

Convenio de Róterdam - Aplicación del procedimiento de consentimiento fundamentado previo aplicable a productos químicos prohibidos o rigurosamente restringidos

Documento de orientación para
la adopción de decisiones

Tetraetilo de plomo y tetrametilo de plomo



PNUMA

**Secretaría del Convenio de Rotterdam sobre el
procedimiento de consentimiento fundamentado
previo aplicable a ciertos plaguicidas y productos
químicos peligrosos objeto de comercio
internacional**

Introducción

El Convenio de Rotterdam es un acuerdo multilateral sobre el medio ambiente cuya Secretaría provisional está ejercida conjuntamente por el Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) y por la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). El objetivo de este Convenio consiste en promover la responsabilidad conjunta y los esfuerzos de cooperación entre las Partes en el comercio internacional de ciertos productos químicos peligrosos, con el fin de proteger la salud humana y el medio ambiente de peligros potenciales, así como de contribuir a su uso ambientalmente racional, brindando un intercambio de información sobre sus características por medio de un proceso de adopción de decisiones sobre las importaciones y exportaciones y la transmisión de estas decisiones a las Partes.

Los productos químicos propuestos para su inclusión en el Convenio de Rotterdam corresponden a aquéllos que han sido prohibidos o rigurosamente restringidos por una medida reglamentaria nacional en dos o más Parte en dos regiones diferentes. La inclusión de un producto químico en el Convenio se basa en las medidas reglamentarias tomadas por las Partes que se han ocupado del problema de los riesgos asociados con el producto químico prohibiéndolo o restringiéndolo rigurosamente. Tal vez existan otras formas de reducir o controlar tales riesgos. Sin embargo, la inclusión no implica que todas las Partes en el Convenio han prohibido o restringido rigurosamente ese producto químico. Para cada producto químico incluido en el Convenio de Rotterdam, se solicita a las Partes que adopten una decisión fundamentada sobre si dan su consentimiento acerca de la futura importación del producto químico.

En su 11 período de sesiones, celebrado en Ginebra de 18 septiembre 2004, el Comité Intergubernamental de Negociación (CIN) adoptó el documento de orientación para la adopción de decisiones respecto del tetraetilo de plomo y del tetrametilo de plomo a los efectos de que esos productos químicos quedasen sujetos al procedimiento de CFP provisional.

Durante la primera reunion de la Conferencia de las Partes, celebrado del 20-24 de septiembre del 2004, se acuerdo incluir del tetraetilo de plomo y del tetrametilo de plomo en el anexo III del Convenio de Róterdam, como consecuencia estas substancias quimicas estan sujetas al procedimiento de CFP.

El presente documento de orientación para la adopción de decisiones se transmitió a las Autoridades Nacionales Designadas el 1 febrero 2005 de conformidad con el párrafo 2 del artículo 10 del Convenio de Rotterdam.

Finalidad del documento de orientación para la adopción de decisiones

Para cada producto químico incluido en el anexo III del Convenio de Rotterdam, la Conferencia de las Partes aprueba un documento de orientación para la adopción de decisiones. Los documentos de orientación para la adopción de decisiones se envían a todas las Partes solicitándoseles que remitan una respuesta con respecto a la decisión sobre las futuras importaciones del producto químico.

El documento de orientación para la adopción de decisiones es elaborado por el Comité de Examen de Productos Químicos (CPEPQ). El CEPQ es un grupo de expertos designados por los gobiernos según lo establecido en el artículo 18 del Convenio, encargado de evaluar los productos químicos propuestos para su posible inclusión en el Convenio. El documento de orientación para la adopción de decisiones refleja la información señalada por dos o más Partes que sustenta las medidas reglamentarias nacionales para prohibir o restringir rigurosamente el producto químico. No es considerado como la única fuente de información sobre un producto químico ni tampoco se actualiza o revisa una vez adoptado por la Conferencia de las Partes.

Puede llegar a haber más Partes que han tomado medidas reglamentarias para prohibir o restringir rigurosamente el producto químico, así como también otras que no lo hayan hecho. Las evaluaciones de riesgo o la información sobre medidas alternativas de mitigación de los riesgos presentadas por las Partes pueden encontrarse en el sitio Web del Convenio de Róterdam (www.pic.int).

Según se establece en el artículo 14 del Convenio, las Partes pueden intercambiar información científica, técnica, económica y jurídica relativa a los productos químicos bajo el ámbito de aplicación del Convenio, incluyendo información toxicológica, ecotoxicológica y de seguridad. Esta información puede ser enviada directamente a las otras Partes o a través de la Secretaría. La información enviada a la Secretaría será publicada en el sitio Web del Convenio.

Es posible que se pueda encontrar en otras fuentes más información sobre el producto químico.

Descargo de responsabilidad

El empleo de nombres comerciales en el presente documento tiene por objeto principalmente facilitar la correcta identificación del producto químico. No entraña aprobación o reprobación de ninguna empresa. Como no es posible incluir en el presente documento todos los nombres comerciales que se utilizan actualmente, sólo se incluyen algunos nombres comerciales comúnmente utilizados y publicados.

Aunque se estima que la información proporcionada es exacta según los datos disponibles a la fecha de preparación del presente documento de orientación para la adopción de decisiones, la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) y el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) declinan toda responsabilidad por omisiones o por las consecuencias que de ellas pudieran derivarse. Ni la FAO ni el PNUMA serán responsables por lesiones, pérdidas, daños o perjuicios del tipo que fueren a que pudieran dar lugar la importación o prohibición de la importación de ese producto químico.

Las denominaciones utilizadas y la presentación de material en la presente publicación no suponen la expresión de opinión alguna, sea cual fuere, por parte de la FAO o el PNUMA, con respecto a la situación jurídica de ningún país, territorio, ciudad o región o sus autoridades, ni con respecto a la delimitación de sus fronteras o límites.

ABREVIATURAS QUE PUEDEN APARECER EN EL PRESENTE DOCUMENTO

(Nota: No se incluyen en esta lista elementos químicos o plaguicidas)

<	menor que
≤	menor o igual a
<<	mucho menor que
>	mayor que
≥	mayor o igual a
μ	micro- (÷ 1 000 000)
μg	microgramo
μm	micrometro
ADI	ingesta diaria admisible
ADN	Ácido dexoxiribonucleico
ADP	difosfato de adenosina
a.i.	ingrediente activo
ArfD	dosis aguda de referencia
ATP	trifosfato de adenosina
b.p.	punto de ebullición
bw	peso corporal
°C	grado Celcius (centígrado)
CA	Chemicals Association
CAS	Chemical Abstracts Service
cc	centímetro cúbico
CE	Comunidad Europea
CEE	Comunidad Económica Europea
CHO	ovario de hámster chino
cm	centímetro
CNS	sistema nervioso central
d	deci (÷ 10)
DL	decilitro
EC ₅₀	concentración eficaz, 50%
ED ₅₀	dosis eficaz, 50%
EINECS	Catálogo Europeo de Sustancias Químicas Comercializadas en la Comunidad
EHC	criterios de salud ambiental
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación
g	gramo
h	hora
ha	hectárea
IARC	Organismo Internacional de Investigación sobre el Cáncer
IC ₅₀	concentración de inhibición, 50%
IOMC	Programa Interinstitucional de Gestión Racional de los Productos Químicos
i.m.	Intramuscular
i.p.	Intraperitoneal
IPCS	Programa Internacional de Seguridad Química
IUPAC	Unión Internacional de Química Pura y Aplicada
JMPR	Reunión conjunta FAO/OMS sobre residuos de plaguicidas (reunión conjunta del Grupo de expertos de la FAO sobre residuos de plaguicidas en los alimentos y el medio ambiente y un grupo de expertos de la OMS sobre residuos de plaguicidas)

ABREVIATURAS QUE PUEDEN APARECER EN EL PRESENTE DOCUMENTO

(Nota: No se incluyen en esta lista elementos químicos o plaguicidas)

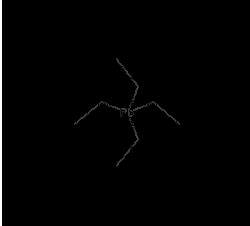
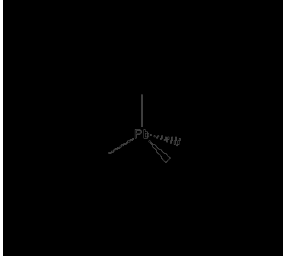
k	kilo- (x 1000)
kg	kilogramo
K _{oc}	coeficiente de separación carbono orgánico-agua
L	Litro
LC ₅₀	concentración letal, 50%
LD ₅₀	dosis letal, 50%
LD _{Lo}	dosis letal mínima
LOAEL	nivel con efectos perjudiciales mínimos observados
LOEL	nivel con efectos mínimos observados
m	metro
mg	miligramo
mL	mililitro
m.p.	punto de fusión
mPa	miliPascal
MMT	tricarbonil (metilciclo-pentadional) manganeso
MTBE	metil terbutil eter
MTD	dosis máxima tolerada
ng	nanogramo
NOAEL	nivel sin efectos perjudiciales observados
NOEL	nivel sin efectos observados
NTP	National Toxicology Program
OCDE	Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos
OIT	Organización Internacional del Trabajo
OMS	Organización Mundial de la Salud
p	peso
PbA	plomo en la atmósfera
PbB	plomo en la sangre
PCM	Microscopía de contraste de fases
PNUMA	Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente
Pow	Coeficiente de separación octanol-agua
ppm	partes por millón (utilizada solamente con referencia a la concentración de un plaguicida en una dieta experimental. En todos los demás conceptos se utilizan las unidades mg/kg o mg/L).
RfD	dosis de referencia para la exposición oral crónica. (Comparable a la ADI)
RTECS	Registry of Toxic Effects of Chemical Substances
SMR	tasa normalizada de mortalidad
STEL	límite de exposición de corto plazo
t	tonelada métrica
TEL	tetraetilo de plomo
TML	tetrametilo de plomo
TLV	valor límite umbral
TWA	media ponderada por el tiempo
USEPA	Organismo para la Protección del Medio Ambiente (Estados Unidos de América)
UV	Ultravioleta
VOC	compuesto orgánico volátil

Documento de orientación para la adopción de decisiones en relación con un producto químico prohibido o rigurosamente restringido

TETRAETILO DE PLOMO Y TETRAMETILO DE PLOMO

Publicado:1 febrero 2005

1. Identificación y usos (véase el anexo I)

Nombre común	Tetraetilo de plomo	Tetrametilo de plomo
Nombre químico	Plumbano, tetraetil-	Plumbano, tetrametil-
Otros nombres/sinónimos	TEL	TML
Fórmula estructural		
No.(s) de CAS	78-00-2	75-74-1
Otros números del CAS que pueden utilizarse		
Código Aduanero del Sistema Armonizado	3811.11	3811.11
Otros números:	No. de las Naciones Unidas: 1649 No. de Aduanas de la CE: 2931 00 95 No. del EINECS: 201-075-4 No. del RTECS: TP4550000	No. de las Naciones Unidas: 1649 No. de Aduanas de la CE: 2935 00 95 No. del EINECS: 200-897-0 No. del RTECS: TP4725000
Categoría regulada	Industrial	Industrial
Uso(s) en la categoría regulada	El TEL y TML se utilizan en la gasolina como aditivo antidetonante para los motores. Se añaden a los combustibles para aumentar su índice de octano con el fin de poder obtener mayores relaciones de compresión sin los efectos perjudiciales de la detonación, denominada también predetonación o preignición.	
Nombres comerciales		
Tipos de formulación	Se venden raramente las calidades puras de TEL y TML; es más corriente que el TEL y TML formen parte de mezclas tales como preparaciones antidetonantes y gasolina con plomo. Una formulación típica para producir gasolina para vehículos automóviles consta de aproximadamente el 62% de tetraetilo de plomo (TEL), 18% de dibromuro de etileno (agente de limpieza del plomo), 18% de dicloruro de etileno (agente de limpieza del plomo), y 2% de otros ingredientes, tales como colorantes, disolventes de gasolina, y mejoradores de la estabilidad. Una formulación típica para producir gasolina para aviación consta de aproximadamente 61 a 62% TEL, 35 a 36% dibromuro de etileno, y 3% de colorantes, disolventes, inhibidores, etc. Para un mejor rendimiento general de los motores de explosión de aviación, el agente de limpieza del plomo consta totalmente de dibromuro de etileno.	
	Otro tipo de aditivo se consigue mezclando TEL con TML para producir mezclas físicas que contienen del 10% al 75% de TML.	

Usos en otras categorías	Las Partes notificantes no han indicado ninguna otra aplicación (Canadá y CE).
Principales fabricantes	Octel Corporation, Ethyl Corporation <i>Esta lista de fabricantes actuales y pasados es únicamente indicativa y no exhaustiva.</i>

2. Razones para su inclusión en el procedimiento de CFP

El tetraetilo de plomo y el tetrametilo de plomo se han restringido rigurosamente como productos químicos industriales por ambas Partes notificantes.

