, exfoliation de la peau, perte de cheveux), au sujet desquelles on sait peu de chose. Les partes journalières sont les suivantes :

- urine : 38µg
- tractus gastro-intestinal : 8µg
- cheveux, ongles, sueur, autres : 4 µg

La quantité excrétée par une voie quelconque dépend de l'âge, des caractéristiques de l'exposition et de l'espèce (OMS, 1995).

**Métabolisme :** les composés de type alkyle-plomb sont transformée en dérivés trialkylés par désalkylation dans le foie. Le PTE et le PTM ne sont pas des substances toxiques primaires, mais sont convertis en d'autres composés du plomb (IPCS, 1991). Le PTE est converti au départ principalement en plomb triéthyle et partiellement en plomb inorganique. La concentration de plomb triéthyle dans les organes ne diminue que lentement. Même après plusieurs jours, la baisse n'est pas notable. Le comportement du PTM est tout à fait similaire à celui du PTE. Le PTM est bien moins toxique probablement parce qu'il subit une désalkylation sous une forme trialkylée toxique beaucoup plus lentement que le PTE. Le métabolisme détaillé des composés de type alkyle-plomb est connu d'après des études chez l'animal et n'a pas été défini chez l'homme (OMS, 1977).

## **2.2 Toxicité**

### **2.2.1 Effets sur la santé humaine de l'exposition au plomb**

Il est bien établi que le plomb est un produit chimique fortement toxique, sans bénéfice physiologique connu (IOMC, 1998). Il exerce une action nocive sur plusieurs organes et systèmes organiques, les modifications subcellulaires et les effets sur le neurodéveloppement apparaissant comme les conséquences les plus sensibles (OCDE, 1993). Ses effets dépendent de nombreux facteurs, dont certains sont génétiques (tels que la sensibilité individuelle ou raciale), ou acquis (état nutritionnel, situation socio-économique) ou encore dépendent de la forme chimique du plomb (organique ou inorganique), ainsi que de l'ampleur et de la durée de l'exposition. (Société royale du Canada, 1986).

L'OMS (1995) indique qu'on a relevé des effets au niveau subcellulaire, ainsi que des effets sur le fonctionnement global de l'organisme, qui vont de l'inhibition enzymatique à la production de modifications morphologiques marquées et à la mort. De telles modifications se produisent pour une gamme étendue de doses, l'être humain en développement étant généralement plus sensible que l'adulte.

On a montré que le plomb avait des effets sur de nombreux processus biochimiques : les effets sur la synthèse de l'hème notamment ont été étudiés de manière approfondie à la fois chez l'adulte et l'enfant. On observe un accroissement des concentrations de protoporphyrine érythrocytaire dans le sérum et de l'excrétion urinaire de coproporphyrine et d'acide d-aminolévulinique lorsque les concentrations de plomb dans le sang augmentent. Pour des concentrations moins élevées, on relève une inhibition des enzymes acide d-aminolévulinique déshydratase et dihydrobioptérine réductase. Les effets du plomb sur le système hématopoïétique entraînent une diminution de la synthèse de l'hémoglobine et on observe une anémie chez l'enfant pour des plombémies supérieures à 1,92  $\mu\text{mole/l}$  (40  $\mu\text{g/dl}$ ).

Pour des raisons d'ordre neurologique, métabolique et comportemental, les enfants sont plus vulnérables aux effets du plomb que les adultes. On a mené des études épidémiologiques prospectives et transversales pour évaluer dans quelle mesure l'exposition environnementale au plomb affecte les fonctions psychologiques dépendant du SNC. On a montré que le plomb était associé à une altération du fonctionnement neurocomportemental chez l'enfant.

On a relevé une altération des fonctions psychologiques et neurocomportementales après l'exposition au plomb sur une durée prolongée de travailleurs. On a montré que les paramètres électrophysiologiques constituaient des indicateurs utiles des effets subcliniques du plomb sur le SNC.

On sait depuis longtemps qu'une exposition au plomb intense et de longue durée au poste de travail peut provoquer une neuropathie périphérique. On a constaté un ralentissement de la vitesse de conduction nerveuse pour des niveaux d'exposition plus faibles. On a souvent observé une réversibilité des effets après la cessation de l'exposition, qui dépend de l'âge et de la durée de l'exposition.

L'effet du plomb sur le cœur est indirect et s'exerce par l'intermédiaire du système neurovégétatif. Le plomb n'a pas non plus d'effet direct sur le myocarde. Les preuves rassemblées à partir d'études de population chez l'adulte font apparaître des associations très faibles entre la plombémie et la pression systolique ou diastolique. Étant donné la difficulté pour prendre en compte les facteurs de confusion pertinents, il n'est pas possible d'établir une relation de cause à effet d'après ces études.



Le plomb est connu pour provoquer des lésions des tubules rénaux proximaux, caractérisées par une aminoacidurie généralisée, une hypophosphatémie s'accompagnant d'une relative hyperphosphaturie et d'une glycosurie, avec présence de corps d'inclusion intra-nucléaires, de modifications mitochondriales et d'une cytomégalie des cellules épithéliales des tubules proximaux. On relève des effets tubulaires après des durées d'exposition relativement courtes et ces effets sont généralement réversibles, tandis que les modifications sclérotiques et la fibrose interstitielle, résultant d'une diminution de la fonction rénale ou d'une éventuelle insuffisance rénale, supposent une exposition chronique à des concentrations élevées de plomb. On a noté un risque accru de néphropathie chez les travailleurs présentant une plombémie de plus de 3,0  $\mu\text{mole/l}$  (environ 60  $\mu\text{g/dl}$ ). On a observé récemment des effets rénaux parmi la population générale lorsqu'on a mesuré des indicateurs plus sensibles de la fonction rénale.

Chez le mâle, les effets du plomb sur la reproduction portent seulement sur le spermocytogramme et la numération des spermatozoïdes. Chez la femelle, certaines issues négatives de la grossesse ont été imputées au plomb. Certaines études épidémiologiques, mais non toutes, mettent en évidence une relation dose dépendante entre la naissance avant terme et certains indices de croissance fœtale et de maturation pour des plombémies de 0,72  $\mu\text{mole/l}$  (15  $\mu\text{g/dl}$ ) ou plus (OCDE, 1993).

Les preuves relatives à la cancérogénicité du plomb et de plusieurs composés de plomb inorganiques pour l'homme sont insuffisantes (OCDE, 1993). Chez le rat, on a observé des tumeurs rénales pour des concentrations alimentaires de 500 mg pb/kg, qui étaient associées à des taux de plomb dans le sang de 80  $\mu\text{g/dl}$ . On n'a observé aucune tumeur pour des concentrations alimentaires inférieures ou égales à 200 mg pb/kg (OMS, 1995).

Selon l'OMS (1995), le plomb ne semble pas avoir d'effets préjudiciables sur la peau, les muscles ou le système immunitaire.

### 2.2.2 Relation entre dose et exposition

Le substitut le plus largement utilisé de la dose absorbée est la plombémie totale.

L'OMS (1995) indique que la relation entre le taux de plomb dans le sang et l'absorption de plomb est curvilinéaire sur une plage étendue de valeurs de la plombémie. D'après une étude unique menée sur 17 enfants, on a déterminé que la relation entre la plombémie et l'absorption de plomb à partir des aliments s'exprimait ainsi : 0,0077  $\mu\text{mole Pb/l}$  (0,16  $\mu\text{g/dl}$ ) par  $\mu\text{g}$  de plomb absorbé par jour pour une plombémie médiane d'approximativement 0,48  $\mu\text{mol/l}$  (10  $\mu\text{g/dl}$ ).

La plupart des études portant sur la relation entre le taux de plomb dans le sang et l'exposition au plomb s'appliquent à une source environnementale unique, c'est-à-dire l'air, les aliments, l'eau, le sol ou les poussières. On trouvera ci-après un résumé des relations entre la plombémie médiane et l'absorption de plomb à partir de différents milieux :

<u>Milieu</u>	<u>Enfants<sup>a</sup></u>	<u>Adultes<sup>a</sup></u>
Air <sup>b</sup>	0,09 µmol Pb/l par µg Pb/m <sup>3</sup> (1,92 µg Pb/dl)	0,079 µmol Pb/l par µg Pb/m <sup>3</sup> <sup>c</sup> (1,64 µg Pb/dl)
Eau		0,003 µmol Pb/l par µg Pb/l (0,06 µg Pb/dl)
Aliments <sup>b</sup>	0,01 µmol Pb/l par µg Pb/jour (0,16 µg Pb/dl)	0,002-0,003 µmol Pb/l par µg Pb/jour (0,04-0,06 µg Pb/dl)
Pous- sières <sup>b</sup>	0,09 µmol Pb/l par 1000 µg Pb/g (1,8 µg Pb/dl)	
Sol <sup>b</sup>	0,11 µmol Pb/l par 1000 µg Pb/g (2,2 µg Pb/dl)	

<sup>a</sup> Ces données ne sont fournies qu'à des fins d'illustration. Elles n'indiquent que la nature curviligne de la relation et constituent des lignes directrices générales, qui ne s'appliquent pas aux niveaux d'exposition inférieurs et supérieurs.

