

EMISIONES DE PLOMO EN FUNDICIONES DE COBRE

FUNDICION CHUQUICAMATA DE CODELCO CHILE

Antecedentes Generales: Esta fundición con una capacidad de tratamiento del orden de 150.000 toneladas métricas de concentrado seco por mes, registra como su principal ingreso de plomo al sistema, los contenidos propios de este metal en sus concentrados que oscilan entre los 400-450 ppm para los concentrados PRECO (un 2% de la carga total) y los 650 a 700 ppm para los concentrados normales (un 96% de la carga total). Es decir, el 98% de la alimentación de plomo al sistema, corresponde a la concentración de este metal en el mineral propio. Las otras fuentes de ingreso corresponden en orden de importancia, a las borras de la Planta de Tratamiento de Polvos (2,3%), al scrap de ánodos proveniente de las Refinerías Electrolíticas y a fundentes (sílice, carbonatos, etc).

En los flujos de salida, se puede apreciar un abatimiento en la escoria de un 50,1% del plomo ingresado. Un 8,5% del plomo ingresado es retirado también en los productos de la fundición, tales como ánodos de cobre a refinación, subproductos como polvos (4,3%), ácido sulfúrico (0,4%) y efluentes de plantas de ácido (0,5%).

La emisión propiamente tal corresponde a 40,55 toneladas por mes, no considerando en esta metodología de balance las variaciones de inventario de circulantes de un mes a otro, con lo que se estaría logrando una recuperación de 58,7%, recuperación bastante baja para una fundición con plantas de tratamiento de gases y precipitadores electrostáticos.

Proyecciones: Este es el primer análisis que se realiza para esta fundición con relación a este elemento, por lo cual es razonable asumir un cierto error del orden de un 20% a 30%. De hecho, los valores obtenidos para los contenidos de plomo en el material recirculado y asimismo los valores obtenidos para los efluentes y polvos deberían ser mayores. La recuperación global obtenida es solo comparable con una

fundición sin plantas de tratamiento de gases y no es el valor que se espera para una fundición de estas características tecnológicas, lo que significa que habría que precisar o repetir este balance para otros meses. Por otra parte, el comportamiento geológico del yacimiento induce a pensar que estos contenidos de plomo no deberían experimentar grandes variaciones en el corto plazo, sumándose a esto que los niveles de plomo encontrados en el PM10 de las estaciones de J-Bradford, San José, Auka Huasi y Ayquina registran una máxima de 0,06 $\mu\text{gr}/\text{m}^3$, además que también está contemplado a futuro el traslado del campamento.

En cuanto a la precisión del balance, ésta es fuertemente dependiente de la exactitud y/o grado de precisión de los análisis químicos, dados los grandes volúmenes involucrados en la entrada, en que las partes por millón de posibles desviaciones se tornan fundamentales para la magnitud de los valores en cuestión. Para los productos de egreso de la fundición, si bien los ánodos son pesados en romana, su contenido de plomo sólo representa un 3,3% del plomo ingresado al sistema, estimándose los otros productos retirados.

Chuquicamata	Ton/mes	Recuperación	Plomo en el PM10 ($\mu\text{gr}/\text{m}^3$)	
Entrada	98,087		Mínimo	0,01
Salida	57,55	58,7%	Promedio	
Emisión	40,53		Máximo	0,06

FUNDICION ALTONORTE DE NORANDA

Antecedentes Generales: Esta fundición presenta una capacidad de tratamiento del orden de 38.000 toneladas métricas de materiales secos por mes. Los contenidos de plomo en la alimentación se registran principalmente en los concentrados de cobre adquiridos a terceros que si bien representan el 83% de la carga total ingresada al sistema, contribuyen con el 44% del plomo ingresado. Otro material incluido en la carga son las calcinas que representan un 8,3% (3.124 ton), pero contribuyen con un 42,4% del plomo ingresado. La diferencia es ingresada en ripios y cementos de cobre.