2.1 Medida reglamentaria firme: (véanse los detalles en el anexo 2)

Canadá

La medida reglamentaria firme restringe el uso de gasolina con plomo y limita la concentración de TEL y TML en la gasolina con plomo. La gasolina con plomo puede utilizarse para equipo agrícola, embarcaciones o camiones pesados. La concentración media de plomo en la gasolina con plomo para estos usos no debe exceder de 26 mg/L. El contenido real en plomo nunca debe exceder de 30 mg/L en ningún momento. La máxima concentración de plomo en la gasolina [sin plomo] utilizada para cualesquiera otros fines es de 5 mg/L. La acción reglamentaria firme no se aplica a aeronaves. Los vehículos de competición de elevadas prestaciones (automóviles, embarcaciones, motos de nieve) están también exentos hasta el 1° de enero de 2008. La exención significa que no hay restricciones para el contenido de plomo de la gasolina utilizada en aviación y de la gasolina utilizada para vehículos de competición de elevadas prestaciones.

Razón: Salud humana

Comunidad Europea

La medida reglamentaria firme restringe la utilización de gasolina con plomo y limita la concentración de TEL y TML en la gasolina con plomo. La medida reglamentaria firme prohíbe la introducción en el mercado de gasolina con plomo para vehículos. La comercialización de gasolina con plomo que contenga menos de 150 mg/L de plomo continúa permitida hasta el 1° de enero de 2005, siempre que pueda demostrarse que una prohibición causaría graves problemas socioeconómicos o no conduciría a beneficios generales para el medio ambiente o la salud. Existe también la dispensa para pequeñas cantidades de gasolina con plomo que contenga menos de 150 mg/L, hasta un máximo del 0,5% de las ventas totales, para coleccionistas de coches antiguos. El contenido de plomo de la gasolina para aeronaves no está contemplado en la medida reglamentaria firme.

Razón: Salud humana

2.2 Evaluación de riesgos

La medida reglamentaria firme se adoptó para proteger la salud humana basándose en la toxicidad del plomo, no en el perfil toxicológico del TEL o del TML. Entre los indicios y síntomas de intoxicación crónica y subcrónica por plomo figuran la anorexia, estreñimiento, espasmos abdominales (cólicos), palidez (anemia), dolor de cabeza, irritabilidad, fatiga, y neuropatía periférica (flacidez de las muñecas, flacidez de los tobillos). En casos de intoxicación grave, trastornos de la función renal, lesiones cardíacas, retraso mental, convulsiones, encefalopatía y muerte.

En niños pequeños, niveles de plumbemia relativamente bajos causan modificaciones neurológicas y de conducta: hiperactividad, disminución de la capacidad de aprendizaje, déficit de atención, ataques de pánico y regresión general, entre otros. El plomo inhibe también la actividad de la enzima cerebral dihidropteridina reductasa, esencial para la síntesis de varios neurotransmisores.

Health Canada determinó en varios estudios que pueden producirse efectos nocivos para la salud con niveles de plumbemia de 20 a 30µg/dL. Además estos estudios indicaron que:

- números significativos de niños canadienses podrían tener niveles en la sangre de este orden y podrían por lo tanto encontrarse en situación de riesgo. Los resultados de un estudio realizado en 1982 en Toronto indicaron que el 1% de los niños comprendidos en las edades de 0 a 4 años tenían concentraciones de plumbemia superiores a 30µg/dL y 12% superiores a 20µg/dL; y
- el plomo de la gasolina contribuía a un 30% al 35% estimados de plomo en la sangre de los adultos urbanos. La proporción de plomo en la sangre de los niños procedente de la gasolina puede oscilar entre el 30% y el 40%. Estas estimaciones se basaron en un sistema de balance que tuvo en cuenta varias fuentes de incorporación de plomo en los seres humanos (aire, agua, alimentos y polvo) y los siguientes datos:
 - una concentración media de plomo en las zonas urbanas de 0,54 µg/m³. Se supuso que el plomo procedente de la gasolina suponía el 88% de todo el plomo liberado en la atmósfera de Canadá;

- una concentración media de plomo en el polvo y la cifra de 850 µg/g (se supuso que del 50% al 75% de esta cantidad procedía del plomo en la gasolina);
- una cantidad de precipitación de plomo en la dieta diaria de los adultos de 13 µg/día y en la dieta diaria de los niños de 7,1 µg/día (se supuso que el 88% de esta cantidad procedía del plomo en la gasolina).

Comunidad Europea

La medida reglamentaria firme se adoptó para proteger la salud humana basándose en la toxicidad del plomo, no en el perfil toxicológico del TEL o TML. Los seres humanos están directamente expuestos mediante la inhalación del plomo emitido en la atmósfera, que también contribuye al transporte de plomo a otros medios de exposición de los seres humanos, incluido el polvo, el suelo, los alimentos y el agua. Desde el comienzo de la década de 1970, se ha reconocido que la combustión de aditivos de alquiles de plomo en los combustibles para motores supone la mayor parte de todas las emisiones de plomo y los niveles de plomo en la sangre aumentan con la densidad del tráfico. Al mismo tiempo, resultó evidente que las concentraciones de plomo aumentaban constantemente en varios compartimientos ambientales tales como la atmósfera y el suelo en estrecha relación con el aumento del tráfico de vehículos a motor.

3. Medidas de protección que se han aplicado en relación con los productos químicos

3.1 Medidas reglamentarias para reducir la exposición

Canadá	La única medida reglamentaria para reducir la exposición es la de restringir el empleo de TEL y TML en la gasolina con plomo.
Comunidad Europea	La única medida reglamentaria para reducir la exposición es la de restringir el empleo de TEL y TML en la gasolina con plomo.

3.2 Otras medidas para reducir la exposición

Canadá

En 1994, el Comité Federal Provincial Asesor sobre medio ambiente y salud ocupacional recomendó 10µg/dl como el “nivel de acción” nacional para los niveles de plomo en la sangre de niños o adultos individuales, que es el nivel al que procede la intervención.

Comunidad Europea

En 1977, la CE promulgó una directiva sobre la vigilancia biológica de la población contra el peligro del saturnismo (77/312/ CEE) destinada a determinar y controlar las fuentes de exposición inaceptable al plomo. En cada Estado Miembro, tenían que analizarse 50 o más muestras de sangre para calcular su contenido en plomo por millón de habitantes.

Iniciativas internacionales

En el Programa 21 de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo figura el compromiso de reducir la exposición al plomo, aunque no estipula específicamente la adopción de medidas en relación con el plomo en la gasolina.

En diciembre de 1994, en la Cumbre de las Américas, los Jefes de Estado de varios países se comprometieron a elaborar planes de acción nacionales para la eliminación de la gasolina con plomo en el hemisferio occidental.

En la Transatlantic Automotive Industry Conference on International Regulatory Harmonization de abril de 1996, los representantes de la industria del automóvil de Europa y América formularon recomendaciones conjuntas sobre normas para vehículos a motor al Gobierno de los Estados Unidos y a la Unión Europea. Este grupo señaló también como una “Esfera de cooperación potencial con respecto a otros países (por ejemplo, los mercados incipientes)” la ejecución de la eliminación del plomo como medida necesaria para la armonización reglamentaria.

En mayo de 1996, el Banco Mundial pidió una eliminación mundial de la gasolina con plomo y se ofreció a ayudar a los países a diseñar programas viables de eliminación y a crear marcos de incentivos. Esta iniciativa general ha quedado reflejada en una serie de proyectos específicos, incluido el apoyo a varios gobiernos nacionales para elaborar políticas de liberalización de impuestos, precios y mercados para facilitar la eliminación del plomo.

En junio de 1996, la segunda Conferencia de las Naciones Unidas sobre los Asentamientos Humanos, Hábitat II, incluyó la eliminación del plomo de la gasolina como un objetivo en su programa.

3.3 Alternativas

Es esencial que antes de que un país considere alternativas sustitutivas, se cercioren de que su uso es adecuado a sus necesidades nacionales y a las condiciones de uso locales previstas. También es preciso evaluar los peligros de los materiales de sustitución y los controles necesarios para su uso seguro.

Canadá

El octanaje de los combustibles puede ajustarse a las relaciones de compresión de los motores de varios modos o combinación de modos:

- i) refinación más estricta de los combustibles procedentes del petróleo, convirtiendo moléculas de hidrocarburos de bajo octano en moléculas diferentemente estructuradas pero químicamente análogas con un mayor índice de octano mediante la reformulación, el fraccionamiento, la alcalinización y la isomerización;
- ii) sustitución de los aditivos de alquilos de plomo (TEL y TML) en la mezcla del combustible por otros aditivos; y
- iii) utilización de diferentes combustibles que tengan mejores características de antidetonación y emisiones que la gasolina. Se reconoció que los efectos para la salud y el medio ambiente de dichas sustituciones tenían que evaluarse para evitar sustituir un conjunto de problemas por otro. En su informe final, la Royal Society of Canada recomendó que el tricarbonilo (metil ciclopentadienilo) de manganeso (MMT)¹ y el metilterbutil éter (MTBE)² se considerasen como sustitutos ambientalmente aceptables de los aditivos de alquilos del plomo como sustancias para aumentar el índice de octano de la gasolina. Lo mismo se aplicó al metanol y al etanol utilizados como aditivos o componentes de mezcla, aunque hay problemas técnicos que solventar. Si los refinadores adoptasen medidas más estrictas de reformulación e isomerización como mejoras del octanaje, se consideraba probable un aumento de los hidrocarburos aromáticos en la gasolina. Por lo tanto, la Royal Society of Canada recomendó que se examinasen los efectos sobre la salud del benceno en la gasolina, y que se estableciesen límites de la concentración admisible.

Comunidad Europea

La Comunidad Europea no proporcionó información sobre alternativas.

Internacional

El IOMC (1998) examina también alternativas del plomo en la gasolina.

3.4 Efectos socioeconómicos

Los países deberían considerar los resultados de esta información en el contexto de sus propias condiciones nacionales.

Canadá

Canadá adoptó reglamentos por primera vez en 1973 para limitar la concentración de plomo en la gasolina. Debido a razones relacionadas con la salud y el medio ambiente, los reglamentos se enmendaron periódicamente, con la finalidad de proceder a reducciones adicionales del contenido en plomo y de la exposición. Finalmente, la concentración de plomo ha disminuido de conformidad con el siguiente calendario:

- Desde el 1° de julio de 1974 la concentración máxima de plomo elemental en la gasolina considerada libre de plomo se limitó a 13 mg/L.
- A partir del 1° de enero de 1976, la concentración máxima de plomo en la gasolina a la que se añadía plomo durante el proceso de producción (gasolina con plomo) se limitó a 770 mg/L. Esta restricción no se aplicaba a la gasolina utilizada para aeronaves.
- A partir del 1° de enero de 1987, la máxima concentración de plomo en la gasolina a la que se añadía plomo durante el proceso de producción (gasolina con plomo) se limitó a 290 mg/L. Tampoco esta restricción se aplicaba a la gasolina utilizada para aeronaves.
- Desde 1° de diciembre de 1990, la concentración media de plomo en la gasolina con plomo producida en Canadá se fijó en 26 mg/L, con un límite máximo de concentración de 30 mg/L. La concentración máxima de la gasolina con plomo importada a Canadá se limita a 26 mg/L. La utilización de gasolina con plomo se restringe a usos específicos. Para todos los demás fines, el contenido en plomo de la gasolina se limita a 5 mg/L. Estas restricciones no se aplican a la gasolina utilizada para aeronaves. Tampoco se aplican hasta el 31

¹ En 1997, el Parlamento Canadiense procedió a prohibir [la importación y el transporte interprovincial] del aditivo MMT de la gasolina. La Ethyl Corporation, fabricante del MMT, recurrió la prohibición mediante una demanda contra el gobierno. Hizo posible esta medida la firma por parte del Canadá del Acuerdo de Libre Comercio de América del Norte (NAFTA). Como solución el gobierno acordó retirar la prohibición.

² Ulteriormente el MTBE se incluyó en la Lista de Sustancias de Primera Prioridad. Por esta razón, se realizó una amplia evaluación de conformidad con la Canadian Environmental Protection Act para determinar la toxicidad de la sustancia. En el informe de evaluación se concluyó que las concentraciones previstas de MTBE en Canadá no planteaban un peligro para el medio ambiente ni para el medio ambiente del que dependía la vida humana, ni para la vida o la salud humanas.

de diciembre de 2002³ a la gasolina utilizada en vehículos de competición de elevadas prestaciones. Estos requisitos se especificaron en las *Gasoline Regulations* (SOR/90-247) y modificaciones posteriores.