<sup>b</sup> On obtient une valeur comprise entre 0,144 et 0,24 µmol Pb/l ou entre 3 et 5 µg Pb/dl par µg/m<sup>3</sup> si on considère la contribution indirecte par dépôt sur le sol ou les poussières.

<sup>c</sup> La relation entre la concentration dans l'air et la plombémie dans un cadre professionnel est décrite au mieux par une relation curviligne présentant des pentes comprises entre 0,02 et 0,08 µg/m<sup>3</sup> air. La pente est variable, mais n'est pas plus faible que celle observée pour les humains dans l'environnement général, qui se situe entre 1,6 et 1,9 µg/m<sup>3</sup>.

<b>2.2.3 Relation entre dose et effets</b>	<u>Effets toxiques chez l'adulte (IOMC, 1998)</u>	<u>Plombémie</u>
	Système nerveux : encéphalopathie clinique manifeste	100-120 µg/dl
	Reins : atrophie et néphrite interstitielle	40-100 µg/dl
	Tractus gastro-intestinal : coliques	40-60 µg/dl
	Anémie	50 µg/dl
	Système reproducteur : hypospermie, atrophie testiculaire	40-50 µg/dl
	Système nerveux : QI/troubles de l'apprentissage, déficit sensoriel	40 µg/dl < 7 µg/dl
	Cœur et vaisseaux sanguins : hypertension	3-30 µg/dl
	Effets biochimiques (modifications enzymatiques)	
	<u>Effets toxiques chez l'enfant (IOMC, 1998)</u>	<u>Plombémie</u>
	Reins : atrophie et néphrite interstitielle	80-120 µg/dl 80-100 µg/dl
	Système nerveux : encéphalopathie clinique manifeste	60-100 µg/dl
	Tractus gastro-intestinal : coliques	20-40 µg/dl
	Anémie	< 10 µg/dl
	Effets biochimiques (modifications enzymatiques)	< 10 µg/dl
	Système nerveux : QI/troubles de l'apprentissage	

- 2.2.4 Résumé de la toxicité pour les mammifères et évaluation globale** La toxicité du plomb chez les animaux, y compris les mammifères, a été étudiée de manière approfondie. Selon le bilan de l'OMS (1995), chez toutes les espèces d'animaux de laboratoire étudiées, y compris les primates non-humains, on a montré que le plomb provoquait des effets préjudiciables sur plusieurs organes et systèmes organiques, dont les systèmes hématopoïétique, nerveux, rénal, cardiovasculaire, reproducteur et immunitaire. Le plomb affecte aussi les os et sa cancérogénicité a été mise en évidence chez le rat et la souris.
- 2.2.5 Alkyle-plomb – Toxicité aiguë**
- 2.2.5.1 Ingestion** L'intoxication aiguë par ingestion est rare. Dans un cas d'ingestion massive de plomb tétraéthyle pur, les signes et les symptômes initiaux étaient liés à une augmentation de la pression intracrânienne. Le patient est mort 36 heures après, avec un œdème pulmonaire (IPCS, 1991).
- 2.2.5.2 Inhalation** L'inhalation induit des éternuements, une irritation du tractus respiratoire supérieur et des réactions systémiques bénignes à graves : insomnie, lassitude, excitation nerveuse, états anxieux associés à des tremblements, hyperréflexie, contractions musculaires spasmodiques, bradycardie, hypotension vasculaire et hypothermie. Les réactions les plus graves incluent la désorientation complète avec hallucinations et des crispations faciales. De tels épisodes peuvent évoluer vers des crises maniaques et des crises convulsives violentes, susceptibles de déboucher sur le coma ou la mort (IPCS, 1991).
- 2.2.5.3 Exposition cutanée** Lorsqu'ils entrent en contact avec la peau, les composés de type alkyle-plomb induisent un prurit, des brûlures et des rougeurs transitoires. Dans un cas d'exposition cutanée massive, le patient est resté asymptomatique, malgré une excrétion de plomb dans les urines très importante (IPCS, 1991).
- 2.2.5.4 Contact avec les yeux** En cas de contact avec les membranes oculaires, les composés de plomb organiques induisent un prurit, des brûlures et des rougeurs transitoires (IPCS, 1991).
- 2.2.6 Alkyle-plomb – Toxicité chronique**
- 2.2.6.1 Inhalation** On n'a observé aucune forme chronique parmi une population exposée professionnellement. L'inhalation chronique par plaisir d'essence au plomb en tant que toxicomanie a conduit à des lésions neurologiques : tremblements, réflexes tendineux exagérés, encéphalopathie grave et mort (IPCS, 1991).

- 2.2.7 Alkyle-plomb – Cause de la mort** La cause de la mort est une lésion directe du cerveau (encéphalopathie) faisant intervenir un dysfonctionnement du système capillaire, un œdème cérébral et des interférences avec le métabolisme cérébral. Dans un cas, un œdème pulmonaire a été décrit comme l'événement terminal (IPCS, 1991).
- 2.2.8 PTE- Données pertinentes chez l'animal** Dose orale toxique minimale chez la souris : 11 mg/kg  
DL<sub>50</sub> orale chez le rat : 1,2 mg/kg  
CL<sub>50</sub> par inhalation chez le rat : 850 mg/m<sup>3</sup>  
Dose létale cutanée minimale chez le chien : 547 mg/kg (IPCS, 1991)
- 2.2.9 PTM- Données pertinentes chez l'animal** Dose orale toxique minimale chez le rat : 112 mg/kg  
DL<sub>50</sub> orale chez le rat : 105 mg/kg  
CL<sub>50</sub> par inhalation chez le rat : 8 870 mg/m<sup>3</sup>  
Dose létale orale minimale chez le lapin : 24 mg/kg  
Dose létale cutanée minimale chez le lapin : 3391 mg/kg  
IPCS (1991)

**3 Exposition humaine/évaluation des risques**

---

---

**3.1 Introduction**

Il existe de nombreuses sources possibles d'exposition au plomb. Ce métal est omniprésent dans l'écosystème planétaire et on le trouve dans la nature (OMS, 1995). Il a été largement utilisé lors de l'industrialisation. Comme exemples de ses emplois, on peut mentionner : les peintures, la plomberie, les batteries et les emballages de produits de consommation. Il est souvent rejeté dans l'environnement par des opérations industrielles faisant intervenir le plomb, telles que l'extraction minière, la fonte, ainsi que la production et le recyclage de produits contenant du plomb. Une source importante d'exposition au plomb réside dans l'utilisation de ce métal comme additif dans l'essence.

Les emplois particuliers du plomb les plus importants sous l'angle de la toxicologie et de la santé publique peuvent différer fortement d'un pays à l'autre et parmi les populations d'un même pays. L'essence au plomb ne constitue clairement pas la seule source d'exposition dans de nombreux pays (IOMC, 1998). Alors que dans des zones spécifiques, des sources ponctuelles peuvent introduire des quantités importantes de plomb dans l'environnement, à l'échelle planétaire, la combustion de l'alkyle-plomb présent dans l'essence représente la source prépondérante d'accroissement de la quantité de plomb dans tous les compartiments de l'environnement (OMS, 1995).

L'exposition au plomb due aux additifs présents dans l'essence présente un caractère unique à plusieurs titres. Elle est plus largement dispersée géographiquement que les sources industrielles, qui ont tendance à toucher principalement des zones très localisées. L'utilisation de l'essence au plomb contribue à la présence de plomb en suspension dans l'air sous forme respirable (c'est également vrai des installations industrielles). A la différence de nombreuses autres sources de contamination du sol et des poussières, le plomb émis par la combustion de l'essence se présente sous forme de particules très petites, qui peuvent rester en suspension dans l'air sur des périodes prolongées, être inhalées plus profondément dans les poumons et porter une charge plus importante de polluants (en masse) que les particules plus grosses (IOMC, 1998). Le plomb primaire provenant de l'échappement des véhicules contient des particules dont la taille se situe autour de 0,015 µm et peut se fixer sur des particules de carbone de dimensions similaires. Les particules de cette taille se combinent très rapidement avec d'autres particules. Lorsque les particules ont grossi pour atteindre une taille approximative de 0,1 à 1,0 µm, elles cessent de croître et peuvent avoir une durée de vie dans l'atmosphère d'environ 7 à 14 jours (OCDE, 1993).