En los flujos de salida, se puede apreciar un abatimiento en la escoria de un 51,3% del plomo ingresado y otro 13,2% que se retira como producto de la variación de inventario de un mes a otro. Otro 4% del plomo ingresado es retirado en los productos de la fundición, tales como ánodos de cobre a refinación (3,2%), subproductos como ácido sulfúrico (0,13%) y efluentes de plantas de ácido (0,3%). Llama la atención en este balance el gran contenido de plomo abatido en los sólidos de efluentes que representa un 41,8% del plomo ingresado.

La emisión propiamente tal, corresponde entonces con los guarismos anteriores a 2,18 toneladas por mes, considerando en esta metodología de balance las variaciones de inventario de un mes a otro, con lo que se estaría logrando una recuperación de 94,2%, recuperación superior de la esperada para una fundición con este tipo de tecnología, lo cual ameritaría repetir este balance en otros meses del año.

En todo caso, considerando una recuperación cercana al 80% se tendría una emisión del orden de 8 toneladas por mes.

Proyecciones: Para esta fundición los contenidos de plomo dependen fundamentalmente de su estrategia comercial y por ende del mix de productos que se

decida tratar en un período dado. La principal fuente de ingreso de plomo con relación al tonelaje tratado corresponde a las calcinas, por lo cual alguna medida de reducción podría ser factible de adoptar al respecto. En cuanto al contenido de plomo en el material particulado PM10 de las estaciones Antofagasta y Sur estos registran promedios mensuales de 0,17 y 0,34 $\mu\text{gr}/\text{m}^3$.

La recuperación de plomo esperada para esta fundición debería ser del orden de un 80%, si la comparamos con otras fundiciones nacionales. Además, el hecho de ser una fundición maquiladora implica un estricto control de las leyes de los productos ingresados, por lo cual es esperable un buen grado de precisión en el material incorporado al proceso, lo que permite mirar con tranquilidad variaciones no esperadas en las concentraciones de ingreso.

Altonorte	Ton/mes	Recuperación	Plomo en el PM10 ($\mu\text{gr}/\text{m}^3$)	
Entrada	37,97		Mínimo Prom.	0,01
Salida	35,79	94,2%	Promedio	
Emisión	2,18		Máximo Prom.	0,34

FUNDICION POTRERILLOS DE CODELCO CHILE

Antecedentes Generales: Esta fundición tiene una capacidad de tratamiento del orden de 43.200 toneladas métricas de concentrado seco por mes, con una ley media de 400 ppm de plomo contenido, lo que implica una carga nueva mensual de 17,28 toneladas de plomo.

En los flujos de salida, se puede apreciar un abatimiento en la escoria de un 50,5% del plomo ingresado y un 8% que se retira como producto de la variación de inventario de un mes a otro. Otro 1,2% del plomo ingresado es retirado en el principal producto de la fundición, tales como ánodos de cobre a refinación. No se registra aún el retiro de plomo en polvos de precipitadores (que normalmente corresponde a un 5% del plomo ingresado), debido a que estos equipos han sido puestos en marcha recientemente. A futuro será posible también registrar aún plomo en el ácido sulfúrico (0,3%) y en efluentes de plantas de ácido (0,4%).

La emisión propiamente tal corresponde a 7,05 toneladas por mes, considerando en esta metodología de balance las variaciones de inventario de un mes a otro, con lo que se estaría logrando una recuperación de 60,0%, recuperación dentro de los índices esperados para una fundición con precipitadores electrostáticos solamente.

Proyecciones: La recuperación obtenida está dentro del rango esperado para una fundición de estas características tecnológicas. Por otra parte, los concentrados recibidos en esta fundición corresponden en partes iguales a concentrados propios y externos de contratos a mediano plazo, con leyes muy estables en esta impureza.

No se conocen concentraciones de plomo en el material particulado PM10 de las estaciones de monitoreo existentes en la ex Escuela D-4 o sector Chileno. En todo caso, el campamento actual está siendo erradicado, quedando sólo un sistema de hotelería, para el cual habría que solicitar la medición de este elemento en el material particulado PM10 en un futuro cercano.