La reducción del plomo en la gasolina a 290 mg/L, con efecto al 1° de enero de 1987, se esperaba que implicase los siguientes costos:

- mayor inversión de capital en las refinerías y mayores costos de funcionamiento a causa de las especificaciones más estrictas de procesamiento; y,
- costos de puesta fuera de servicio debidos al cierre y desmantelamiento de plantas de fabricación de aditivos a base de plomo.

Se preveía que los costos oscilaran entre 114 millones de dólares y 452 millones de dólares (en dólares canadienses de 1983), dependiendo de las hipótesis realizadas.

Además se preveía que la reducción en la demanda de aditivos a base de plomo causase una disminución de la demanda de plomo primario refinado (a diferencia del secundario/reciclado). En 1981, la fabricación de aditivos a base de plomo suponía aproximadamente el 6% de la producción canadiense total de plomo primario refinado. Se anticipó que la producción de plomo primario refinado destinada a los aditivos a base de plomo disminuiría en el 1,5%. Por lo tanto, se contó con el cierre de una de las dos plantas de fabricación de aditivos a base de plomo.

También se previeron consecuencias para el empleo. Se preveía que la pérdida de puestos de trabajo en la industria de los aditivos a base de plomo fuese superior al aumento de los puestos de trabajo en la industria de refinación del petróleo (158 vs 100).

Los beneficios distributivos previstos producidos por el límite de 290 mg/L consistían en una reducción de las emisiones de plomo del sector del automóvil con una reducción resultante de la acumulación de plomo en los seres humanos. La reducción de las emisiones de 1987 a 2006 se estimó en 71 800 toneladas. No se asignó valor monetario alguno a la salud humana.

Los costos previstos en las *Gasoline Regulations* (SOR/90-247) fueron costos de inversión y de funcionamiento para las refinerías. Las *Light Duty Vehicles (LDV) Regulations*, en vigor desde 1987, hicieron obligatorio el uso de combustible sin plomo para los vehículos ligeros. Este requisito aumentó enormemente la demanda de gasolina sin plomo. Se previó que las *Gasoline Regulations* (SOR/90-247) aumentarían aún más dicha demanda. Se estimó que la industria de refinación del petróleo había gastado unos 500 millones de dólares (en dólares canadienses de 1984) para completar su programa de modernización con el fin de responder al aumento previsto de la demanda de gasolina sin plomo como resultado del reglamento LDV. Para satisfacer el aumento previsto en las *Gasoline Regulations*, se estimó que la industria de refinación del petróleo incurriría en gastos incrementales del orden de 100 millones de dólares. La mayor parte de esta suma se estimó que representaba el pago de intereses resultante del adelanto en la fecha de finalización de los programas de modernización de las refinerías en dos o tres años.

La industria estimó que acelerar la eliminación de los aditivos a base de plomo aumentaría los costos de producción de las refinerías en unos 120 millones de dólares anualmente como resultado de la utilización de componentes de mezcla de mayor octanaje y del desarrollo de procesos de producción de octano con mayores exigencias de calidad en las refinerías. No obstante, se esperaba que los costos de funcionamiento incrementales disminuyesen a medida que se finalizase la modernización y mejoramiento de las plantas, y se utilizasen procesos de refinación más modernos y eficaces.

Se estimó que después del 1° de diciembre de 1990 las emisiones de plomo debidas a la combustión de la gasolina se reducirían en unas 12 toneladas anuales.

La enmienda consistente en eximir a los vehículos de competición de elevadas prestaciones hasta 2002 se esperaba que supusiese ciertos costos. Los vendedores e importadores tendrían que asumir ciertos costos relacionados con el mantenimiento de registros. Se estimaron en unos 12.000 dólares anuales (en dólares canadienses de 1994). También se estimó que los propietarios de vehículos tenían que asumir costos relacionados con la obtención de una carta de certificación. Este costo se determinó en un total de 8.000 dólares (en dólares canadienses de 1994). Posteriormente se eliminó este requisito de obtener una carta de certificación.

Por otro lado, se esperaba también que la exención produjese beneficios a la industria. Algunos beneficios previstos eran los beneficios marginales resultantes de la continuidad en la celebración de importantes acontecimientos de competición en Canadá. Se estimó que la celebración de carreras en Canadá en 1996 produjo

³ La exención para vehículos de competición de elevadas prestaciones se ha ampliado recientemente hasta el 1° de enero de 2008. Referencia: *Regulations Amending the Gasoline Regulations* (SOR/2003-106).

unos 44 millones de dólares (en dólares canadienses de 1996) producto de la venta directa de entradas y combustible. De estos beneficios directos, se estimó que el sector de las carreras de competición produciría una actividad económica indirecta de entre 88 millones de dólares y 110 millones de dólares (en dólares canadienses de 1996) anualmente. La prórroga del límite de tiempo a 2002 se esperaba que eliminase las incertidumbres reglamentarias. En general, los efectos económicos estimados por los órganos federativos de las carreras eran un aumento de unos 2,5 millones de dólares en ingresos directos, 5 millones de dólares en ingresos indirectos y 90 puestos de trabajo.

El límite de tiempo para la aplicación de la enmienda se esperaba que diese tiempo a los productos de gasolina para elaborar gasolina sin plomo aceptable para su uso en los vehículos de competición.

Comunidad Europea

No se realizó ninguna evaluación detallada de los efectos socioeconómicos.

4. Peligros y riesgos para la salud humana y el medio ambiente

4.1 Clasificación de los peligros

IARC	No pueden clasificarse como carcinógenos para los seres humanos (Grupo 3)
Comunidad Europea	T+(muy tóxicos)
(de conformidad con la Directiva 67/548/CEE)	N (peligrosos para el medio ambiente)
	R61 Pueden causar daños al feto
	R26/27/28 Muy tóxico por inhalación, en contacto con la piel y si se ingiere
	R33 Peligro de efectos acumulados
	R50/53 Muy tóxico para organismos acuáticos, puede causar efectos adversos a largo plazo en el medio acuático
	R62 Posible riesgo de infertilidad

4.2 Límites de exposición

Niveles de plumbemia de la OMS (desde 1980): 20µg/dL

4.3 Embalaje y etiquetado

El Comité de las Naciones Unidas de Expertos en Transporte de Mercaderías Peligrosas clasifica el producto químico como:

Clase de peligro y grupo de embalaje para TEL:

T+ Símbolo
R: 26/27/28-33
S: 13-26-36/37-45
Clase de peligro de las Naciones Unidas: 6.1
Grupo de embalaje de las Naciones Unidas: I

Clase de peligro y grupo de embalaje para TML:

T+ Símbolo
R: 61-26/27/28-33
S: 53-45
Clase de peligro de las Naciones Unidas: 6.1
Grupo de embalaje de las Naciones Unidas: I

Código Internacional de Mercancías Peligrosas (IMDG)

IMO 6.1

Tarjeta de emergencia para transporte

TEC (R)-157

4.4 Primeros auxilios

Las siguientes recomendaciones se basan en información disponible en la fecha de publicación. Estas recomendaciones se formulan con carácter exclusivamente informativo, y no se entiende que deroguen ningún protocolo nacional sobre primeros auxilios.

En todos los casos consultar a un médico (persona con licencia para ejercer la medicina).

Inhalación: aire fresco, descanso. Respiración artificial si procede.

Piel: retirar ropas contaminadas. Aclarar y lavar la piel con agua y jabón.

Ojos: primero aclarar con gran cantidad de agua durante varios minutos (quitar las lentes de contacto si es posible con facilidad).

Ingestión: enjuagar la boca. Inducir vómito (solamente en personas conscientes). Administrar gran cantidad de agua para beber.

Para mayor información puede consultarse el sitio del IPCS (International Chemical Safety Cards) en la web en www.inchem.org/pages/icsc.html

4.5 Manejo de desechos

No procede.

Anexos

- Anexo 1 **Información adicional sobre el tetraetilo de plomo y el tetrametilo de plomo**
- Anexo 2 **Detalles sobre medidas reglamentarias firmes**
- Anexo 3 **Direcciones de autoridades nacionales designadas**
- Anexo 4 **Referencias**

Introducción al anexo I

La información presentada en este anexo refleja las conclusiones de las Partes notificadoras, Canadá y la Comunidad Europea.

La información sobre los peligros y los riesgos facilitada por estas Partes se sintetiza y presenta conjuntamente. Esta información se basa en los documentos de referencia en las notificaciones en apoyo de sus medidas reglamentarias firmes e incluye exámenes internacionales.

La notificación de Canadá se incluyó primeramente en la Circular de CPF XII de diciembre de 2000 y la notificación de la Comunidad Europea en la Circular de CPF XVI de diciembre de 2002.

El TEL y TML se liberan en el medio ambiente principalmente mediante emisiones de evaporación de la gasolina no quemada retenida en los carburadores o depósitos de combustible, pérdidas durante las operaciones de repostaje, vertidos accidentales o durante la producción. Ahora bien, debido al proceso de combustión el plomo emitido por los tubos de escape de los vehículos se encuentra en forma de (sales) de Pb inorgánico o se transforma rápidamente en plomo inorgánico.

Como consecuencia, las restricciones y prohibiciones de la gasolina con plomo se han basado en los efectos nocivos del plomo inorgánico y no en los de los alquilos de plomo. Con este fin, gran parte de los datos que figuran en el presente anexo se centran en las propiedades y efectos del plomo en vez de en los del TEL y TML.

Anexo 1 – Información adicional sobre el tetraetilo de plomo y el tetrametilo de plomo

1 Propiedades físicoquímicas

		Tetraetilo de plomo	Tetrametilo de plomo
1.1	Identidad	Tetraetilo de plomo	Tetrametilo de plomo
1.2	Fórmula	$Pb(C_2H_5)_4$	$Pb(CH_3)_4$
1.3	Color y textura	líquido viscoso incoloro, con olor característico. Las mezclas comerciales pueden encontrarse coloreadas de rojo, naranja o azul	líquido viscoso incoloro con olor característico.
1.4	Punto de fusión	-136,8 °C	-27,5 °C
1.5	Punto de ebullición	200 °C (se descompone)	110 °C (a 1,33 kPa)
1.6	Densidad relativa (agua = 1)	1,7	2,0
1.7	Presión de vapor	0,027 kPa a 20 °C	3,0 kPa a 20 °C
1.8	Punto de inflamación	77 °C	38 °C (recipiente abierto)
1.9	Límites de explosión (vol% en aire)	1,8	

2 Propiedades toxicológicas

2.1	Generalidades	Una fuente significativa de exposición del ser humano al plomo ha sido mediante compuestos inorgánicos de plomo emitidos de los procesos de combustión como resultado directo de la utilización de alquilos de plomo como aditivos de la gasolina. El plomo emitido por el tubo de escape de los vehículos se encuentra principalmente en forma de partículas inorgánicas (por ejemplo, $PbBrCl$), con cantidades relativamente pequeñas (menos del 10% de las emisiones totales) en forma de vapores de compuestos orgánicos del plomo (Royal Society of Canada, septiembre de 1986). Por lo tanto, el examen de las propiedades toxicológicas se centra en los riesgos para la salud humana asociados con la exposición al plomo, tetraetilo de plomo y tetrametilo de plomo.
2.1.1	Síntomas de intoxicación	El IPCS (1991) notifica que la intoxicación por compuestos orgánicos del plomo presenta principalmente efectos agudos en el sistema nervioso central. La intoxicación puede ser resultado de la absorción de una cantidad suficiente de plomo, por un breve período de tiempo a tasas elevadas o por períodos prolongados de tiempo a tasas inferiores. Manifestaciones leves son: insomnio y excitación nerviosa, náuseas, vómitos, asociados con temblores, hiperreflexia, contracciones musculares, bradicardia, hipertensión arterial e hipotermia. En casos más graves se dan situaciones de completa desorientación, manía, ataxia, alucinaciones, actividad muscular exagerada y ataques convulsivos violentos, que pueden terminar en coma y fallecimiento.

2.1.2 Absorción, distribución, excreción y metabolismo en seres humanos

Absorción: La ingestión accidental o deliberada de compuestos de alquilo de plomo puede suceder, pero no es frecuente. La inhalación de vapores de dichos compuestos debería considerarse como una vía importante de acceso. La absorción dérmica es una vía eficaz de acceso para los compuestos orgánicos del plomo (IPCS, 1991).

Según la Royal Society of Canada (septiembre de 1986), la absorción de plomo por el cuerpo humano depende de muchos factores. Los niños tienden a absorber y retener más que los adultos, en particular, a través del conducto intestinal. También existen pruebas de que puede haber diferencias entre los sexos en lo que se refiere a la absorción del plomo. Por último, tanto la situación bromatológica como la dieta representan un papel en la absorción y toxicidad del plomo.