Plus de 70 % du plomb présent dans l'essence est susceptible de pénétrer dans l'environnement immédiatement après la combustion, le reste étant piégé dans l'huile de carter et dans le système d'échappement des véhicules (OMS, 1977). L'additif de type alkyle-plomb contenu dans le carburant moteur est presque totalement brûlé dans le cylindre moteur. Par conséquent, les émissions de plomb par les véhicules automobiles sont principalement sous la forme de bromochlorure de plomb, avec seulement des petites quantités (moins de 10 % des émissions totales) sous forme de vapeurs de plomb organique (OCDE, 1993; Société royale du Canada, septembre 1986).

### 3.2 Exposition de la population générale

L'OMS (1995)<sup>4</sup> indique qu'en l'absence de sources fixes de plomb, les concentrations dans l'air ambiant sont directement liées à la densité du trafic et au maintien ou non de l'utilisation du plomb comme additif dans l'essence. La réduction ou l'élimination du plomb dans l'essence dans les pays qui ont mis en place des réglementations a entraîné une baisse d'un facteur huit des concentrations de plomb dans l'air ambiant.

La présence de fumée de cigarette et de poussières provenant de surfaces recouvertes de peinture au plomb influe sur les concentrations de plomb dans l'air des locaux. En l'absence de source de ce type, les concentrations de plomb dans l'air des locaux représentent environ 60 % de celles dans l'air extérieur.

Pour la plupart des adultes, l'exposition journalière totale s'opère via les aliments, l'eau et l'air. Pour les nourrissons dont l'âge va jusqu'à 5 mois, le lait diététique ou maternel et l'eau constituent les principales sources de plomb. Dans le cas des enfants, les poussières et le sol représentent une source supplémentaire d'exposition. L'absorption dépend de la forme chimique du plomb, du type de sol et de la taille des particules (biodisponibilité). L'absorption de plomb peut être majorée par des sources inhabituelles comme les remèdes populaires, les cosmétiques ou les activités de loisirs. La contamination de la communauté et les pratiques en vigueur au poste de travail peuvent contribuer à l'exposition au plomb.

Les aliments (y compris l'eau potable et les boissons) constituent la source principale d'exposition au plomb pour la population générale. Les nourrissons et les enfants peuvent recevoir une charge de plomb supplémentaire en provenance du sol et des poussières. Les aliments les plus importants varient d'un pays à l'autre. Dans les zones où l'on utilise encore des boîtes de conserve brasées au plomb, les concentrations de plomb sont substantiellement plus élevées. En fonction des modes de vie, il peut exister une absorption importante par voie orale provenant de certaines boissons alcoolisées et due à la lixiviation du plomb à partir des contenants en céramique cuits à basse température.

La plupart des eaux de boisson contiennent des concentrations de plomb inférieures à 5 µg/l lorsqu'elles quittent l'usine de traitement. Cependant, l'eau étant connue comme un solvant du plomb, jusqu'à 40 % des échantillons peuvent dépasser 100 µg/l dans les maisons où l'on a utilisé de la soudure au plomb, des conduites en plomb ou des installations fixes en laiton.

L'absorption du plomb par les poumons est fonction de la taille de particule et du schéma de dépôt pulmonaire. Les petites particules (diamètre < 0.5 µm), caractéristiques de l'air ambiant, se déposeront à un niveau profond dans les poumons, avec des taux d'absorption de 90 %. Les particules plus grosses, telles que celles que l'on peut rencontrer dans les cadres professionnels, présentent des taux de dépôt élevés dans les voies supérieures. L'absorption de telles particules sera fonction à la fois de la dissolution dans les poumons et de la clairance des particules vers le tractus

<sup>4</sup> Entire section from the WHO 1995 gastro-intestinal.

Chez l'homme, l'absorption cutanée de plomb inorganique à travers la peau non abrasée revêt une importance limitée.

### 3.3 Aliments

La concentration de plomb dans les divers types d'aliment est décrite au mieux comme fortement variable. En fait, il semble qu'on relève à peu près autant de variation pour un type d'aliment spécifique qu'entre différentes catégories d'aliment. L'OMS (1977) signale que la gamme de concentrations de plomb va de 0 à 1,5 mg/kg pour les condiments, de 0,2 à 2,5 mg/kg pour le poisson et les fruits de mer, de 0 à 0,37 mg/kg pour la viande et les œufs, de 0,1 à 1,39 mg/kg pour les céréales et de 0 à 1,3 mg/kg pour les légumes.

Bien que les végétaux n'absorbent pas facilement le plomb à partir du sol, les fruits et les légumes cultivés dans des zones exposées aux émissions de fonderie peuvent être contaminés de manière appréciable. Kerin (1972) a déterminé le taux de plomb dans le régime alimentaire total des paysans à proximité d'une fonderie et a constaté que l'ingestion journalière de plomb avec les aliments se situait entre 670 et 2640 µg (OMS, 1977).

### 3.4 Air

L'air ambiant peut être une voie importante de diffusion du plomb dans l'environnement (OMS, 1995). Les procédés qui rejettent du plomb dans l'air incluent l'extraction minière et les activités de fonderie, l'incinération, la combustion de l'essence, la fabrication de batteries et le sablage ou le décollement des peintures. De plus, les sols peuvent constituer une source de plomb en suspension dans l'air à une échelle locale, comme le suggère la forte corrélation entre le taux de plomb dans les poussières et celui présent dans le sol. Il est peu probable, néanmoins, que le réentraînement du plomb déposé dans les poussières soit une source nette importante pour l'atmosphère, car la grande dimension des particules limite la dispersion (Société royale du Canada, septembre 1986).

Les concentrations de plomb dans l'air vont de  $7,6 \times 10^{-5} \mu\text{g}/\text{m}^3$  dans les zones éloignées telles que l'Antarctique, à plus de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  à proximité des fonderies de plomb (OMS, 1995). On trouve les plus fortes concentrations de plomb dans l'air ambiant au niveau des centres de population dense. Plus la ville est importante, plus la concentration de plomb dans l'air ambiant est élevée. Lorsqu'on s'éloigne du centre-ville, cette concentration baisse progressivement. Pour les stations urbaines, on a signalé une concentration moyenne de  $1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , pour les stations non-urbaines (proches de la ville), la valeur moyenne était de  $0,21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , pour les stations un peu plus distantes de  $0,10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et pour les zones éloignées de  $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . L'air au-dessus des rues soumises à un trafic intense contenait plus de plomb que celui présent au-dessus des rues à faible trafic et considérablement plus que l'air ambiant au-dessus des zones rurales.

Un schéma clair se dégage de ce tableau : les sites non urbains présentent moins de  $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , tandis que les sites urbains se caractérisent par des valeurs comprises entre 1 et 5 à  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Les plus fortes concentrations ont été relevées au-dessus des autoroutes, pendant les heures de pointe, soit 14 à  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (OMS, 1977).



Les concentrations de plomb dans l'air urbain dans divers pays de l'OCDE se situaient dans les années 1970 entre  $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  dans le centre des villes à forte densité de trafic. Les concentrations dans l'air relevées dans les villes d'Europe et d'Amérique du Nord (autour de 1993) étaient comprises dans la plage allant de  $0,2$  à  $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , et dans les zones rurales habituellement dans la plage allant de  $0,05$  à  $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (OCDE, 1993).

L'OCDE (1993) indique qu'au Canada, les concentrations moyennes de plomb dans l'air ont diminué régulièrement sur les dernières décennies (Figure 1). Cette baisse a été imputée, dans une large mesure, aux réductions de l'emploi de l'essence au plomb, dans la mesure où les émissions de plomb provenant d'autres sources sont restées relativement constantes (Figure 2). Il convient de noter que les émissions de plomb provenant de l'industrie du plomb ont été relativement stables durant les années 1980, car la majorité des réductions se sont opérées lors de l'introduction des contrôles fédéraux et provinciaux avant 1978. La baisse de la concentration de plomb dans l'air depuis 1987 est attribuée en partie à la diminution des émissions de plomb dues à la combustion de l'essence et à la production de cuivre et de nickel.