Potrerrillos	Ton/mes	Recuperación	Plomo en el PM10 ($\mu\text{gr}/\text{m}^3$)	
Entrada	17,28		Mínimo	Desconocido
Salida	10,23	60%	Promedio	
Emisión	7,05		Máximo	Desconocido

FUNDICION HERNAN VIDELA LIRA DE LA EMPRESA NACIONAL DE MINERIA

Antecedentes Generales: Esta fundición presenta una capacidad de tratamiento del orden de 27.000 toneladas métricas de materiales secos por mes. Los contenidos de plomo en la alimentación se registran principalmente (un 96,4%) en los concentrados de cobre alimentados. No obstante, se presenta la particularidad que uno de los concentrados alimentados que representa un 18,6% de la carga, aporta el 75,1% del plomo ingresado, lo cual representa una eventual posibilidad de reducir el ingreso de plomo al sistema a través de minimizar su ingreso. La diferencia con respecto al total, de 3,6% es ingresada en concentrados de oro y minerales de fusión directa.

En los flujos de salida, se puede apreciar un abatimiento en la escoria de un 55,6% del plomo ingresado y otro 4,6% del plomo ingresado es retirado en los productos de la fundición, tales como ánodos de cobre a refinación y blister y un 6,1% es retirado en los riles.

La emisión propiamente tal corresponde entonces a 37,77 toneladas por mes, lo que representa una recuperación de 66,4%, no considerando en esta metodología de balance las variaciones de inventario de un mes a otro, con lo que se estaría logrando una recuperación cercana al 70%%, recuperación que se podría considerar como factible para una fundición con este tipo de tecnología. En todo caso, considerando

una recuperación cercana al 70% se tendría una emisión del orden de 33 toneladas por mes.

Proyecciones: Para esta fundición los contenidos de plomo dependen fundamentalmente de sus abastecedores, principalmente de la pequeña y mediana minería. La principal fuente de ingreso de plomo con relación al tonelaje tratado corresponde a un cierto tipo de concentrados que aporta un 75% del plomo ingresado (85 toneladas cada mes) pero que significan sólo un 18,6% de la carga nueva, por lo cual alguna medida de reducción podría ser factible de adoptar al respecto. En cuanto al contenido de plomo en el material particulado PM10 de las estaciones DE Copiapó, Paipote, Tierra Amarilla y San Fernando, estas registran valores máximos diarios de 0,42 $\mu\text{gr}/\text{m}^3$ en la estación del pueblo de San Fernando y de 1,08 $\mu\text{gr}/\text{m}^3$ en Tierra Amarilla. Este último valor fue registrado en circunstancias que la fundición se encontraba detenida, en el mes de abril de este año(*).

Hernán Videla L.	Ton/mes	Recuperación	Plomo en el PM10 ($\mu\text{gr}/\text{m}^3$)	
Entrada	112,47		Mínimo	0,12
Salida	74,70	66,4%	Promedio	
Emisión	37,77		Máximo	*1,08*

FUNDICION CHAGRES DE DISPUTADA DE LAS CONDES

Antecedentes Generales: Esta fundición presenta una capacidad de tratamiento del orden de 41.000 toneladas métricas de materiales secos por mes. Los contenidos de plomo en la alimentación se registran en su totalidad en los concentrados de cobre alimentados y corresponden a 6,1 toneladas por mes.

En los flujos de salida, se puede apreciar un abatimiento en la escoria de un 50,8% del plomo ingresado y otro 15,7% del plomo ingresado es retirado en los productos de la fundición, tales como circulantes (12,9%), ácido sulfúrico (2%), y blister (0,9%).

La emisión propiamente tal corresponde entonces a 2,04 toneladas por mes, lo que representa una recuperación de 66,6%, no considerando en el balance las variaciones de inventario de un mes a otro, con lo que se debería lograr una recuperación superior al 70%%, recuperación que se podría considerar como mínima factible para una fundición con la mejor tecnología del país. En todo caso, considerando una recuperación cercana al 70% se tendría una emisión del orden de 1,8 toneladas de plomo por mes.

Proyecciones: Para esta fundición los contenidos de plomo dependen fundamentalmente de su abastecimiento, principalmente propio y que presenta los contenidos de plomo más bajos de la industria (200 ppm como máximo). En cuanto al contenido de plomo en el material particulado PM10 de las estaciones de Lo Campo y Catemu, estas registran valores máximos promedio de 0,022 y 0,036 $\mu\text{gr}/\text{m}^3$.