La OMS (1995) indica además que según la especiación química, el tamaño de las partículas y la solubilidad en los fluidos corporales, puede absorberse hasta el 50% del compuesto de plomo inhalado. Parte de la materia en forma de partículas inhalada (superiores a $7\mu\text{m}$) se ingiere tras pasar por el sistema mucociliario del aparato respiratorio. En animales y seres humanos experimentales, la absorción de plomo por el tracto gastrointestinal está influenciada por la índole fisicoquímica del material ingerido, la situación bromatológica, y el tipo de dieta consumido. En los seres humanos adultos aproximadamente el 10% del plomo de la dieta se absorbe; la proporción es superior en condiciones de ayuno. No obstante, en el caso de lactantes y niños pequeños se absorbe hasta el 50% del plomo de la dieta, aunque las tasas de absorción de plomo de polvo/suelos y escamas de pintura pueden ser inferiores dependiendo de la biodisponibilidad. Las dietas que son deficientes en calcio, fosfato, selenio o zinc pueden dar lugar a una absorción mayor de plomo. También afectan a la absorción del plomo el hierro y la vitamina D.

Se utilizan los niveles de plomo en la sangre (PbB) como medida de la carga corporal y dosis absorbidas (internas) de plomo. La relación entre el plomo en la sangre y la concentración de plomo en las fuentes de exposición es curvilínea (OMS, 1995).

Distribución: El plomo se distribuye en el ser humano con arreglo a un modelo farmacocinético de tres compartimientos. Una vez que ha sido absorbido, el plomo no se distribuye homogéneamente en todo el cuerpo (IPCS, 1991). Existe una rápida incorporación en la sangre y los tejidos blandos, seguida de una redistribución más lenta en el sistema óseo (OMS, 1995). La sangre y los tejidos blandos representan la masa activa y los huesos la masa de almacenamiento. El plomo se distribuye en el epitelio tubular del riñón y en el hígado. Existe redistribución por deposición en los huesos, los dientes y los cabellos. Los huesos largos contienen más plomo y aproximadamente el 95% de la carga corporal se almacena en el esqueleto. La mayor parte del plomo en circulación está ligado a la hemoglobina en eritrocitos, en los que la concentración de plomo es aproximadamente 16 veces superior a la concentración en el plasma (IPCS, 1991).

En vista de la vida media sumamente elevada del plomo en los huesos, este compartimiento puede servir como fuente endógena de plomo a otros compartimientos mucho después de haber cesado la exposición (OMS, 1995). Este plomo puede movilizarse de los huesos durante el embarazo. El plomo se transmite también fácilmente de la madre al feto a través de la placenta (los niveles de plomo en la sangre del cordón umbilical son normalmente muy aproximados a los niveles de plomo en la sangre materna). Por lo tanto, la exposición al plomo en la historia de una mujer embarazada, incluso durante su infancia, puede afectar a su descendencia (IOMC, 1998).

Excreción: La OMS (1977) informó de que la eliminación del plomo del cuerpo se produce principalmente a través de la orina (aproximadamente el 76%) y del conducto gastrointestinal (aproximadamente el 16%). El otro 8% se excreta por diversas vías (sudor, exfoliación de la piel, pérdida del cabello) acerca de las que se sabe poco. Las pérdidas diarias son las siguientes:

orina: 38µg

gastrointestinal: 8µg

cabello, uñas, sudor, otras: 4 µg

La cantidad excretada a través de cualquier vía viene afectada por la edad y las características de exposición y depende de la especie (OMS, 1995).

Metabolismo: Los compuestos de alquilo de plomo se transforman en derivados de trialquilo por dealquilación en el hígado. El TEL y el TML no son las principales sustancias tóxicas pero se convierten en otros compuestos de plomo (IPCS, 1991). El TEL se convierte inicialmente principalmente en trietilo de plomo y en parte en plomo inorgánico. La concentración de trietilo de plomo en los órganos disminuye muy lentamente. Incluso tras varios días no se produce reducción significativa alguna. El comportamiento del TML es muy análogo al comportamiento del TEL. El TML es mucho menos tóxico probablemente debido a su dealquilación a la forma tóxica trialquilo mucho más lenta que en el caso del TEL. Se han deducido detalles del metabolismo de los alquilo de plomo de estudios realizados con animales, pero no se han definido en el ser humano (OMS, 1977).

2.2 Toxicidad

2.2.1 Efectos para la salud de los seres humanos de la exposición al plomo

Se sabe perfectamente que el plomo es un producto químico sumamente tóxico sin beneficio fisiológico conocido (IOMC, 1998). El plomo afecta adversamente a varios órganos y sistemas de órganos y sistemas de órganos, siendo al parecer los cambios subcelulares y los efectos sobre el desarrollo neurológico los más sensibles (OCDE, 1993). Sus efectos dependen de muchos factores, algunos genéticos (tales como la susceptibilidad individual o racial), algunos adquiridos (situación bromatológica, situación socioeconómica) y algunos que dependen de la forma química del plomo (orgánico o inorgánico) y de la cantidad y duración de la exposición (Royal Society of Canada, septiembre de 1986).

La OMS (1995) informa de que se han observado efectos a nivel subcelular, así como efectos sobre el funcionamiento general del organismo y oscilan entre la inhibición de las enzimas y la producción de notables cambios morfológicos y la muerte. Dichos cambios se producen con un amplio intervalo de dosis, siendo en general el ser humano en desarrollo más sensible que el adulto.

Se ha demostrado que el plomo ejerce efectos sobre numerosos procesos bioquímicos; en particular se han estudiado ampliamente, tanto en adultos como en niños, los efectos sobre la síntesis de hemo. Cuando las concentraciones de PbB son elevadas se observan niveles incrementados de protoporfirina eritrocítica sérica y excreción urinaria aumentada de coproporfirina y ácido delta-aminolevulínico. A niveles inferiores se observa inhibición de las enzimas delta-aminolevulínico dehidratasa y dihidrobiopterina reductasa. Los efectos del plomo en el sistema hemopoyético dan como resultado una síntesis disminuida de la hemoglobina y se ha observado anemia en los niños con concentraciones de PbB superiores a 1,92 µmol/L (40 µg/dL).

Por razones neurológicas, metabólicas y de conducta los niños son más vulnerables a los efectos del plomo que los adultos. Se han realizado estudios epidemiológicos prospectivos como intersectoriales para evaluar el grado en que la exposición al plomo ambiental afecta a las funciones psicológicas basadas en el CNS. Se ha demostrado que el plomo está relacionado con trastornos neuroconductuales de los niños.

Se han detectado trastornos de las funciones psicológicas y neuroconductuales tras una exposición al plomo de larga duración de los trabajadores. Los parámetros electrofisiológicos han resultado ser indicadores útiles de los efectos subclínicos del plomo en el CNS.

Hace tiempo que se sabe que la neuropatía periférica está causada por la exposición de larga duración a niveles elevados de plomo en el puesto de trabajo. A niveles inferiores se ha producido una lentificación de la velocidad de conducción de los nervios. Estos efectos han resultado con frecuencia ser reversibles una vez finalizada la exposición, según la edad y la duración de la exposición.

El efecto del plomo en el corazón es indirecto y se produce a través del sistema nervioso autónomo; no tiene ningún efecto directo en el miocardio. Las pruebas colectivas derivadas de estudios de poblaciones de adultos indican una asociación muy débil entre la concentración de PbB y la presión sanguínea sistólica o diastólica. Dadas las dificultades de tener en cuenta los factores pertinentes de confusión, no puede establecerse una relación causal entre estos estudios.

Se sabe que el plomo ocasiona desgaste proximal renal tubular, caracterizado por aminoaciduria generalizada, hipofosfatemia con hiperfosfatemia relativa y glucosuria acompañadas por cuerpos de inclusión nuclear, cambios mitocondriales y citomegalia de las células epiteliales del túbulo proximal. Se observan efectos tubulares tras exposiciones de duración relativamente corta y son generalmente reversibles, mientras que los cambios escleróticos y la fibrosis intersticial que dan como resultado una función renal disminuida y posible fallo renal requieren exposiciones crónicas a niveles elevados de plomo. Se observó un mayor riesgo de nefropatías en los trabajadores con un nivel de PbB de más de 3,0 $\mu\text{mol/L}$ (aproximadamente 60 $\mu\text{g/dL}$). Se han observado recientemente efectos renales en la población en general cuando se midieron indicadores más sensibles de la función.

Los efectos del plomo sobre la reproducción en el hombre se limitan a la morfología y el recuento de espermatozoides. En la mujer, se han atribuido al plomo algunos resultados adversos del embarazo. Algunos, pero no todos los estudios epidemiológicos, muestran una asociación dependiente de la dosis del parto prematuro y de algunos índices de crecimiento y maduración fetales con niveles de PbB de 0,72 $\mu\text{mol/L}$ (15 $\mu\text{g/dL}$) o más (OCDE, 1993).

No son adecuadas las pruebas de carcinogénesis del plomo y de varios compuestos orgánicos del plomo en los seres humanos (OCDE, 1993). En las ratas se dieron tumores renales con niveles en la dieta de 500 mg de plomo/kg, que se asociaron con niveles de plomo en la sangre de 80 $\mu\text{g/dL}$. No se observaron tumores con niveles en la dieta de 200 mg de plomo/kg o inferiores (OMS, 1995).

Según la OMS (1995) el plomo no parece que tenga efectos deletéreos en la piel, los músculos o el sistema inmunitario.

2.2.2 Relación entre la exposición y la dosis

El sustituto más ampliamente utilizado para la dosis absorbida es la concentración total de PbB.

La OMS (1995) informa de que la relación entre el nivel de PbB y la incorporación de plomo es curvilínea para un amplio intervalo de valores de PbB. Basándose en un solo estudio de 17 lactantes, se ha determinado que la relación entre el nivel de PbB y la incorporación de plomo procedente de los alimentos es de 0,0077 μmol de plomo/L (0,16 $\mu\text{g}/\text{dL}$) por μg de incorporación de plomo por día para un nivel medio de PbB de aproximadamente 0,48 $\mu\text{mol}/\text{L}$ (10 $\mu\text{g}/\text{dL}$).

La mayor parte de los estudios de la relación entre el nivel de PbB y la exposición al plomo se aplican a una sola fuente ambiental, es decir, atmósfera, alimentos, agua o suelo/polvo. Figura a continuación un resumen de la relación entre el nivel mediano de PbB y la incorporación de plomo de medios individuales:

<u>Medio</u>	<u>Niños^a</u>	<u>Adultos^a</u>
Atmósfera ^b	0,09 μmol Pb/L por μg Pb/ m^3 (1,92 μg Pb/dL)	0,079 μmol Pb/L por μg Pb/ m^3 ^c (1,64 μg Pb/dL)
Agua		0,003 μmol Pb/L por μg Pb/L (0,06 μg Pb/dL)
Alimentos ^b	0,01 μmol Pb/L por μg Pb/día (0,16 μg Pb/dL)	0,002-0,003 μmol Pb/L por μg Pb/día (0,04-0,06 μg Pb/dL)
Polvo ^b	0,09 μmol Pb/L por 1000 μg Pb/g (1,8 μg Pb/dL)	
Suelo ^b	0,11 μmol Pb/L por 1000 μg Pb/g (2,2 μg Pb/dL)	

^a Estos datos se proporcionan exclusivamente con fines de información reconociendo que las relaciones son de índole curvilínea y hay amplias directrices que no serán de aplicación a niveles superiores o inferiores de exposición.

^b Se obtiene un valor comprendido entre 0,144 a 0,24 μmol Pb/L o 3-5 μg Pb/dL por $\mu\text{g}/\text{m}^3$ cuando se considera la contribución indirecta mediante deposición en suelo/polvo.