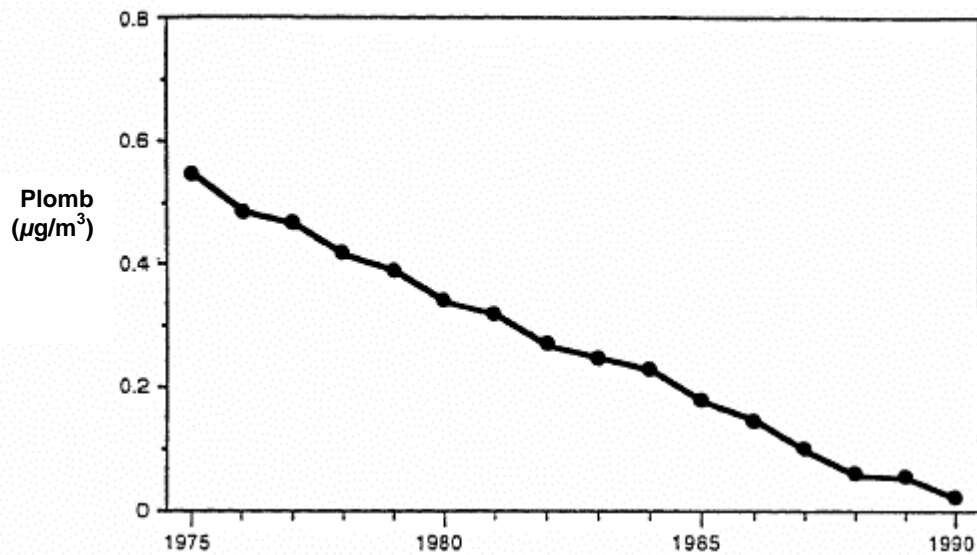
La plombémie moyenne de la population canadienne présentant le plus grand risque d'exposition (à savoir, les enfants) a également baissé pour atteindre environ  $6 \mu\text{g}/\text{dl}$  en 1988, au-dessous du seuil préoccupant de  $10 \mu\text{g}/\text{dl}$  (Figure 3). Bien qu'il existe une forte corrélation entre la plombémie chez les enfants et les concentrations de plomb dans l'atmosphère, il a été suggéré que la baisse enregistrée pouvait aussi être liée à d'autres facteurs, tels que l'élimination progressive volontaire par l'industrie des boîtes de conserve brasées au plomb et une moindre utilisation du plomb dans les peintures d'intérieur.

L'OCDE (1993) signale que dans plusieurs Etats membres où l'on avait pratiqué des dosages sanguins dans les années 1970 et 1980, on a pu mettre en évidence une relation entre la baisse de la concentration de plomb dans l'air due aux restrictions portant sur l'essence au plomb et la diminution des taux de plomb dans le sang. Par exemple :

- En Belgique, la plombémie moyenne de différents segments de la population a diminué constamment durant les années 1980. Cette diminution a été en partie attribuée à la réduction de la concentration de plomb autorisée dans l'essence.
- En Finlande, les taux de plomb sanguins sont passés de 11  $\mu\text{g}/\text{dl}$  à 2,8  $\mu\text{g}/\text{dl}$  sur la période allant de 1975 à 1992. A Helsinki, la plombémie moyenne des enfants a baissé de 4,6  $\mu\text{g}/\text{dl}$  à 3,0  $\mu\text{g}/\text{dl}$  entre 1983 et 1988. Pendant la même période, les émissions de plomb provenant de l'échappement des véhicules automobiles ont régressé de 75 % à Helsinki.
- En Allemagne, diverses études indiquent que la plombémie moyenne chez les enfants scolarisés et chez les adultes a baissé depuis 1975. On pense que ces baisses résultent de la raréfaction du plomb dans l'air, imputée à l'élimination progressive du plomb dans l'essence.

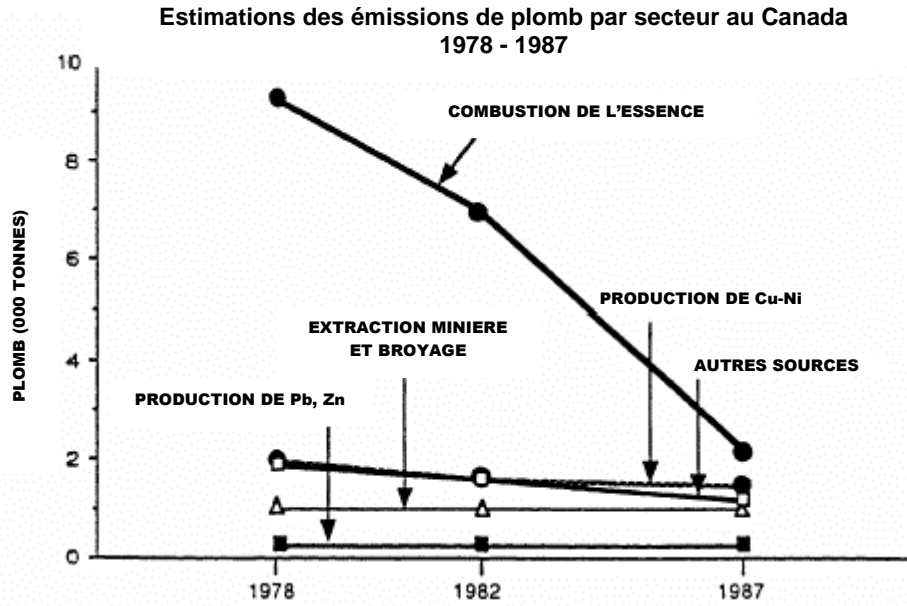
Figure 1

Tendance canadiennes de la concentration moyenne géométrique du plomb dans l'air de 1975 à 1990



Source: OCDE, 1993

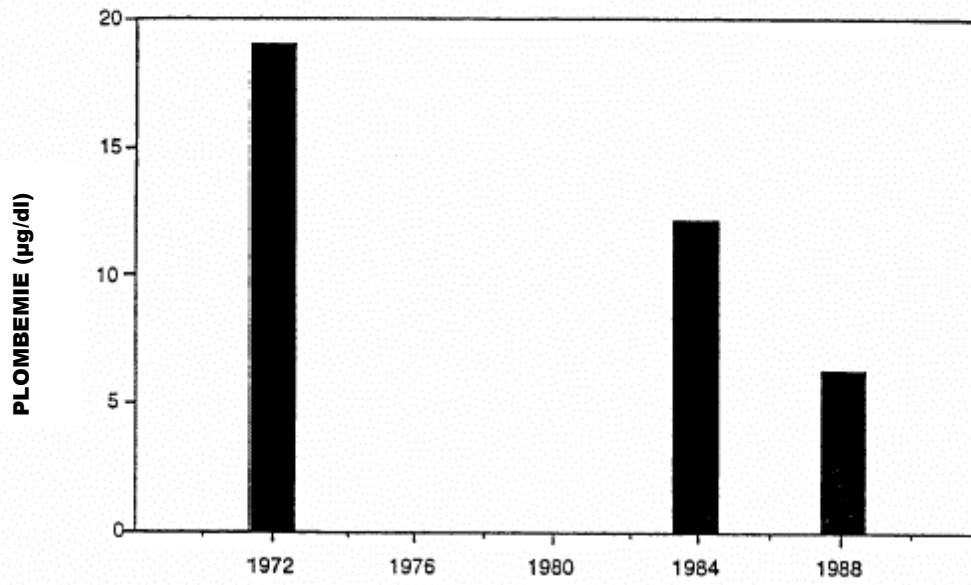
Figure 2



Source: OCDE, 1993

Figure 3

Taux moyen de plombémie chez les enfants au Canada



Source: OCDE, 1993

- En Suède, la plombémie moyenne chez les enfants vivant à proximité de fonderies ou dans des environnements ruraux ou urbains, a diminué depuis 1978, jusqu'à atteindre une valeur inférieure à 5 µg/dl en 1988. Les taux de plomb sanguins moyens de la population générale à Stockholm étaient également tombés en deçà de 6 µg/dl en 1984. La réduction de la concentration de plomb autorisée dans l'essence a été considérée comme l'un des facteurs majeurs contribuant à la baisse des taux de plomb sanguins.
- Au Royaume-Uni, la plombémie moyenne des enfants, ainsi que celle des adultes hommes et femmes, a aussi diminué constamment au milieu des années 1980, avec des taux moyens bien inférieurs au seuil préoccupant de 25 µg/dl. D'après le Ministère britannique de l'environnement, la réduction de la concentration de plomb autorisée dans l'essence en 1985 a semblé participer légèrement à la baisse de la charge corporelle en plomb des enfants.

D'après l'IOMC (1998), de nombreuses études attestent une relation entre l'utilisation de plomb dans l'essence et la concentration de plomb dans l'air. Les concentrations de plomb dans l'air étaient généralement plus élevées dans les zones urbaines, dans des pays aussi divers que la Hongrie, le Mexique et la Thaïlande. En outre, on a relevé de fortes corrélations avec la densité du trafic dans les zones urbaines, que ce soit en Arabie saoudite ou en Inde. Enfin, les nations qui ont réduit la teneur en plomb de leur essence ont été en mesure de détecter des baisses correspondantes de la concentration de plomb dans l'atmosphère urbaine.