Chagres	Ton/mes	Recuperación	Plomo en el PM10 ($\mu\text{gr}/\text{m}^3$)	
Entrada	6,1		Mínimo	0,022
Salida	4,06	66,6%	Promedio	
Emisión	2,04		Máximo	0,036

FUNDICION VENTANAS DE LA EMPRESA NACIONAL DE MINERIA

Antecedentes Generales: Esta fundición con una capacidad de tratamiento del orden de 32.565 toneladas métricas de concentrado seco por mes, registra como su principal ingreso de plomo al sistema los contenidos propios de este metal (3.300 ppm) en sus concentrados y que alcanzan a 107,5 toneladas de plomo. Las otras fuentes de ingreso corresponden a recirculación de blister externo y scrap de ánodos, los cuales aportan 2,9 toneladas por mes. Se tiene así una entrada mensual de 110,4 toneladas de plomo en esta fundición.

En los flujos de salida, se puede apreciar un abatimiento en la escoria y otros sólidos de un 80,6% del plomo ingresado. Otro 5,6% del plomo ingresado es retirado en los productos de la fundición, tales como ánodos de cobre a refinación.

La emisión propiamente tal corresponde a 15,17 toneladas por mes, considerando en esta metodología de balance las variaciones de inventario de un mes a otro, con lo que se estaría logrando una recuperación de 86,3%, recuperación dentro de los índices esperados para esta fundición.

Proyecciones: A futuro se espera mantener esta recuperación, como resultado de las mejoras operacionales que está efectuando Enami. En cuanto a la ley esperada de plomo en los concentrados, esta fundición opera con concentrados provenientes de la pequeña y mediana minería, por lo que estaría afecta a variaciones en la ley de alimentación para este metal, la cual no es penalizada comercialmente. Los niveles de plomo encontrados en el material particulado PM10 de las estaciones Puchuncaví, Los Maitenes, La Greda, V.Alegre y Sur registran valores promedio mensual mínimos de 0,11 $\mu\text{gr}/\text{m}^3$ y máximos de 0,92 $\mu\text{gr}/\text{m}^3$, especialmente en los meses de invierno.. Los mayores problemas han sido detectados en la estación Los Maitenes que registra para 1998 una concentración promedio anual de 0,60 $\mu\text{gr}/\text{m}^3$.

Ventanas	Ton/mes	Recuperación	Plomo en el PM10 ($\mu\text{gr}/\text{m}^3$) Estación Los Maitenes	
			Mínimo	
Entrada	110,4		Mínimo	0,24
Salida	95,2	86,3%	Promedio	0,60
Emisión	15,17		Máximo	0,92

FUNDICION CALETONES DE CODELCO CHILE

Antecedentes Generales: Esta fundición con una capacidad de tratamiento del orden de 105.000 toneladas métricas de concentrado seco por mes, registra como su principal ingreso de plomo al sistema, los contenidos propios de este metal en sus concentrados y que oscila entre los 578 ppm para los concentrados propios (un 99% de la carga total), es decir, el 94,5% de la alimentación de plomo al sistema corresponde a la concentración de este metal en el mineral propio. Las otras fuentes de ingreso corresponden a 51 toneladas de rípios con un 6,67% de plomo.

En los flujos de salida, se puede apreciar un abatimiento en la escoria de un 36% del plomo ingresado y otro 28,2% que se retira como producto de los precipitadotes. Otro 4,5% del plomo ingresado es retirado en los productos de la fundición, tales como ánodos de cobre a refinación (1,9%), subproductos como ácido sulfúrico (0,2%), pérdidas de manejo (0,3%), riles (1,74%), diferencia de circulantes (0,56%).

La emisión propiamente tal corresponde a 19,58 toneladas por mes, considerando en esta metodología de balance las variaciones de inventario de un mes a otro, con lo que se estaría logrando una recuperación de 68,7%, recuperación dentro de los índices esperados para una fundición con solo una planta de tratamiento de gases y precipitadotes electrostáticos.