^c La relación entre plomo en la atmósfera y en la sangre en entornos ocupacionales queda mejor descrita por una relación curvilínea con pendientes comprendidas entre 0,02 y 0,08 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ aire. La pendiente es variable pero inferior de la resultante para seres humanos en el medio ambiente en general, que es entre 1,6 y 1,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

2.2.3	Relación entre dosis y efecto	<u>Efectos tóxicos en los adultos (IOMC, 1998)</u>	<u>Nivel de plomo en la sangre</u>
		Sistema nervioso: encefalopatía clínica declarada	100-120 µg/dL
		Riñón: atrofia y nefritis intersticial	40-100 µg/dL
		Gastrointestinal: cólico	40-60 µg/dL
		Anemia	50 µg/dL
		Sistema de reproducción: hipoespermia, atrofia testicular	40-50 µg/dL
		Sistema nervioso: trastornos de IQ/aprendizaje, déficit del sistema sensorial	40 µg/dL
		Corazón y vasos sanguíneos: hipertensión	< 7 µg/dL
		Bioquímicos (cambios enzimáticos)	3-30 µg/dL
			<u>Efectos tóxicos en los niños (IOMC, 1998)</u>
	Riñón: atrofia y nefritis intersticial	80-120 µg/dL	
	Sistema nervioso: encefalopatía clínica declarada	80-100 µg/dL	
	Gastrointestinal: cólico	60-100 µg/dL	
	Anemia	20-40 µg/dL	
	Cambios bioquímicos (enzimáticos)	< 10 µg/dL	
	Sistema nervioso: trastornos de IQ/aprendizaje	< 10 µg/dL	
2.2.4	Resumen de toxicidad para los mamíferos y evaluación general	Se ha estudiado ampliamente la toxicidad del plomo para los animales, incluidos los mamíferos. Según el examen de la OMS (1995) en todas las especies de animales experimentales estudiadas, incluidos los primates no humanos, el plomo ha resultado causar efectos adversos en diferentes órganos y sistemas de órganos, incluidos los sistemas hematopoyéticos, nervioso, renal, cardiovascular, reproductivo e inmune. El plomo afecta también a los huesos y ha resultado ser carcinógeno en ratas y ratones.	
2.2.5	Alquilos de plomo – Toxicidad aguda		
2.2.5.1	Ingestión	Es rara la intoxicación aguda por ingestión. En un caso de ingestión masiva de tetraetilo de plomo puro, los indicios y síntomas iniciales estuvieron relacionados con un aumento de la presión intracraneal. El paciente falleció 36 horas después con edema pulmonar (IPCS, 1991).	
2.2.5.2	Inhalación	La inhalación produce estornudo, irritación del aparato respiratorio superior y respuestas sistémicas leves o graves: insomnio, laxitud, excitación nerviosa, estados de ansiedad, asociados con temblores, hiperreflexia, contracciones musculares espasmódicas, bradicardia, hipotensión vascular e hipotermia. Las respuestas más graves incluyen completa desorientación con alucinaciones y contorsiones faciales. Dichos episodios pueden progresar hasta ataques convulsivos maníacos y violentos que pueden terminar en coma y fallecimiento (IPCS, 1991).	
2.2.5.3	Exposición cutánea	En contacto con la piel, los compuestos de alquilos de plomo producen irritación, escozor y rojez transitoria. En un caso de exposición cutánea masiva, un paciente permaneció asintomático a pesar de que la excreción urinaria del plomo fue muy elevada (IPCS, 1991).	
2.2.5.4	Contacto con los ojos	En contacto con las membranas oculares, los compuestos orgánicos del plomo producen irritación, escozor y rojez transitoria (IPCS, 1991).	
2.2.6	Alquilos de plomo – Toxicidad crónica		

- 2.2.6.1 Inhalación** No se observó ninguna forma crónica en una población expuesta por razones profesionales. La inhalación crónica por razones de placer de gasolina con plomo como droga de abuso ha conducido a trastornos neurológicos: temblores, reflejos tendones exagerados, encefalopatía grave y muerte (IPCS, 1991).
- 2.2.7 Alquilos de plomo – Causa de defunción** Es causa de defunción el daño directo al cerebro (encefalopatía) que implica disfunción capilar, edema cerebral, e interferencia con el metabolismo cerebral. En un caso se describió como causa terminal el edema pulmonar (IPCS, 1991).
- 2.2.8 TEL – Datos sobre animales pertinentes** Dosis oral tóxica inferior para ratones: 11 mg/kg
LD₅₀, oral ratas: 1,2 mg/kg
LC₅₀, inhalación ratas: 850 mg/m³
Dosis cutánea letal inferior para perros: 547 mg/kg
(IPCS, 1991)
- 2.2.9 TML – Datos sobre animales pertinentes** Dosis oral tóxica inferior para ratas: 112 mg/kg
LD₅₀, oral ratas: 105 mg/kg
LC₅₀, inhalación ratas: 8.870 mg/m³
Dosis oral letal inferior para conejos: 24 mg/kg
Dosis letal inferior cutánea para conejos: 3391 mg/kg
IPCS (1991)

3 Exposición humana/Evaluación de riesgos

- 3.1 Introducción** Existen numerosas fuentes posibles de exposición al plomo. El plomo es omnipresente en el ecosistema mundial, existiendo también naturalmente (OMS, 1995). El plomo se ha utilizado ampliamente en la industrialización. Algunos ejemplos son su utilización en pinturas, fontanería, en pilas y envasado para consumidores. También se ha liberado con frecuencia en el medio ambiente mediante operaciones industriales con intervención del plomo, tales como minería, fundición y en la producción o reciclado de productos que contienen plomo. Una fuente importante de exposición al plomo ha sido a causa de su uso como aditivo en la gasolina.

En consecuencia los usos particulares de plomo que son de mayor importancia desde una perspectiva toxicológica y de salud pública pueden variar ampliamente entre países y entre poblaciones dentro de dichos países. Es evidente que la gasolina con plomo no es la única fuente de exposición en muchos países (IOMC, 1998). Mientras que en determinadas zonas las fuentes puntuales pueden contribuir cantidades significativas de plomo al medio ambiente, a escala mundial, la combustión de alquilos de plomo en la gasolina es la fuente predominante del aumento del contenido de plomo en todos los compartimientos del medio ambiente (OMS, 1995).

La exposición al plomo debida a los aditivos de la gasolina es diferente por varias razones. Se encuentra más ampliamente distribuida geográficamente que las fuentes industriales, que tienden principalmente a afectar a zonas muy localizadas. La utilización de gasolina con plomo contribuye al plomo en suspensión en el aire en forma respirable (también contribuyen las instalaciones industriales). A diferencia de muchas otras fuentes de contaminación del suelo y del polvo, el plomo emitido por combustión de la gasolina se encuentra en partículas sumamente pequeñas que permanecen en suspensión en el aire por períodos más dilatados y que se inhalan con mayor profundidad en los pulmones y llevan una mayor carga contaminante (en lo que se refiere a masa) que las partículas de mayor tamaño (IOMC, 1998). El plomo primario de escape de los vehículos comprende partículas de 0,015 µm aproximadamente, y pueden estar unidas a partículas de carbono de dimensiones similares. Las partículas de este tamaño se combinan rápidamente con otras partículas. Cuando han aumentado hasta 0,1 a 1,0 µm aproximadamente, cesan de crecer y pueden tener una vida media atmosférica de unos siete a 24 días (OCDE, 1993).

Más del 70% del plomo de la gasolina es probable que penetre en el medio ambiente inmediatamente tras la combustión, quedando el resto retenido en el aceite del cárter y en el sistema de escape de los vehículos (OMS, 1977). Los aditivos de alquilo de plomo en los motores de gasolina experimentan combustión casi completa en los cilindros del motor. Por lo tanto, las emisiones de plomo de los automóviles se producen principalmente en forma de bromocloruro de plomo, con pequeñas cantidades únicamente (menos del 10% de las emisiones totales) en forma de vapores de compuestos orgánicos de plomo (OCDE, 1993; Royal Society of Canada, septiembre de 1986).

3.2 Exposición de la población en general

La OMS (1995)⁴ informa de que en ausencia de fuentes estacionarias específicas de plomo, las concentraciones en el aire ambiente están directamente relacionadas con la densidad del tráfico y si todavía se utiliza plomo como aditivo de la gasolina. La reducción o eliminación del plomo en la gasolina en los países que han promulgado reglamentos ha producido una disminución de hasta ocho veces en la concentración de plomo en el aire ambiente.

Los niveles de plomo en el aire de recintos interiores están afectados por la presencia de humo de cigarrillos y polvo de superficies pintadas con productos que contienen plomo. Sin dichas fuentes, los niveles de plomo en el aire en interiores son aproximadamente el 60% de los del aire exterior.

Para la mayoría de los adultos, la exposición total diaria al plomo se produce a través de los alimentos, el agua y el aire. Para lactantes de hasta 5 meses, las principales fuentes de plomo son la leche en polvo maternizada o del pecho y el agua. En los niños una fuente adicional de exposición es el polvo y los suelos. La absorción depende de la forma química del plomo, del tipo de suelo y del tamaño de las partículas (biodisponibilidad). La incorporación de plomo puede resultar aumentada por fuentes no corrientes, tales como remedios populares, productos cosméticos y actividades recreativas. La contaminación de la comunidad y las prácticas en los lugares de trabajo pueden contribuir a la exposición al plomo.

Los alimentos (incluida el agua potable y las bebidas), son la mayor fuente de exposición al plomo para la población en general. Los lactantes y los niños pueden recibir una carga adicional de plomo debido al suelo y al polvo. Los productos alimenticios más significativos variarán según los países. En zonas donde todavía se utilizan latas soldadas con plomo, los niveles de plomo son notablemente mayores. Dependiendo del tipo de vida, puede haber una incorporación significativa por vía oral de plomo procedente de algunas bebidas alcohólicas y debido a la lixiviación del plomo de contenedores cerámicos cocidos a baja temperatura.

La mayoría de los abastecimientos de agua potable contienen niveles de plomo inferiores a 5 µg/L cuando salen de la planta del tratamiento. No obstante, cuando se sabe que el agua es disolvente de plomo, hasta el 40% de las muestras pueden superar los 100 µg/L en hogares donde se han utilizado soldaduras de plomo, tuberías de plomo o accesorios de bronce.

La absorción de plomo en el pulmón es función del tamaño de las partículas y de las modalidades de deposición pulmonar. Las partículas pequeñas (< 0,5 µm de diámetro) características del aire ambiente se depositarán profundamente en los pulmones con tasas de absorción del 90%. Las partículas de mayor tamaño, tales como las que pueden existir en ambientes laborales, tienen tasas de deposición elevadas en las vías respiratorias superiores. La absorción de dichas partículas será función de la disolución en el pulmón y de la eliminación de partículas en el conducto gastrointestinal.

La absorción cutánea de plomo inorgánico en el ser humano a través de piel sin abrasión es de importancia limitada.

⁴

Sección completa de la OMS, 1995.

3.3 Alimentos

La concentración de plomo en varios artículos alimentarios resulta ser sumamente variable. De hecho, parece haber el mismo grado de variación entre artículos específicos de alimentación que entre diferentes categorías de alimentos. La OMS (1977) informa de que el intervalo de plomo era de 0 a 1,5 mg/kg para condimentos, 0,2 a 2,5 mg/kg para pescado y marisco, 0 a 0,37 mg/kg para carnes y huevos, 0 a 1,39 mg/kg para cereales, y 0 a 1,3 mg/kg para hortalizas.

Aunque las plantas no absorben fácilmente plomo del suelo, las frutas y las hortalizas cultivadas en zonas expuestas a emisiones de fundiciones pueden resultar apreciablemente contaminadas. Kerin (1972) determinó el plomo en la dieta total de campesinos cerca de una fundición y descubrió que la ingestión diaria de plomo con los alimentos era 670 a 2640 μg (OMS, 1977).

3.4 Aire

El aire ambiente puede ser una vía importante de distribución de plomo en el medio ambiente (OMS, 1995). Entre los procesos que liberan plomo en la atmósfera figuran la minería y la fundición, la incineración, la combustión de gasolina, la fabricación de pilas, baterías y acumuladores y la pintura desprendida con chorro de arena o en escamas. Además, los suelos pueden ser una fuente de plomo en suspensión en el aire a escala local, como lo indica la estrecha correlación entre el plomo en el polvo y el plomo en el suelo. Ahora bien es improbable que el arrastre de plomo depositado en forma de polvo sea una fuente importante para la atmósfera, porque el gran tamaño de las partículas limita la dispersión (Royal Society of Canada, septiembre de 1986).

Las concentraciones de plomo en la atmósfera oscilan entre $7,6 \times 10^{-5} \mu\text{g}/\text{m}^3$ en zonas remotas tales como la Antártida y $> 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ cerca de las fundiciones de plomo (OMS, 1995). Las mayores concentraciones de plomo en el aire ambiente se registran en centros densamente poblados. Cuanto mayor es la ciudad, mayor es la concentración del plomo en el aire. A medida que aumenta la distancia al centro de la ciudad, la concentración disminuye progresivamente. En estaciones urbanas se ha registrado una concentración media de $1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$; en estaciones no urbanas (cerca de la ciudad) la media fue $0,21 \mu\text{g}/\text{m}^3$; en estaciones relativamente alejadas era de $0,10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, y en zonas remotas, $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La atmósfera en calles con tráfico intenso contenía más plomo que la de calles con poco tráfico, y considerablemente más que el aire ambiente en zonas rurales.

Existe una pauta clara en esta exposición, encontrándose en los lugares no urbanos menos de $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mientras que en los lugares urbanos se dan valores comprendidos entre 1 y 5 a $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Los niveles más elevados se han registrado en autopistas durante la hora punta, 14 a $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (OMS 1977).