D'après l'IOMC (1998), plus d'un quart des nouveaux-nés de Mexico présentaient une plombémie suffisante pour perturber leur développement neurologique, tandis qu'à Bangkok, entre 30 000 et 70 000 enfants risquaient de perdre quatre points ou plus de QI du fait d'un taux de plomb élevé. La plombémie des enfants vivant à Budapest étaient trois fois plus élevée en centre-ville qu'en banlieue. Dans le cadre d'une analyse des données disponibles au niveau mondial, on a trouvé que le pourcentage des enfants présentant une plombémie supérieure à 10 µg/dl était beaucoup plus élevé dans les zones urbaines que dans les zones non urbaines. Parmi les enfants (de moins de 12 ans) ne vivant pas dans des zones urbaines, la plus forte proportion d'enfants au-dessus de la norme était de 19 %. Dans les zones urbaines, la plus faible proportion d'enfants dépassant la norme atteignait 55 %.

### 3.5 Eau

L'eau peut être contaminée du fait du dépôt de plomb atmosphérique, dont la concentration est majorée par la combustion des carburants au plomb. Cependant, d'après l'OMS (1977), l'exposition humaine au plomb via l'eau est généralement faible par rapport à l'exposition par l'intermédiaire de l'air et des aliments. La concentration de plomb dans les approvisionnements en eau de la plupart des 100 plus grandes villes américaines, telle que déterminée en 1962, allait de l'état de trace à 62 µg/l. Depuis 1962, la surveillance continue des approvisionnements en eau américains a indiqué que la limite spécifiée par l'US Public Health Service de 50 µg/l n'avait pas été dépassée. Dans une autre étude, 41 seulement des 2 595 échantillons d'eau du robinet contenaient plus de 50 µg/l de plomb, et 25 % ne renfermaient aucune quantité mesurable de ce métal.

Un groupe de travail de l'OMS a étudié la teneur en plomb des eaux de surface et des eaux souterraines (1973). Il a rapporté que les eaux de surface contenaient habituellement moins de 0,1 mg/l. Dans les zones non polluées, les concentrations sont de l'ordre de 1 µg/l ou moins. Certaines rivières françaises ont été analysées et il a été constaté que, dans la région Midi-Pyrénées, la concentration moyenne de plomb dissous variait entre 6,7 et 10,4 µg/l.

### 3.6 Poussières

Selon l'OMS (1995), les poussières constituent une source importante d'exposition au plomb, en particulier pour les jeunes enfants, comme l'ont montré plusieurs études établissant une corrélation entre la plombémie des enfants et les concentrations de plomb dans les poussières.

Les principales contributions aux concentrations de plomb dans le sol et les poussières extérieures proviennent de la combustion des carburants fossiles (essentiellement l'essence au plomb), des sources fixes comme les fonderies et du décollage et de l'écaillage des peintures à base de plomb. Aux Etats-Unis, les concentrations de plomb typiques dans les poussières routières atteignent 800 à 1300 mg/kg dans les zones rurales et 100 à 5000 mg/kg dans les zones urbaines.

Les concentrations de plomb dans les poussières ménagères varient fortement entre les différentes habitations et les régions du monde. On a relevé des concentrations moyennes de 300 à 2500 mg/kg au Royaume-Uni et aux Etats-Unis, mais les teneurs d'échantillons individuels peuvent atteindre de 10 000 à 30 000 mg/kg.

### 3.7 Sol

D'après l'OMS (1995), dans les zones rurales et éloignées, le plomb présent dans le sol provient principalement de sources géologiques naturelles. Ces sources naturelles apportent 1 à 30 mg de plomb/kg, mais aux endroits où les sols sont issus de roches imprégnées de plomb, les concentrations naturelles peuvent aller de plusieurs centaines à plusieurs milliers de mg/kg.

Les concentrations de plomb dans les sols urbains sont très variables. Aux Etats-Unis, une étude des parcs citadins a enregistré des concentrations de 200 à 3300 mg/kg. On a signalé des concentrations allant jusqu'à 10 960 mg/kg dans les sols de jardins urbains américains, et allant jusqu'à 14 100 mg/kg dans des jardins urbains anglais. Les teneurs en plomb peuvent dépasser 20 000 mg/kg autour des opérations d'exploitation minière et de traitement du plomb. Dans les zones où l'on a utilisé des peintures à base de plomb, on a relevé des concentrations atteignant 20 000 mg/kg dans des échantillons de sol prélevés à proximité des fondations des bâtiments.

En général, les concentrations de plomb dans les sols au voisinage des routes sont élevées lorsque le trafic routier est dense. Les concentrations diminuent de manière exponentielle avec la distance à la route.

## **4 Devenir et effets dans l'environnement**

---

### **4.1 Transport et distribution entre les milieux**

#### **4.1.1 Dépôt en provenance de l'atmosphère**

Sous l'angle du bilan massique, le transport et la distribution du plomb provenant des principales sources d'émission, tant fixes que mobiles, sont principalement atmosphériques. La majeure partie du plomb rejeté dans l'atmosphère se dépose à proximité de la source. Cependant, approximativement 20 % des rejets se dispersent sur une grande étendue et contaminent des zones aussi éloignées que la couche glaciaire du Groenland. La portée du transport à grande distance des particules de plomb dépend de la taille des particules, les particules dont le diamètre est  $> 2 \mu\text{m}$  se déposant à proximité de la source d'émission. Il a été rapporté que 20 à 60 % des émissions provenant des véhicules restaient dans les 25 m entourant la route. Néanmoins, au vu de la diminution marquée de la concentration de plomb dans les carottes glacières prélevées au Groenland depuis la réduction de l'utilisation de l'essence au plomb, il apparaît que les émissions des véhicules peuvent contribuer aux concentrations de plomb dans l'air très loin de la source. On a également observé le transport à grande distance de particules de plomb. Le plomb peut être éliminé de l'atmosphère et transféré sur les surfaces et dans les compartiments environnementaux par dépôt humide ou sec. Le dépôt humide semble jouer un rôle plus important que le dépôt sec dans l'élimination du plomb atmosphérique. Selon la localisation géographique et le niveau des émissions dans la zone, environ 40 à 70 % du plomb atmosphérique est éliminé par dépôt humide. Dans la plupart des cas, ce plomb déposé est peu soluble et précipite dans les sols et les sédiments ou se lie aux matières organiques contenues dans ces compartiments. De ce fait, le plomb ne s'élimine pas facilement et a tendance à s'accumuler dans les écosystèmes où il se dépose. On a calculé que le rapport du dépôt humide au dépôt sec valait 1,63, 1,99 et 2,50 pour des sites se trouvant respectivement au Sud, au centre et au Nord du Canada, tandis que le dépôt humide représentait 80 % du plomb total déposé dans un site semi-éloigné des Etats-Unis.

En émettant plusieurs hypothèses concernant les concentrations de plomb atmosphérique, la vitesse du vent, la surface spécifique et la texture, l'US EPA (1986) a calculé un dépôt mondial d'approximativement 410 000 tonnes/an (dépôt sec plus dépôt humide).



#### 4.1.2 Transport dans l'eau et dans le sol

D'après l'OMS (1995), lorsqu'il se dépose dans l'eau, que ce soit à partir de l'air ou par entraînement à partir du sol, le plomb subit une partition rapide entre les sédiments et la phase aqueuse, en fonction de la teneur en sels de l'eau et de la présence d'agents complexants organiques. Par exemple, à pH > 5,4, la solubilité totale du plomb est d'environ 30 µg/l dans l'eau dure et de 500 µg/l dans l'eau douce. De plus, la présence d'ions sulfate et d'ions carbonate peut limiter la solubilité du plomb.

On a constaté que le plomb en suspension dans l'eau existait sous forme de plomb soluble ou de particules colloïdales non dissoutes, qui sont suspendues dans la phase aqueuse ou portées comme revêtement de surface par d'autres matières solides en suspension. On a trouvé que le rapport du plomb dans les matières solides en suspension au plomb sous forme dissoute allait de 4 : 1 dans les zones rurales à 27 : 1 dans les flux urbains.

Des composés organiques naturels (acides humique et fulvique), comme des composés d'origine anthropogénique (par exemple, les acides éthylènediamino-tétraacétique et nitrilotriacétique) peuvent complexer le plomb qui se trouve dans les eaux de surface. La présence dans l'eau de tels chélateurs peut augmenter le taux de solubilisation des composés de plomb (par exemple, le sulfure de plomb) d'un facteur 10 à 60 par rapport à l'eau au même pH, exempte de fulvates.