Proyecciones: A futuro se espera un aumento de la recuperación, como resultado de la instalación de una segunda planta de ácido sulfúrico. En cuanto a la ley esperada de plomo en los concentrados, esta fundición opera con concentrados propios, por lo que no está afectada a mayores incertidumbres. Por otra parte, la recuperación global obtenida está dentro del rango esperado para una fundición de estas características tecnológicas. Los niveles de plomo encontrados en el material particulado PM10 de las estaciones Coya Población y Coya Club registran una mínima de 0,01 y una máxima de 0,06 $\mu\text{gr}/\text{m}^3$, por lo que no se visualizan mayores impactos. En cuanto a la precisión del balance, esta es fuertemente dependiente del grado de precisión de los análisis químicos, dados los grandes volúmenes involucrados en la entrada, en que las partes por millón de posibles desviaciones se tornan fundamentales para la magnitud de los valores en cuestión.

Caletones	Ton/mes	Recuperación	Plomo en el PM10 ($\mu\text{gr}/\text{m}^3$)	
Entrada	62,6		Mínimo	0,01
Salida	43,02	68,7%	Promedio	
Emisión	19,58		Máximo	0,06

CUADRO N° 1

BENCHMARKING EMISIONES DE Pb EN FUNDICIONES (1999)

	CHUQUI Flash+CT+ P'S	ALTONOR TE Rev+PS	POTRERIL LOS Rev+CT+P S	H.VIDELA CT+QEP	CHAGRES Flash+Ps	VENTANAS CT+PS	CALETON ES CT+PS
Ley entrada (ppm)	4.200	1.012	400	4.200	159	3.300	611
Entrada (T/mes)	98,09	37,5	43,2	112,5	41,0	110,4	102,4
Recup. escoria	50,1%	51,3%	50,5%	55,6%	50,8%	80,6%	36,0%
Recup. blister	3,4%	3,2%	1,2%	4,6%	0,9%	5,6%	1,9%
Recup. Riles	0,5%	0,3%	0	6,1%	0	n.d	1,74%
Recup. Polvos	4,3%	n.d	n.d	0	0	n.d	0
Recup. Ácido	0,4%	0,13%	0	0	2,0%	n.d	0,2%
Recup. Sólidos efluente	0	41,8%	0	0	0	0	0
Circul.	0	13,17%	7,5%	0	12,9%	n.d	0,56%
Emisión (T/mes)	40,55	2,18	7,05	37,77	2,04	15,17	19,58
% de emisión	41,3%	5,8%	16,3%	33,6%	5%	13,7%	19,1%
$\mu\text{gr}/\text{m}^3$	0,01-0,06	0,01-0,34	Sin inf.	0,12-1,08	0,02-0,04	0,24-0,92	0,01-0,06

CUADRO N° 2

RESUMEN GENERAL FUNDICIONES

FUNDICION	<u>ENTRADA</u>	<u>SALIDA</u>	<u>EMISION</u>	<u>RECUP</u>	<u>CONC. de Pb en PM10 µgr/Nm3</u>
CHUQUIC	98,09	57,54	40,55	58,7%	0,01-0,06
ALTONORTE	37,97	35,79	2,18	94,2%	0,01-0,34
POTRERILL	17,28	10,23	7,05	60,0%	No data
H.VIDELA L.	112,47	74,70	37,77	66,4%	0,12-1,08
CHAGRES	6,1	4,06	2,04	66,6%	0,02-0,04
VENTANAS	110,41	95,24	15,17	86,3%	0,24-0,02
CALETONES	62,60	43,02	19,58	68,7%	0,01-0,06

CUADRO N° 3

DISTRIBUCION PORCENTUAL PROMEDIO DE PLOMO EN FUNDICIONES DE
CONCENTRADOS DE COBRE (Caso típico: Con H.Flash, CT y CPS)

REACTOR	EN GASES	EN POLVOS	EN ESCORIA	EJE o METAL BLANCO	<u>Concentración Pb en Cucons</u>	<u>Ley en cobre Eje</u>
CT	25%	15%	25%	35%	500 ppm	70%
H. Flash	15%	10%	10%	65%	90 ppm	55%
CPS	43%	2%	43%	1% Blister		
H. Anodos			85%	15% ánodos		
TOTAL	45%	10%	42%	3% ánodos		

INFORME DE LA ESTIMACION DE EMISIONES DE PLOMO AL AIRE POR EFECTO DE LAS FUENTES MOVILES

1. INTRODUCCION

El presente documento contiene el resultado de las estimaciones de emisión de plomo al aire producto de las fuentes móviles que circulan por el territorio nacional. Tales fuentes corresponden específicamente a los vehículos que utilizan gasolina como combustible.