Las concentraciones de plomo en la atmósfera urbana en varios países de la OCDE en la década de 1970 oscilaban de $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en centros urbanos de intenso tráfico. Los niveles de plomo en el aire registrados en las ciudades europeas y norteamericanas (hacia 1993) se encontraban en el intervalo de $0,2$ a $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, y en zonas rurales generalmente en el intervalo de $0,05$ a $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (OECD, 1993).

La OCDE (1993) informa de que en Canadá, los niveles medios de plomo en el aire han disminuido constantemente durante las últimas décadas (figura 1). La disminución se ha atribuido en gran parte a las reducciones del uso de plomo en la gasolina, ya que las emisiones procedentes de otras fuentes han permanecido relativamente constantes (figura 2). Cabe señalar que las emisiones de plomo debidas a la industria del plomo fueron relativamente constantes durante la década de 1980, ya que la mayoría de las reducciones se produjeron cuando se introdujeron antes de 1978 los controles federales y provinciales. La reducción de plomo en el aire desde 1987 es, en parte, atribuida a una disminución de las emisiones de plomo de la combustión de la gasolina y de la producción de cobre y níquel.

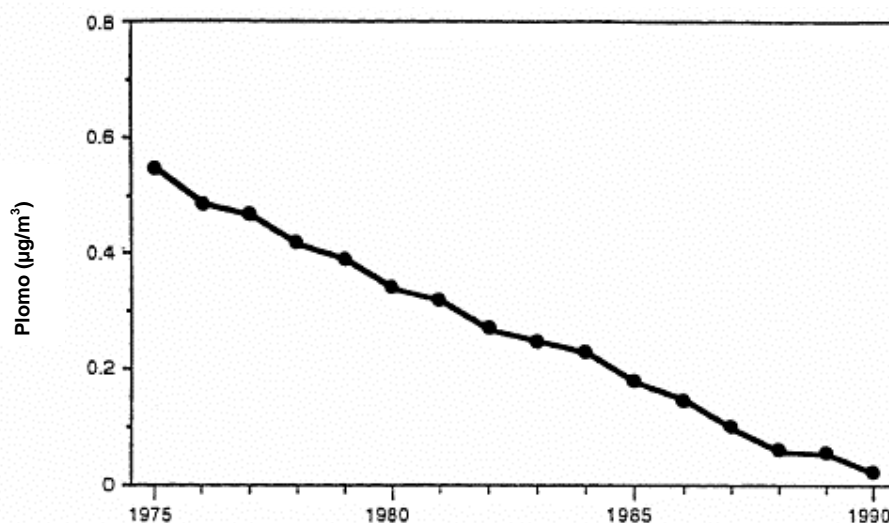
Los niveles medios de PbB en la población canadiense con mayor riesgo de exposición (es decir, los niños) también disminuyeron a unos 6 $\mu\text{g}/\text{dL}$ en 1988, por debajo del nivel de riesgo de 10 $\mu\text{g}/\text{dL}$ (figura 3). Aunque existe una estrecha correlación entre los niveles de PbB en niños y los niveles de PbA, se ha sugerido que la disminución puede estar relacionada también con otros factores tales como la eliminación voluntaria por la industria de latas para alimentos soldadas con plomo y una disminución en el uso de plomo en las pinturas de interiores.

La OECD (1993) informa de que varios Estados Miembros de la CE en los que se llevaron a cabo análisis de sangre en las décadas de 1970 y de 1980, se demostró que la disminución de la concentración en la atmósfera debida a restricciones del combustible con plomo estaba relacionada con la disminución en los niveles de plomo en la sangre. Por ejemplo:

- En Bélgica, disminuyeron constantemente los niveles medios de PbB de varios segmentos de la población durante la década de 1980. La disminución se atribuyó, en parte, a la reducción en el nivel permitido de plomo en la gasolina.
- En Finlandia, los niveles de PbB disminuyeron de 11 $\mu\text{g}/\text{dL}$ a 2,8 $\mu\text{g}/\text{dL}$ en el período comprendido entre 1975 y 1992. En Helsinki, el nivel medio de PbB en los niños disminuyó de 4,6 $\mu\text{g}/\text{dL}$ a 3,0 $\mu\text{g}/\text{dL}$ entre 1983 y 1988; en el mismo período, las emisiones de plomo de los automóviles disminuyeron en el 75% en Helsinki.
- En Alemania, varios estudios indican que los niveles medios de PbB en escolares y adultos disminuyeron desde 1975. Se estima que las reducciones son el resultado de la concentración de plomo en la atmósfera, atribuida a la eliminación del plomo en la gasolina.

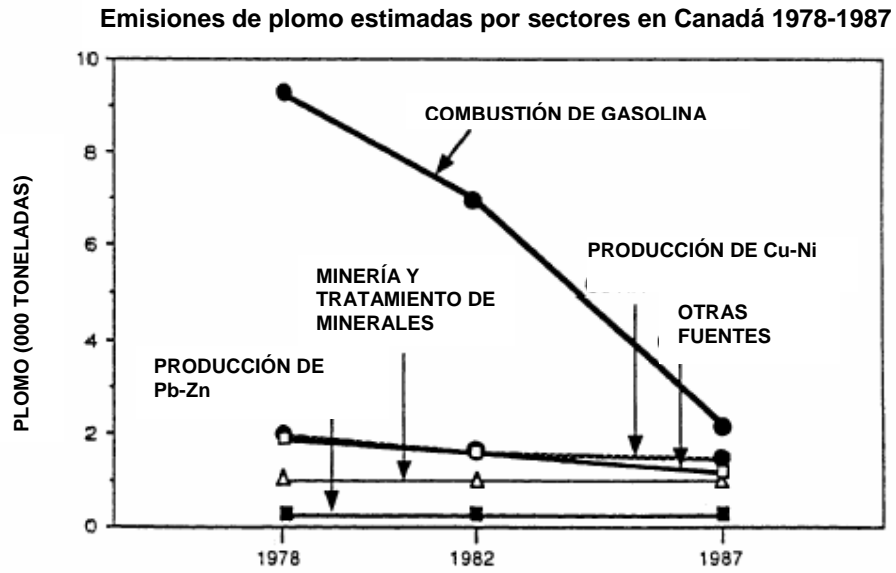
Figura 1

Tendencias canadienses en la concentración media geométrica de plomo en la atmósfera 1975-1990



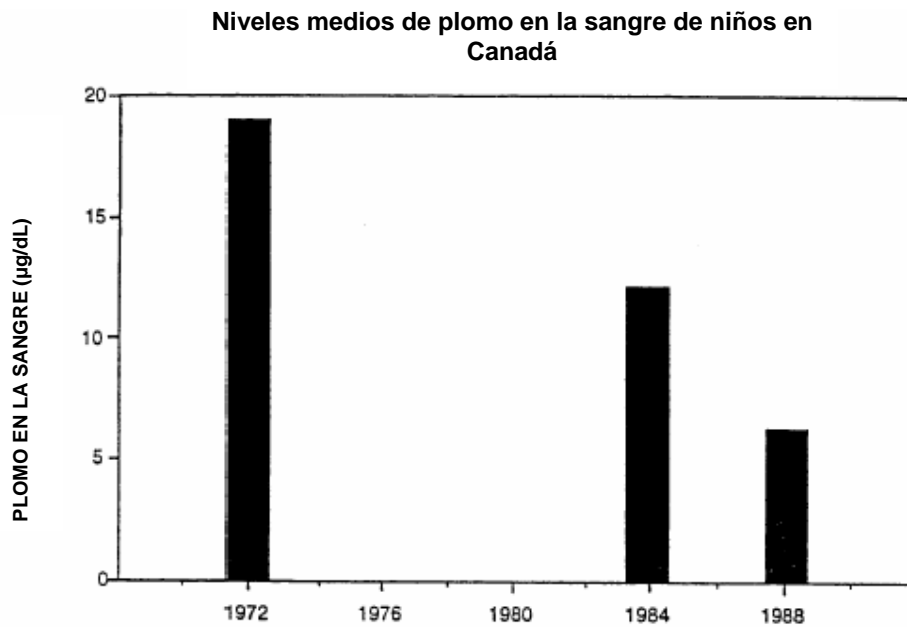
Fuente: OCDE, 1993

Figura 2



Fuente: OECD, 1993

Figura 3



Fuente: OECD, 1993

- En Suecia, los niveles medios de PbB en niños que viven cerca de fundiciones o en medios rurales o urbanos han disminuido desde 1978, a una cantidad inferior a 5µg/dL en 1988. Los niveles medios de PbB para la población general en Estocolmo también disminuyeron por debajo de 6µg/dL en 1984. Se consideró que la reducción en el nivel admisible de plomo en la gasolina fue uno de los factores importantes que contribuyeron a la disminución de los niveles de PbB.
- En el Reino Unido, los niveles medios de PbB para niños, así como para hombres y mujeres adultos, también disminuyeron constantemente durante mediados de la década de 1980, encontrándose los niveles medios muy por debajo de 25 µg/dL, nivel de riesgo. Según el Departamento del Medio Ambiente del Reino Unido, la reducción en el nivel admisible de plomo en la gasolina durante 1985 pareció contribuir ligeramente a la disminución de plomo en la carga corporal de los niños.

De acuerdo con el IOMC (1998), numerosos estudios documentan una relación entre la utilización de plomo en la gasolina y la concentración de plomo en la atmósfera. Las concentraciones de plomo en suspensión en el aire eran generalmente superiores en zonas urbanas, en países tan diferentes como Hungría, México y Tailandia. Además se ha encontrado una clara correlación lineal con la densidad del tráfico dentro de las zonas urbanas, ya sea en Arabia Saudita o en la India. Finalmente las naciones que han limitado el contenido de plomo de su gasolina han podido lograr disminuciones correspondientes en la concentración de plomo en la atmósfera urbana.

El IOMC (1998) informa de que más del 25% de los recién nacidos en Ciudad de México tenían niveles de plomo en la sangre suficientemente elevados para sufrir trastornos de desarrollo neurológico mientras que en Bangkok, entre 30.000 y 70.000 corren el riesgo de perder cuatro o más puntos de su IQ debido a elevados niveles de plomo. El plomo en la sangre de niños en Budapest era el triple en el centro de la ciudad que en los suburbios. En un análisis de los datos disponibles a escala mundial, el porcentaje de niños con PbB superior a 10µg/dL resultó muy superior en zonas urbanas que en zonas no urbanas. La máxima proporción en niños no urbanos (de menos de 12 años de edad) era el 19% superior al normal. En zonas urbanas, el exceso más bajo era de 55%.

3.5 Agua

El agua puede resultar contaminada por deposición de plomo atmosférico, cuya concentración resulta incrementada por la combustión de combustibles con plomo. Ahora bien, de conformidad con la OMS (1977), la exposición del ser humano al plomo por el agua es generalmente baja en comparación con la exposición debida al aire y a los alimentos. La concentración de plomo en los abastecimientos de agua de la mayor parte de las 100 mayores ciudades americanas, determinada en 1962, oscilaba entre trazas y 62 µg/L. Desde 1962, la continua vigilancia de los abastecimientos de agua americanos ha indicado que no se ha excedido el límite prescrito por el Servicio de Salud Pública de los Estados Unidos de 50 µg/L. En otro estudio, solamente 41 de 2.595 muestras de agua del grifo contenían más de 50 µg/L, y 25% contenían cantidades no mensurables de plomo.

Un grupo de trabajo de la OMS (1973) examinó los niveles de plomo en las aguas superficiales y subterráneas. En las aguas superficiales naturales se han registrado contenidos normalmente inferiores a 0,1 mg/L. En zonas no contaminadas las concentraciones son del orden de 1 µg/L o menos. Se analizaron algunos ríos en Francia y resultó que, en la región del Pirineo central, la concentración media de plomo disuelto oscilaba entre 6,7 y 10,4 µg/L.

3.6 Polvo

Según la OMS (1995), el polvo es una fuente significativa de exposición al plomo, en particular, para niños jóvenes, como se ha demostrado en varios estudios de correlación de las concentraciones de plomo en la sangre de los niños con los niveles de plomo en el polvo.

La mayor contribución a los niveles de plomo en el suelo y el polvo de exteriores procede de la combustión de combustibles fósiles (principalmente gasolina con plomo), fuentes estacionarias tales como fundiciones, y desenchado y escamación de pinturas a base de plomo. Los niveles característicos de plomo en el polvo de las carreteras en los Estados Unidos son de 800 a 1.300 mg/kg en zonas rurales y de 100 a 5.000 mg/kg en zonas urbanas.

Las concentraciones de plomo en el polvo doméstico varían mucho según los diferentes domicilios y zonas del mundo. En el Reino Unido y en los Estados Unidos de América se han encontrado concentraciones medias de 300 a 2.500 mg/kg, pero en algunas muestras individuales pueden encontrarse en el intervalo de 10 000 a 30 000 mg/kg.