L'accumulation du plomb dans les sols est principalement fonction du taux de dépôt sec et humide en provenance de l'atmosphère. Le transport à l'intérieur du sol et la biodisponibilité du plomb à partir du sol dépendent de nombreux facteurs, dont le pH, la composition minérale du sol et la quantité et le type de matières organiques, la plus grande partie du plomb étant liée à l'intérieur de la couche correspondant aux 5 premiers centimètres de sol. Cette situation limite la quantité de plomb pouvant être lixiviée dans l'eau ou pouvant être disponible pour être absorbée par les plantes. On a montré que seulement 0,2 % du plomb total présent dans le sol pouvait être relargué en solution par agitation. Cependant, le rejet de plomb à partir de complexes organiques sous une forme soluble et ainsi biodisponible, dépend fortement du pH. Dans la gamme de pH habituelle pour les sols (4 à 6), les complexes de plomb organiques deviennent plus solubles et le plomb devient plus disponible pour l'absorption par les plantes et la lixiviation par l'eau.

#### 4.2 Transformation dans l'environnement

- 4.2.1 Transformation abiotique** L'OMS (1995) indique qu'une fois rejeté dans l'environnement, le plomb peut être transformé d'une espèce minérale ou une dimension de particule en une autre. Cependant, à l'état élémentaire, il ne peut subir de dégradation. Par exemple, les particules contenant du plomb présentes dans les produits d'échappement des automobiles sont habituellement des halogénures de plomb ou des sels doubles avec des halogénures d'ammonium. Dans les 24 h, plus de 75 % des matières particulaires à base de plomb sont transformées en carbonates et en sulfates de plomb.
- 4.2.2 Biotransformation** L'OMS (1995) signale qu'on a observé la transformation de plomb inorganique en plomb tétraméthyle (PTM) dans des systèmes aquatiques, en particulier, dans les sédiments, et que Wong et al. (1975) et Schmidt & Huber (1976) ont postulé l'intervention d'une biométhylation. Cependant, Reisinger et al. (1981) n'ont noté aucune méthylation biologique du plomb inorganique dans leurs études, réalisées dans des conditions très diverses utilisant plusieurs espèces bactériennes connues pour alkyliser le mercure et d'autres métaux lourds. Ces auteurs n'ont constaté aucune méthylation chimique en présence de méthylcobalamine et d'ions sulfure ou aluminium et cela, indépendamment de la présence de bactéries. La preuve d'une méthylation microbienne de divers composés du plomb dans les systèmes aquatiques a été réexaminée par Beijer & Jernelöv (1984). On n'a pas encore clairement déterminé si le PTM formé est produit par voie abiotique ou par biotransformation.
- 4.3 Ecotoxicité**
- 4.3.1 Toxicité pour les micro-organismes** En général, selon l'OMS (1989), les composés de plomb inorganiques présentent une toxicité pour les micro-organismes plus faible que les composés de plomb trialkylés et tétraalkylés. Le plomb tétraalkyle devient toxique par décomposition en plomb trialkyle ionique. L'un des principaux facteurs conditionnant la toxicité aquatique du plomb est la concentration d'ions libres, qui influe sur la biodisponibilité du plomb pour les organismes. La toxicité des sels de plomb inorganiques dépend fortement des conditions environnementales telles que la dureté de l'eau, le pH et la salinité, un fait qui n'a pas été suffisamment pris en compte dans la plupart des études de toxicité. On dispose de preuves de l'existence de souches tolérantes et de la possibilité qu'une tolérance se développe chez d'autres.

#### 4.3.2 Toxicité pour les organismes aquatiques

L'OMS (1989) indique qu'il est peu probable que le plomb affecte les végétaux aquatiques aux concentrations que l'on peut trouver dans l'environnement général.

Sous forme de sels simples, le plomb présente une toxicité aiguë vis-à-vis des invertébrés aquatiques à des concentrations supérieures à 0,1, vis-à-vis des organismes d'eau douce à des concentrations supérieures à 40 mg/l et vis-à-vis des organismes marins à des concentrations supérieures à 500 mg/l. Pour les mêmes espèces, la CL<sub>50</sub>s à 96 h pour les poissons varie entre 1 et 27 mg/l dans l'eau douce, et entre 440 et 540 mg/l dans l'eau dure. Les valeurs les plus hautes pour l'eau dure représentent des concentrations nominales. Des mesures du plomb disponible laissent supposer qu'une faible proportion du plomb total se trouve en solution dans l'eau dure. Les sels de plomb sont faiblement solubles dans l'eau et la présence d'autres sels réduit la disponibilité du plomb pour les organismes du fait de la précipitation. Les résultats des essais de toxicité doivent être traités avec prudence, à moins que le plomb dissous n'ait été mesuré.

Parmi les communautés d'invertébrés aquatiques, certaines populations sont plus sensibles que d'autres et la structure communautaire peut être altérée par la contamination par le plomb. Cependant, les populations d'invertébrés provenant de zones polluées peuvent présenter une plus grande tolérance au plomb que celles issues de zones non polluées. Chez d'autres invertébrés aquatiques, l'adaptation aux conditions hypoxiques peut être entravée par des concentrations de plomb élevées.

Chez les poissons, les stades jeunes sont plus sensibles au plomb que les adultes ou les œufs. Les symptômes typiques de l'intoxication par le plomb incluent la difformité spinale et le noircissement de la région caudale. On a déterminé la limite maximale admissible de toxique (MATC) pour le plomb inorganique pour plusieurs espèces dans différentes conditions et les résultats vont de 0,04 mg/l à 0,198 mg/l. La toxicité aiguë du plomb dépend fortement de la présence d'autres ions dans la solution, et la mesure du plomb dissous dans les essais de toxicité est essentielle pour obtenir un résultat réaliste. Les composés organiques sont plus toxiques pour les poissons que les sels de plomb inorganiques.

Il existe des preuves de la sensibilité des œufs de grenouille et de crapaud à des concentrations nominales de plomb inférieures à 1,0 mg/l dans l'eau dormante et à 0,04 mg/l dans des systèmes à renouvellement continu : on a observé des arrêts du développement et des retards à l'éclosion. Pour les grenouilles adultes, on ne relève aucun effet significatif au-dessous de 5 mg/l en solution aqueuse, mais le plomb dans l'alimentation, à raison de 10 mg/kg d'aliment, présente certains effets biochimiques.

#### 4.3.3 Toxicité pour les organismes terrestres

D'après l'OMS (1989), la tendance des sels de plomb inorganiques à former des sels et des complexes hautement insolubles avec divers anions, associée à sa fixation tenace sur les sols, réduit considérablement sa disponibilité pour les végétaux terrestres via les racines. Le transfert de l'ion dans les végétaux est limité et la plus grande partie du plomb lié reste à la surface des racines ou des feuilles. En conséquence, dans la plupart des études expérimentales sur la toxicité du plomb, de fortes concentrations de plomb de l'ordre de 100 à 1000 mg/kg de sol sont nécessaires pour provoquer des effets toxiques visibles sur le photosynthèse, la croissance et d'autres paramètres. Ainsi, le plomb n'est susceptible d'affecter les végétaux qu'en des sites où les concentrations environnementales sont très élevées.

L'ingestion par les nématodes de bactéries et de champignons contaminées par le plomb entraîne une altération de la fonction reproductive. Les limnoria semblent présenter une tolérance inhabituelle au plomb, car une exposition prolongée à du sol ou des déchets d'herbes contenant des sels de plomb ajoutés de manière externe reste sans effet. Des chenilles maintenues à un régime alimentaire contenant des sels de plomb manifestent des symptômes de toxicité se traduisant par une altération du développement et de la fonction reproductive.

Les informations disponibles sont trop succinctes pour quantifier les risques pour les invertébrés pendant la décomposition de débris contaminés par du plomb.

Les sels de plomb ne sont toxiques pour les oiseaux qu'à une dose alimentaire élevée (100 mg/kg ou plus). Presque tout le travail expérimental a été réalisé sur des poulets et autres gallinacés. L'exposition de cailles depuis l'éclosion jusqu'à l'âge de la reproduction a entraîné des effets sur la production d'œufs pour des concentrations de plomb dans les aliments de 10 mg/kg. Bien que divers effets aient été signalés à forte dose, la plupart peuvent s'expliquer par un effet primaire de la consommation dans les aliments. La diarrhée et le manque d'appétit, conduisant à l'anorexie et à la perte de poids, sont des effets primaires des sels de plomb. Comme on ne dispose pas de preuves expérimentales pour évaluer les effets sur d'autres espèces d'oiseaux, il est nécessaire de supposer une sensibilité comparable. Si c'est effectivement le cas, il est hautement probable qu'une exposition environnementale provoquera des effets nocifs.

Le plomb métallique n'est pas toxique pour les oiseaux, sauf à très forte dose, lorsqu'il est administré sous forme de poudre. Il est hautement toxique pour les oiseaux lorsqu'il est administré sous forme de plombs de chasse. L'ingestion d'un grain unique de plomb de chasse peut être fatale à certains oiseaux. La sensibilité varie d'une espèce à l'autre et dépend du régime alimentaire. Comme on a trouvé dans la nature des oiseaux avec un grand nombre de plombs de chasse dans le gésier (trouver 20 plombs n'est pas un cas rare), ce produit constitue un risque majeur pour les espèces qui se nourrissent au bord des rivières et dans les champs où de nombreux plombs s'accumulent.

On dispose de peu d'informations sur les effets des composés de plomb organiques. Les composés de type plomb trialkyle produisent des effets sur les étourneaux sansonnets auxquels on administre 0,2 mg/jour. Une dose de 2 mg/jour est invariablement fatale.

Il existe trop peu de rapports pour formuler des conclusions sur les effets du plomb sur des mammifères autres que les animaux de laboratoire. Les rats sauvages présentent des effets similaires à ceux de leurs congénères de laboratoire.

## **5 Exposition environnementale/évaluation des risques**

Les effets sur l'environnement n'étaient pas pertinents pour les évaluations des risques utilisées par les Parties notifiantes à pour étayer leurs mesures de réglementation.

<b>Annexe 2 – Détail des mesures de réglementation finales notifiées</b>
--

<b>Nom du pays: Canada</b>
----------------------------

<b>1</b>	<b>Date(s) effective(s) d'entrée en vigueur des mesures</b>	16 avril 1990
	<b>Référence du document de réglementation</b>	<i>Règlement concernant la concentration de plomb et de phosphore dans l'essence (également cité dans le Règlement sur l'essence)</i>
<b>2</b>	<b>Description succincte de la ou des mesures de réglementation finales</b>	Le Règlement sur l'essence réglemente les concentrations de phosphore et de plomb autorisées dans les carburants au plomb et sans plomb fabriqués ou importés au Canada et proposés à la vente ou commercialisés. Il s'applique aux producteurs et aux importateurs d'essence. Il fixe des concentrations maximales de plomb pour l'essence au plomb destinée à être utilisée dans les équipements agricoles, les bateaux et les camions lourds. Il ne s'applique pas aux avions. Des amendements ont été apportés en 1994, 1997, 1998 et 2003, pour exempter les véhicules de compétition hautes performances. Le dernier amendement a prolongé l'exemption jusqu'au 1 <sup>er</sup> janvier 2008.
<b>3</b>	<b>Motifs de la mesure</b>	Santé humaine
<b>4</b>	<b>Base de l'inscription à l'annexe III</b>	
<b>4.1</b>	<b>Evaluation des risques</b>	Santé Canada a déterminé d'après des études que des effets néfastes pour la santé pouvaient se produire pour des taux de plomb sanguins de 20 à 30 µg/dl. En outre, ces études indiquent: <ul style="list-style-type: none"> <li>• qu'un nombre important d'enfants canadiens pourraient présenter une plombémie comprise dans cette plage et donc courir un risque. Les résultats d'une étude menée à Toronto en 1982 ont fait apparaître que 1 % des enfants âgés de 0 à 4 ans présentaient des taux de plomb sanguins supérieurs à 30 µg/l et supérieurs à 20 µg/l pour 12 % d'entre eux ; et</li> <li>• que l'essence au plomb contribuait à la plombémie des adultes urbains dans une proportion estimée à 30 à 40 %. La proportion de plomb provenant de l'essence dans le sang des enfants peut se situer entre 30 et 40%.</li> </ul>
<b>4.2</b>	<b>Critères utilisés</b>	Risque inacceptable pour la santé humaine
	<b>Intérêt pour d'autres Etats et régions</b>	Aucune information n'a été fournie.
<b>5</b>	<b>Solutions de remplacement</b>	Il est possible de maintenir l'indice d'octane de l'essence en modifiant la conception des procédés de raffinage ou en faisant appel à des agents d'amélioration de l'indice d'octane de substitution.

- 6 Gestion des déchets**      Aucune information n'a été fournie.
- 7 Autres**

<b>Nom du pays : Union européenne</b>
---------------------------------------

- |            |   |  |
|------------|---|--|
| <b>1</b>   | <b>Date(s) effective(s) d'entrée en vigueur des mesures</b>                 | 1 <sup>er</sup> janvier 2000 pour la mesure de réglementation finale la plus récente, qui est la dernière d'une série de mesures étendant progressivement les restrictions portant sur l'utilisation de l'essence au plomb.  |
|            | <b>Référence du document de réglementation</b>                              | Directive du Conseil 98/70/CE du Parlement européen et du Conseil du 12 octobre 1998, concernant la qualité of 12 Octobre 1998 concernant la qualité de l'essence et des carburants diesel et modifiant la Directive du Conseil 93/12/CEE.   |
| <b>2</b>   | <b>Description succincte de la ou des mesures de réglementation finales</b> | A dater du 1 <sup>er</sup> janvier 2000, la mise sur le marché d'essence au plomb destinée aux véhicules a été interdite. Cependant, les Etats membres pouvaient continuer à autoriser la commercialisation d'essence au plomb (< 150 mg/l) sur leur territoire jusqu'au 1 <sup>er</sup> janvier 2005, sous réserve qu'il puisse être démontré que l'interdiction poserait de graves problèmes socio-économiques ou n'apporterait pas de bénéfices environnementaux ou sanitaires globaux. Les Etats membres peuvent également autoriser une dérogation pour les petites quantités d'essence au plomb ne contenant pas plus de 0,15 g plomb/l, représentant au maximum 0,5 % des ventes totales, pour les vieilles voitures de collection. La teneur en plomb du kérosène destiné aux avions (moteurs alternatifs) n'est pas couverte par cette mesure de réglementation.<br>Autres mesures de réglementation pertinentes :<br>Directive du Conseil 78/611/CEE du 29 juin 1978, Directive du Conseil 85/210/CEE du 20 mars 1985, Directive du Conseil 87/416/CEE du 21 juillet 1987. |
| <b>3</b>   | <b>Motifs de la mesure</b>  | Santé humaine  |
| <b>4</b>   | <b>Base de l'inscription à l'annexe III</b>                                 |  |
| <b>4.1</b> | <b>Evaluation des risques</b>   | Le dosage sanguin est l'une des méthodes les plus largement utilisées pour évaluer les risques pour la santé humaine résultant de l'exposition au plomb. En 1977, l'Union européenne a adopté la Directive du Conseil 77/312/CEE du 29 mars 1977 sur la surveillance biologique de la population vis-à-vis du risque saturnin. Dans chaque Etat membre 50 échantillons sanguins ou plus devaient être analysés par million d'habitants. En 1982 (Directive du Conseil 82/884/CEE du 3 décembre 1982), on a fixé une valeur limite de 2 µg/m <sup>3</sup> pour la concentration de plomb dans l'air ambiant en moyenne annuelle.<br><br>Dans plusieurs Etats membres où des dosages sanguins ont été réalisés dans les années 1970 et 1980, on a montré qu'il existait une relation entre les baisses de la concentration de plomb dans l'air dues aux restrictions appliquées au carburant au plomb et la diminution des taux sanguins de plomb.   |
| <b>4.2</b> | <b>Critères utilisés</b>  | Risque inacceptable pour la santé humaine.   |
|            | <b>Intérêt pour d'autres Etats et régions</b>                               | Problèmes sanitaires généraux dans tous les Etats où la substance est utilisée. Protection des travailleurs et de la population générale.  |



- |          |                                  |                                     |
|----------|----------------------------------|-------------------------------------|
| <b>5</b> | <b>Solutions de remplacement</b> | Aucune information n'a été fournie. |
| <b>6</b> | <b>Gestion des déchets</b>       | Aucune information n'a été fournie. |
| <b>7</b> | <b>Autres</b>                    | Aucune information n'a été fournie. |

**Annexe 3 – Adresses des autorités nationales désignées****Canada**

<b>C</b> Responsable du Contrôle des produits chimiques Environnement Canada Place Vincent Massey, 12 <sup>e</sup> étage 351 Boulevard St. Joseph Hull, Québec K1A 0H3 <i>Bernard Madé</i>	<b>Tel</b> +819 994-3648 <b>Fax</b> +819 994-0007 <b>Télex</b> <b>e-mail</b> bernard.made@ec.gc.ca
--	---

**Union européenne**

<b>CP</b> Direction générale de l'environnement Commission européenne 200, Rue de la Loi B-1049 Bruxelles Belgique <i>Klaus Berend</i>	<b>Tel</b> +322 299 48 60 <b>Fax</b> +322 296 85 58 <b>Télex</b> <b>e-mail</b> klaus.berend@cec.eu.int
--	---

**C** Produits chimiques à usage industriel

**CP** Pesticides et produits chimiques à usage industriel

**P** Pesticides

## Annexe 4 – Références

### Mesures de réglementation

#### Canada

*Règlement sur l'essence* (SOR/90-247) en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, *Gazette du Canada, Partie II*, Vol. 124, N°10, 9 mai 1990.