3.7 Suelo

Según la OMS (1995), en zonas rurales y remotas el plomo del suelo procede principalmente de fuentes geológicas naturales. Estas fuentes naturales producen de 1 a 30 mg de plomo/kg, pero cuando los suelos proceden de rocas mineralizadas de plomo, las concentraciones naturales pueden oscilar de varios cientos a varios miles de mg/kg.

Las concentraciones de plomo en los suelos urbanos varían mucho. En los Estados Unidos de América, un estudio de parques urbanos registró concentraciones de 200 a 3300 mg/kg. Se han registrado en suelos de jardines de los Estados Unidos de América hasta 10 960 mg/kg, y hasta 14 100 mg/kg en el Reino Unido. Las concentraciones pueden ser superiores a 20 000 mg/kg en las cercanías de las zonas donde se desarrollan operaciones de minería y tratamiento de plomo. En zonas en las que se han utilizado pinturas a base de plomo, las muestras del suelo tomadas cerca de los cimientos de los edificios han resultado ser tan elevadas como 20 000 mg/kg.

En general, las concentraciones de plomo en los suelos cercanos a las carreteras son elevadas cuando el tráfico es intenso. Las concentraciones descienden exponencialmente con la distancia a la carretera.

4 Destino y efectos ambientales

4.1 Transporte y distribución entre los medios

4.1.1 Deposición atmosférica

Desde el punto de vista del balance de masas el transporte y distribución del plomo procedente de fuentes importantes de emisión, tanto fijas como móviles, son principalmente atmosféricos. La mayor parte del plomo descargado a la atmósfera se deposita cerca de la fuente. No obstante aproximadamente el 20% se dispersa ampliamente y contamina zonas tan lejanas como estratos de glaciales en Groenlandia. La amplitud del transporte a larga distancia de las partículas de plomo depende del tamaño de las partículas, las partículas $> 2 \mu\text{m}$ de diámetro se depositan cerca de la fuente de emisión. Entre el 20% y el 60% de las emisiones de vehículos han resultado permanecer a una distancia de 25 metros de la carretera. Ahora bien, en vista del notable descenso de la concentración de plomo en núcleos de hielo de Groenlandia desde la disminución del uso de la gasolina con plomo, es evidente que las emisiones de vehículos pueden contribuir a los niveles de plomo en la atmósfera a grandes distancias de la fuente. También se observó transporte a larga distancia de partículas de plomo.

El plomo puede desplazarse de la atmósfera y transferirse a superficies y compartimientos ambientales mediante deposición húmeda o seca. Al parecer la deposición húmeda es más importante que la deposición seca para la remoción del plomo atmosférico. Según la ubicación geográfica y el nivel de las emisiones en la zona, entre el 40% y el 70% del plomo atmosférico se desplaza por deposición húmeda. En la mayoría de los casos es poco soluble y, o se precipita en los suelos y sedimentos o está ligado a materia orgánica en estos compartimientos. Por estas razones el plomo no se desplaza con facilidad y tiende a acumularse en los ecosistemas en que se deposita. Se calculó que la relación de deposición húmeda a deposición seca era de 1,63, 1,99 y 2,50 para emplazamientos situados en el sur, centro y norte de Canadá, respectivamente, mientras que la deposición húmeda supuso el 80% del plomo total depositado en un emplazamiento semiremoto de los Estados Unidos de América.

Adoptando varias hipótesis relativas a las concentraciones atmosféricas mundiales de plomo, velocidad del viento, superficie de las zonas y textura, la US EPA calculó una deposición mundial de aproximadamente 410 000 toneladas/año (combinada húmeda y seca) (1986).

4.1.2 Transporte a las aguas y a los suelos

Según la OMS (1995), el plomo cuando se deposita en el agua, procedente de la atmósfera o por escorrentía del suelo, se reparte rápidamente entre las fases sedimento y acuosa, según el contenido de sal del agua, y la presencia de agentes orgánicos de complejación. Por ejemplo, con $\text{pH} > 5,4$ la solubilidad total del plomo es de $30 \mu\text{g/L}$ aproximadamente en aguas duras y $500 \mu\text{g/L}$ en aguas blandas. Además la presencia de iones sulfato y carbonato puede limitar la solubilidad del plomo.

Ha resultado existir plomo en suspensión en el agua como plomo soluble o partículas coloidales no disueltas, en suspensión en la fase acuosa o transportado como revestimiento superficial de otros sólidos en suspensión. La relación entre el plomo en sólidos en suspensión y el plomo en forma disuelta ha resultado variar entre 4:1 en zonas rurales y 27:1 en corrientes urbanas.

Tanto los compuestos orgánicos (ácidos húmico y fúlvico) como los de origen antropógeno (por ejemplo, ácidos etilendiamino tetracético y nitrilo-triacético) pueden complejar plomo de las aguas superficiales. La presencia en el agua de dichos queladores puede aumentar la tasa de disolución de compuestos de plomo (por ejemplo, sulfuro de plomo) de 10 a 60 veces más que el agua con el mismo pH sin fulvatos.

La acumulación de plomo en los suelos es principalmente una función de la tasa de deposición húmeda y seca de la atmósfera. El transporte en los suelos y la biodisponibilidad de plomo del suelo dependen de muchos factores, incluido el pH, la composición mineral del suelo y la cantidad y tipo de materia orgánica, quedando ligada la mayor parte del plomo en los 5 cm superiores del suelo. Esto limita la cantidad que puede lixiviarse en el agua o quedar disponible para su incorporación por las plantas. Se ha demostrado que solamente el 0,2% del plomo total en el suelo puede disolverse por agitación. Ahora bien, la separación de plomo de los complejos orgánicos a la forma soluble, y por lo tanto biodisponible depende básicamente del pH. Dentro del intervalo normal de pH de los suelos (4 a 6), los complejos orgánicos de plomo resultan más solubles y el plomo más disponible para su absorción por las plantas y lixiviación en agua.

4.2 Transformación ambiental

4.2.1 Transformación abiótica

La OMS (1995) informa de que una vez liberado en el medio ambiente el plomo puede transformarse de una especie inorgánica o tamaño de partículas a otras. Ahora bien, como elemento no es objeto de degradación. Por ejemplo, las partículas que contienen plomo del escape de los automóviles son generalmente haluros de plomo o sales dobles con haluros de amonio. En 24 h, más del 75% de la materia en forma de partículas que contiene plomo se transforma en carbonatos y sulfatos de plomo.

4.2.2 Biotransformación

La OMS (1995) informa de que la transformación de plomo inorgánico en tetrametilo de plomo (TML) se ha observado en los sistemas acuáticos, en especial en sedimentos, y Wong et al. (1975) y Schmidt & Huber (1976) postularon la biometilación. Ahora bien, Reisinger et al. (1981) no observaron ninguna metilación biológica de plomo inorgánico en estudios realizados en diversas condiciones utilizando varias especies bacterianas que se sabe alquilan el mercurio y otros metales pesados. Los autores encontraron metilación en presencia de metilcobalamina y iones de sulfuro o aluminio que era independiente de la presencia de bacterias. Beijer & Jernelöv (1984) han examinado las pruebas de metilación microbiana de varios compuestos de plomo en sistemas acuáticos. Todavía no está claro si el TML formado se produce abióticamente o por biotransformación.

4.3 Ecotoxicidad

4.3.1 Toxicidad para los microorganismos

En general, según la OMS (1989), los compuestos inorgánicos de plomo son de toxicidad inferior para los microorganismos que los compuestos tetraalquilo de plomo. El tetraalquilo de plomo pasa a ser tóxico por descomposición en el tetraalquilo de plomo iónico. Uno de los factores más importantes que influyen en la toxicidad acuática del plomo es la concentración iónica libre, que afecta a la disponibilidad de plomo para los organismos. La toxicidad de las sales inorgánicas de plomo depende en grado elevado de las condiciones ambientales tales como la dureza del agua, el pH y la salinidad, hecho que no se ha considerado adecuadamente en la mayoría de los estudios de toxicidad. Existen pruebas de que hay cepas tolerantes y de que se puede inducir la tolerancia en otras.

4.3.2 Toxicidad para los organismos acuáticos

La OMS (1989) informa de que el plomo es poco probable que afecte a las plantas acuáticas a los niveles que podrían darse en el medio ambiente en general.

En forma de sales simples, el plomo es sumamente tóxico para los invertebrados acuáticos a concentraciones superiores a 0,1 y >40 mg/L para los organismos de agua dulce y de más de 2,5 y >500 mg/L para los organismos marinos. Para las mismas especies el 96-h LC_{50s} para peces varía entre 1 y 27 mg/L en aguas blandas, y entre 440 y 540 mg/L en aguas duras. Los valores superiores para aguas duras representan concentraciones nominales. Las mediciones sobre el plomo disponibles indican que una cantidad muy pequeña del plomo total se encuentra en disolución en aguas duras. Las sales de plomo son muy poco solubles en agua, y la presencia de otras sales reduce la disponibilidad de plomo para los organismos a causa de la precipitación. Los resultados de los ensayos de toxicidad deben considerarse con precaución a menos que se mida el plomo disuelto.

En comunidades de invertebrados acuáticos, algunas poblaciones son más sensibles que otras y las estructuras comunitarias pueden verse adversamente afectadas por contaminación con plomo. No obstante, las poblaciones de invertebrados de zonas contaminadas pueden mostrar más tolerancia al plomo que las de zonas no contaminadas. En otros invertebrados acuáticos, una concentración elevada de plomo puede obstaculizar la adaptación a condiciones hipóxicas.

Las fases juveniles de los peces son más susceptibles al plomo que los adultos o los huevos. Entre los síntomas característicos de toxicidad por plomo figuran la deformidad espinal y el ennegrecimiento de la región caudal. Se ha determinado para varias especies el límite máximo de toxicidad aceptable (MATC) en el caso del plomo inorgánico en diferentes condiciones y los resultados oscilan entre 0,04 mg/L y 0,198 mg/L. La toxicidad aguda del plomo depende mucho de la presencia de otros iones en disolución, y es esencial la medición del plomo disuelto en los ensayos de toxicidad para obtener un resultado realista. Los compuestos orgánicos son más tóxicos para los peces que las sales de plomo inorgánicas.

Existen pruebas de que los huevos de rana y sapo son sensibles a concentraciones nominales de plomo inferiores a 1,0 mg/L en aguas estancadas y a 0,04 mg/L en sistemas fluyentes; se han observado desarrollo lentificado y eclosión retardada. Para las ranas adultas no existen efectos significativos por debajo de 5 mg/L en disolución acuosa, pero el plomo en la dieta con 10 mg/kg de alimento tiene ciertos efectos bioquímicos.

4.3.3 Toxicidad para los organismos terrestres

Según la OMS (1989), la tendencia del plomo inorgánico a formar sales sumamente insolubles y complejos con varios aniones, junto con su fuerte enlace a los suelos, reduce enormemente su disponibilidad para las plantas terrestres a través de la raíz. La traslocación del ion en las plantas es limitada y la mayor parte del plomo ligado permanece en la superficie de las raíces o de las hojas. Como resultado, en la mayoría de los estudios experimentales sobre la toxicidad del plomo, son necesarias elevadas concentraciones de plomo comprendidas en el intervalo de 100 a 1000 mg/kg de suelo para causar efectos tóxicos visibles sobre la fotosíntesis, el crecimiento y otros parámetros. Por ello, sólo es probable que el plomo afecte a plantas en lugares con concentraciones ambientales muy elevadas.

La ingestión de bacterias y hongos contaminados por plomo por los nematodos conduce a trastornos en la reproducción. Las cochinillas parecen ser sumamente tolerantes al plomo, ya que la exposición prolongada a suelo o humus de hierba que contienen sales de plomo externamente añadidas no tiene ningún efecto. Las orugas mantenidas con una dieta que contiene sales de plomo muestran síntomas de toxicidad conducentes a trastornos de desarrollo y reproducción.

La información disponible es demasiado escasa para cuantificar los riesgos para los invertebrados durante la descomposición del humus contaminado con plomo.

Las sales de plomo son tóxicas para las aves solamente con una elevada dosis en la dieta (100 mg/kg o más). Casi todo el trabajo experimental se ha realizado con pollos y otras gallináceas. La exposición de la perdiz desde la eclosión hasta la edad reproductora dio como resultado efectos sobre la producción de huevos a niveles de plomo en la dieta de 10 mg/kg. Aunque se han registrado diversos efectos con dosis elevadas, la mayoría pueden explicarse como efectos primarios sobre el consumo de alimentos. Diarrea y falta de apetito, conducentes a anorexia y pérdida de peso, son los efectos principales de las sales de plomo. Dado que no hay pruebas experimentales para evaluar los efectos en otras especies de aves, es necesario suponer una sensibilidad comparable. Si así es, es muy poco probable que la exposición ambiental pueda causar efectos adversos.