<http://laws.justice.gc.ca/en/C-15.31/SOR-90-247/68969.html>

*Règlement modifiant le Règlement sur l'essence* (SOR/2003-106) en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, *Gazette du Canada, Partie II*, Vol. 137, N°8, 9 avril 2003.

[http://www.ec.gc.ca/ceparegistry/documents/regs/g2-13708\\_r2.pdf](http://www.ec.gc.ca/ceparegistry/documents/regs/g2-13708_r2.pdf)

#### Union européenne

Directive du Conseil 98/70/CE du Parlement européen et du Conseil du 13 octobre 1998 concernant la qualité de l'essence et des carburants diesel et modifiant la Directive du Conseil 93/12/CEE (Journal officiel des Communautés européennes L350 du 28/12/1998, p. 58).

[http://europa.eu.int/eur-lex/en/archive/1998/l\\_35019981228en.html](http://europa.eu.int/eur-lex/en/archive/1998/l_35019981228en.html)

Autres mesures de réglementation pertinentes :

Directive du Conseil 78/611/CEE du 29 juin 1978 sur le rapprochement des lois des Etats membres en ce qui concerne la teneur en plomb du pétrole (Journal officiel des Communautés européennes L197 du 22/07/1978, p. 19).

[http://europa.eu.int/smartapi/cgi/sga\\_doc?smartapi!celexapi!prod!CELEXnumdoc&lg=EN&numdoc=31978L0611&model=guichett](http://europa.eu.int/smartapi/cgi/sga_doc?smartapi!celexapi!prod!CELEXnumdoc&lg=EN&numdoc=31978L0611&model=guichett)

Directive du Conseil 85/210/CEE du 20 mars sur le rapprochement des lois des Etats membres en ce qui concerne la teneur en plomb du pétrole (Journal officiel des Communautés européennes L096 du 03/04/1985, p. 25).

[http://europa.eu.int/smartapi/cgi/sga\\_doc?smartapi!celexapi!prod!CELEXnumdoc&lg=EN&numdoc=31985L0210&model=guichett](http://europa.eu.int/smartapi/cgi/sga_doc?smartapi!celexapi!prod!CELEXnumdoc&lg=EN&numdoc=31985L0210&model=guichett)

Directive du Conseil 87/416/CEE du 21 juillet 1987 modifiant la Directive 85/210/CEE sur le rapprochement de lois des Etats membres en ce qui concerne la teneur en plomb du pétrole (Journal officiel des Communautés européennes L225 du 13/08/1987, p. 33).

[http://europa.eu.int/smartapi/cgi/sga\\_doc?smartapi!celexapi!prod!CELEXnumdoc&lg=EN&numdoc=31987L0416&model=guichett](http://europa.eu.int/smartapi/cgi/sga_doc?smartapi!celexapi!prod!CELEXnumdoc&lg=EN&numdoc=31987L0416&model=guichett)

### Autres mesures pour réduire l'exposition

#### Canada

Date of Evidence for Low-Level Effects of Lead and Blood Lead Intervention Levels and Strategies – Final Report of the Working Group. Federal-Provincial Committee on Environmental and Occupational Health, Santé Canada,

#### Initiatives internationales

Global Opportunities for Reducing the Use of Leaded Gasoline. IOMC septembre 1998.

<http://www.chem.unep.ch/pops/pdf/lead/toc.htm>

Phasing Lead out of Gasoline: An Examination of Policy Approaches in Different Countries. UNEP/OECD 1999.

<http://www.oecd.org/dataoecd/36/29/1937036.pdf>

Plan d'action du Sommet des Amériques. Premier Sommet des Amériques, Miami, Floride, 9-11 décembre, 1994. <http://www.summit-americas.org/miamiplan.htm>

Monitoring environmental progress: Report on work in progress. World Bank 1995.  
 Why lead should be removed from gasoline, World Bank Environmental Bulletin 7(4). World Bank 1996.

### **Solutions de remplacement**

#### Canada

Hotz, Marcus C.B., Alternatives to lead in gasoline: a technical appraisal. Royal Society of Canada's Commission on Lead in the Environment 1986.

Lead in the Canadian environment: science and regulation, final report. Royal Society of Canada's Commission on Lead in the Environment September 1986.

#### Généralités

Global Opportunities for Reducing the Use of Leaded Gasoline. IOMC, septembre 1998.

<http://www.chem.unep.ch/pops/pdf/lead/toc.htm>

### **Impacts socio-économiques**

#### Canada

*Leaded Gasoline Regulations, Proposed Amendment* under the *Clean Air Act*, Summary of the Socio-Economic Impact Analysis (SEIA) of Lead Phase-Down Control Options, *Canada Gazette, Part I*, February 18, 1984.

*Gasoline Regulations (SOR/90-247)* under the *Canadian Environmental Protection Act*, Regulatory Impact Analysis Statement, *Canada Gazette, Part II*, Vol. 124, No.10, May 9, 1990.

*Gasoline Regulations, amendment (SOR/94-355)* under the *Canadian Environmental Protection Act*, Regulatory Impact Analysis Statement, *Canada Gazette, Part II*, Vol. 128, No.11, June 1, 1994.

*Regulations Amending the Gasoline Regulations (SOR/97-147)* under the *Canadian Environmental Protection Act*, Regulatory Impact Analysis Statement, *Canada Gazette, Part II*, Vol. 131, No.7, April 2, 1997.

*Regulations Amending the Gasoline Regulations (SOR/98-217)* under the *Canadian Environmental Protection Act*, Regulatory Impact Analysis Statement, *Canada Gazette, Part II*, Vol. 132, No.8, April 15, 1998.

### **Dangers et risques pour la santé humaine et pour l'environnement**

Directive 67/548/CEE du Conseil du 27 juin 1967 concernant le rapprochement des dispositions législatives, réglementaires et administratives relatives à la classification, l'emballage et l'étiquetage des substances dangereuses (Journal officiel P196 du 16/08/1967, p.1).

[http://europa.eu.int/smartapi/cgi/sga\\_doc?smartapi!celexapi!prod!CELEXnumdoc&lg=en&numdoc=31967L0548&model=guichett](http://europa.eu.int/smartapi/cgi/sga_doc?smartapi!celexapi!prod!CELEXnumdoc&lg=en&numdoc=31967L0548&model=guichett)

Directive 98/98/CE de la Commission du 15 décembre 1998 portant vingt-cinquième adaptation au progrès technique de la Directive 67/548/CEE du Conseil concernant le rapprochement des dispositions législatives, réglementaires et administratives relatives à la classification, l'emballage et l'étiquetage des substances dangereuses (Journal officiel L355 du 30/12/1998, p. 1).

[http://www.europa.eu.int/eur-lex/en/archive/1998/l\\_35519981230en.html](http://www.europa.eu.int/eur-lex/en/archive/1998/l_35519981230en.html)

### **Propriétés toxicologiques, exposition humaine et exposition environnementale (Annexe I)**

Global Opportunities for Reducing the Use of Leaded Gasoline. IOMC September 1998.

<http://www.chem.unep.ch/pops/pdf/lead/toc.htm>

Poison Information Monograph (PIM 302): Organic, Lead. IPCS 1991.

<http://www.inchem.org/documents/pims/chemical/organlea.htm>

Environmental Health Criteria No.3: Lead. IPCS/WHO 1977.

<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc003.htm>

Environmental Health Criteria 165: Inorganic Lead. IPCS/WHO 1995.

<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc165.htm>

Environmental Health Criteria 85: Lead – Environmental Aspects. IPCS/WHO 1989.

<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc85.htm>

WHO Technical Report Series No. 532: Trace elements in human nutrition. WHO Expert Committee 1973.  
Lead in the Canadian environment: science and regulation, final report. Royal Society of Canada's Commission on Lead in the Environment September 1986.

Beijer K. & Jernelöv A. (1984) Microbial methylation of lead. In: Grandjean P ed. Biological effects of organolead compounds. Boca Raton, Florida, CRC Press, pp13-19.

Reisinger K, Stoeppler M & Nurnberg HW (1981) Evidence for the absence of biological methylation of lead in the environment. Nature (Lond), 281: 228-230.

Schmid E, Bauchinger M, Pietruk S & Hall G (1972) [Action cytogène du plomb sur les lymphocytes périphériques humains *in vitro* et *in vivo*] Mutat Res, 16: 401-406 (en allemand)

Wong PTS, Chau YK & Luxon PL (1975) Methylation of lead in the environment. Nature (Lond), 253: 263-264.

Risk Reduction Monograph No.1: Lead, Background and National Experience with Reducing Risk (OCDE/GD(93)67). OECD 1993. <http://www.oecd.org/dataoecd/23/50/1955919.pdf>

Air Quality Criteria for Lead (EPA-600/8-83/028aF-dF). US EPA 1986.

---