El plomo metálico no es tóxico para las aves salvo a dosis muy elevadas cuando se administra en forma de polvo. Es sumamente tóxico para las aves cuando lo reciben como granalla; la ingestión de un solo perdigón puede ser mortal para algunas aves. La sensibilidad varía entre las especies y depende de la dieta. Dado que en la naturaleza se han encontrado aves con grandes cantidades de granalla en la molleja (no es infrecuente encontrar 20 unidades), esto plantea un riesgo importante para las especies que se alimentan en las orillas de los ríos y en campos donde se ha acumulado una gran cantidad de granalla.

Existe poca información sobre los efectos de los compuestos orgánicos del plomo. Los compuestos de triálquilo de plomo produjeron efectos en los estorninos con dosis de 0,2 mg/día; 2 mg/día era invariablemente mortal.

También existen pocos informes para deducir conclusiones sobre los efectos del plomo en los mamíferos no de laboratorio. Las ratas silvestres mostraron efectos similares a los de sus contrapartes de laboratorio.

5 Exposición ambiental/evaluación de riesgos

Los efectos ambientales no fueron pertinentes para las evaluaciones de riesgos utilizadas por las Partes notificadoras en apoyo de sus medidas reglamentarias.

Anexo 2 – Detalles sobre las medidas reglamentarias firmes notificadas

Nombre del país: Canadá

1	Fecha(s) efectiva(s) de entrada en vigor de las medidas	26 de abril de 1990
	Referencia al documento regulatorio	<i>Regulations respecting concentrations of lead and phosphorus in gasoline</i> (citado también como <i>Gasoline Regulations</i>)
2	Síntesis del contenido de la(s) medida(s) reglamentaria(s) firme(s)	Las Gasoline Regulations reglamentan las concentraciones permitidas de fósforo y plomo en los combustibles con y sin plomo fabricados en Canadá o importados al país y ofrecidos para la venta o vendidos. Las Regulations se aplican a los productores e importadores de gasolina. Establecen límites máximos de concentración de plomo para la gasolina con plomo que se utiliza en el equipo agrícola, embarcaciones o camiones pesados. El reglamento no se aplica a aeronaves. Se realizaron enmiendas en 1994, 1997, 1998 y 2003 para eximir a los vehículos de competición de elevadas prestaciones. La última enmienda prorrogó la exención hasta el 1° de enero de 2008.
3	Fundamento de la medida	Salud humana
4	Fundamento para la inclusión en el anexo III	
4.1	Evaluación de riesgos	Health Canada determinó mediante estudios que podrían producirse efectos nocivos para la salud con niveles de plumbemia de 20-30µg/dL. Además estos estudios indicaron que: <ul style="list-style-type: none"> • un elevado número de niños canadienses podrían tener niveles de plumbemia comprendidos en este intervalo y podrían encontrarse por lo tanto en situación de riesgo. Los resultados de un estudio realizado en Toronto en 1982 indicaron que el 1% de los niños comprendidos entre los 0 y 4 años de edad tenían concentraciones de plomo en la sangre superiores a 30 µg/L y el 12% superiores a 20 µg/L; y • el plomo en la gasolina contribuía a un 30-35% estimado del plomo en la sangre de los adultos urbanos. La proporción de plomo procedente de la gasolina en la sangre de los niños puede oscilar del 30% al 40%.
4.2	Criterios utilizados	Riesgo inaceptable para la salud humana.
	Importancia para otros Estados y para la región	No se proporcionó información.
5	Alternativas	El índice de octanos de la gasolina puede mantenerse modificando el diseño de los procesos de las refinerías o con agentes alternativos para aumentar el índice de octano.
6	Gestión de desechos	No se proporcionó información.
7	Otros	

Nombre del país: Comunidad Europea

- | | | |
|------------|--|---|
| 1 | Fecha(s) efectiva(s) de entrada en vigor de las medidas | 1° de enero de 2000, para la medida reglamentaria más reciente, que fue la última de una serie de medidas aumentando progresivamente las restricciones para el uso de gasolina con plomo. |
| | Referencia al documento regulatorio | Directiva del Consejo 98/70/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 12 de octubre de 1998 relativa a la calidad de la gasolina y el gasóleo y por la que se modifica la Directiva 93/12/CEE del Consejo |
| 2 | Síntesis del contenido de la(s) medida(s) reglamentaria(s) firme(s) | A partir del 1° de enero de 2000 la introducción en el mercado de gasolina con plomo para vehículos quedó prohibida. No obstante, podía permitirse a los Estados Miembros que continuasen comercializando gasolina con plomo (< 150 mg/L) dentro de su territorio hasta el 1° de enero de 2005, siempre que pudiese demostrarse que una prohibición produciría problemas socioeconómicos graves o no conduciría a beneficios globales para el medio ambiente o la salud. Los Estados Miembros pueden autorizar también una dispensa para pequeñas cantidades de gasolina con plomo que contenga no más de 0,15g de plomo/L, hasta un máximo de 0,5% de las ventas totales para automóviles antiguos de colección. El contenido en plomo de la gasolina para aeronaves (motor de explosión) no queda comprendido en la medida reglamentaria.
Otras medidas reglamentarias pertinentes:
Directiva del Consejo 78/611/CEE de 29 de junio de 1978, Directiva del Consejo 85/210/CEE de 20 de marzo de 1985, y Directiva del Consejo 87/416/CEE de 21 de julio de 1987 |
| 3 | Fundamento de la medida | Salud humana |
| 4 | Fundamento para la inclusión en el anexo III | |
| 4.1 | Evaluación de riesgos | El muestreo del plomo en la sangre es uno de los métodos más ampliamente utilizados para evaluar el riesgo para los seres humanos debido a la exposición al plomo. En 1977, La Comunidad Europea aprobó la Directiva del Consejo 77/312/CEE de 29 de marzo de 1977 sobre la vigilancia biológica de la población contra el peligro del saturnismo. En cada Estado Miembro, tenían que analizarse 50 muestras o más de sangre en cuanto a su contenido en plomo por millón de habitantes. En 1982 (Directiva del Consejo 82/884/CEE de 3 de diciembre de 1982), se estableció un límite de 2 µg/m ³ de plomo en el aire ambiente en términos de media anual.

En varios Estados Miembros en los que se realizaron los análisis de sangre en las décadas de 1970 y de 1980, se demostró que las disminuciones de la concentración en el aire debidas a restricciones de los combustibles con plomo estaban relacionadas con la disminución de los niveles de plomo en la sangre. |
| 4.2 | Criterios utilizados | Riesgo inaceptable para la salud humana. |
| | Importancia para otros Estados y para la región | Problemas generales para la salud en todos los Estados en los que se utiliza la sustancia. Protección de los trabajadores y del público en general. |
| 5 | Alternativas | No se proporcionó información. |
| 6 | Gestión de desechos | No se proporcionó información. |
| 7 | Otros | No se proporcionó información. |

Anexo 3 – Direcciones de autoridades nacionales designadas

Canadá

C		Teléfono	+819 994-3648
Chief Chemicals Control		Fax	+819 994-0007
Environment Canada		Télex	
Place Vincent Massey, 12 th floor		Correo electrónico	bernard.made@ec.gc.ca
351 St. Joseph Boulevard			
Hull, Quebec K1A 0H3			
<i>Bernard Madé</i>			

Comunidad Europea

Conferencia de las Partes		Teléfono	+322 299 48 60
Dirección general de medio ambiente		Fax	+322 296 85 58
Comisión Europea		Télex	
Rue de la Loi 200		Correo electrónico	klaus.berend@cec.eu.int
B-1049 Bruselas			
Bélgica			
<i>Klaus Berend</i>			

C	Productos químicos industriales
CP	Plaguicidas y productos químicos industriales
P	Plaguicidas

Anexo 4 – Referencias

Medidas reglamentarias

Canadá

Gasoline Regulations (SOR/90-247) según la *Canadian Environmental Protection Act, Canada Gazette, Part II*, Vol. 124, No.10, 9 de mayo de 1990.

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

Regulations Amending the Gasoline Regulations (SOR/2003-106) según la *Canadian Environmental Protection Act, 1999, Canada Gazette, Part II*, Vol. 137, No. 8, 9 de abril de 2003.

http://www.ec.gc.ca/ceparegistry/documents/regs/g2-13708_r2.pdf

Comunidad Europea

Directiva del Consejo 98/70/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 13 de octubre de 1998 relativa a la calidad de la gasolina y el gasóleo y por la que se modifica la Directiva del Consejo 93/12/CEE (Diario Oficial de las Comunidades Europeas L350 de 28/12/1998, p.58).

http://europa.eu.int/eur-lex/en/archive/1998/l_35019981228en.html

Otras medidas reglamentarias pertinentes:

Directiva del Consejo 78/611/CEE de 29 de junio de 1978 relativa a la aproximación de las legislaciones de los Estados Miembros referentes al contenido en plomo de la gasolina (Diario Oficial de las Comunidades Europeas L197 de 22/07/1978, pág. 19).

http://europa.eu.int/smartapi/cgi/sga_doc?smartapi!celexapi!prod!CELEXnumdoc&lg=EN&numdoc=31978L0611&model=guichett

Directiva del Consejo 85/210/CEE de 20 de marzo de 1985 relativa a la aproximación de las legislaciones de los Estados Miembros referentes al contenido en plomo de la gasolina (Diario Oficial de las Comunidades Europeas L096 de 03/04/1985, pág. 25).

http://europa.eu.int/smartapi/cgi/sga_doc?smartapi!celexapi!prod!CELEXnumdoc&lg=EN&numdoc=31985L0210&model=guichett

Directiva del Consejo 87/416/CEE de 21 de julio de 1987 por la que se modifica la Directiva 85/210/CEE relativa a la aproximación de las legislaciones de los Estados Miembros referentes al contenido en plomo de la gasolina (Diario Oficial de las Comunidades Europeas L225 de 13/08/1987, pág. 33).

http://europa.eu.int/smartapi/cgi/sga_doc?smartapi!celexapi!prod!CELEXnumdoc&lg=EN&numdoc=31987L0416&model=guichett

Otras medidas para reducir la exposición

Canadá

Update 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, Health Canada, septiembre de 1994.

Iniciativas internacionales

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

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

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

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

Plan of Acción de la Cumbre de las Américas: Primera Cumbre de las Américas, Miami, Florida, 9 a 11 de diciembre de 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.

Alternativas

Canadá

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, septiembre de 1986.

General

Oportunidades mundiales para reducir la utilización de gasolina con plomo. IOMC, septiembre de 1998.

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

Efectos socioeconómicos

Canadá

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

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

Gasoline Regulations, amendment (SOR/94-355) según la *Canadian Environmental Protection Act*, Regulatory Impact Analysis Statement, *Canada Gazette, Part II*, Vol. 128, No.11, 1º de junio de 1994.

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

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

Peligros y riesgos para la salud humana y el medio ambiente

Directiva del Consejo 67/548/CEE de 27 de junio de 1967 relativa a la aproximación de las disposiciones legales, reglamentarias y administrativas en materia de clasificación, embalaje y etiquetado de las sustancias peligrosas (Diario Oficial P196 de 16/08/1967, pág. 1).

http://europa.eu.int/smartapi/cgi/sga_doc?smartapi!celexapi!prod!CELEXnumdoc&lg=en&numdoc=31967L0548&model=guichett

Directiva de la Comisión 98/98/CE de 15 de diciembre de 1998 por la que se adapta, por vigésimaquinta vez, al progreso técnico la Directiva 67/548/CEE del Consejo relativa a la aproximación de las disposiciones legales, reglamentarias y administrativas en materia de clasificación, embalaje y etiquetado de las sustancias peligrosas (Diario Oficial L355 de 30/12/1998, pág. 1).

http://www.europa.eu.int/eur-lex/en/archive/1998/1_35519981230en.html

Propiedades toxicológicas, exposición humana y exposición ambiental (anexo I)

Oportunidades mundiales para reducir la utilización de gasolina con plomo. IOMC septiembre de 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>

Criterios de salud ambiental No.3: Plomo. IPCS/OMS 1977.

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

Criterios de salud ambiental 165: Plomo inorgánico. IPCS/OMS 1995.

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

Criterios de salud ambiental 85: Plomo – Aspectos ambientales. IPCS/OMS 1989.

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

Serie de informes técnicos de la OMS No. 532: Oligoelementos en la nutrición humana. Comité de expertos de la OMS, 1973.

Lead in the Canadian environment: science and regulation, final report. Royal Society of Canada's Commission on Lead in the Environment, septiembre de 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) [Cytogenic action of lead in human peripheral lymphocytes *in vitro* and *in vivo*] Mutat Res, 16: 401-406 (en alemán)

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). OCDE 1993. <http://www.oecd.org/dataoecd/23/50/1955919.pdf>

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