2. ANTECEDENTES CONSIDERADOS

Los antecedentes utilizados para las estimaciones son las siguientes:

- Pre Informe Final del Estudio "Preparación de Antecedentes Técnico Científico para la Elaboración de la Norma de calidad primaria de Plomo", de la Consultora GREDIS.
- Estadísticas de consumo de gasolinas con y sin plomo proporcionadas por la SEC del año 1997.
- Proyecciones de consumo de gasolinas con y sin plomo proporcionadas por ENAP, para los años 2000, 2005, 2010 y 2015.

A partir de estos antecedentes se identificaron y construyeron dos escenarios de estimación y evolución de las emisiones de plomo al aire, producto del uso de gasolinas por parte de los vehículos.

3. SUPUESTOS BASICOS

Para estimar la cantidad de emisiones de plomo producto de fuentes móviles se recurrió a los siguientes supuestos:

- a) La presencia de plomo en las gasolinas viene dada por la norma que regula la composición de tales combustibles, y que es la que se presenta en la siguiente tabla.

Máxima Concentración de Plomo en Gasolinas de Chile

Región	Gasolinas Con Plomo	Gasolinas Sin Plomo
Metropolitana	0,4 gr / lt	0,013 gr / lt
Resto del País	0,6 gr / lt	0,013 gr / lt

Estos valores máximos permitidos constituyen el escenario más desfavorable y por lo tanto más conservador para el análisis.

- b) La emisión de plomo al aire constituye sólo un porcentaje del total de plomo contenido en las gasolinas. Este porcentaje corresponde a los que a continuación se indican, y cuya referencia está en el trabajo "Locating and Estimating Air Emissions from Sources of Lead and Lead Compounds" de la US Environmental Protection Agency, de Mayo de 1998, y que fue reportado por el estudio de GREDIS.

Porcentaje de Plomo Emitido a la Atmósfera, según Tipo de Vehículo

Tipo de Vehículo	Plomo Emitido a la Atmósfera
Opera con gasolina sin plomo	Libera el 40% del plomo a la atmósfera
Opera con gasolina con plomo	Libera el 75% del plomo a la atmósfera

- c) En consecuencia la cantidad de plomo que se libera a la atmósfera por cada litro de gasolina consumida en el país.

Cantidad de Plomo Liberado por cada Litro de Gasolina Consumido

Región	Gasolinas Con Plomo	Gasolinas Sin Plomo
Metropolitana	0,30 gr / lt	0,0052 gr / lt
Resto del País	0,45 gr / lt	0,0052 gr / lt

4. ESTIMACION DE CONSUMO DE GASOLINAS

Como se desprende del acápite 3 de este documento, la estimación de emisiones de plomo a la atmósfera de fuentes móviles, depende principalmente de la cantidad de gasolinas que consumen en el país y su proyección futura. En este ejercicio se han considerado dos estimaciones. Una de ellas corresponde a la efectuada por el consultor GREDIS, en base a cierto estudio econométrico no reportado; la otra estimación corresponde a la proporcionada por ENAP, considerando un escenario pesimista de desarrollo económico del país (mayor retardo en la salida de las gasolinas con plomo del mercado).

Los valores reportados por GREDIS corresponden a las emisiones esperadas que indica la tabla del Anexo A, para los años 1997, 2000, 2005 y 2010. El resto de los valores presentados en dicho anexo, han sido estimados mediante interpolación lineal.

Por su parte, los valores estimados a partir de los antecedentes de la SEC para 1997 y de la ENAP para los años 2000, 2005 y 2010 son los presentados en el Anexo B. De igual forma, el resto de los años fueron obtenidos interpolando linealmente.

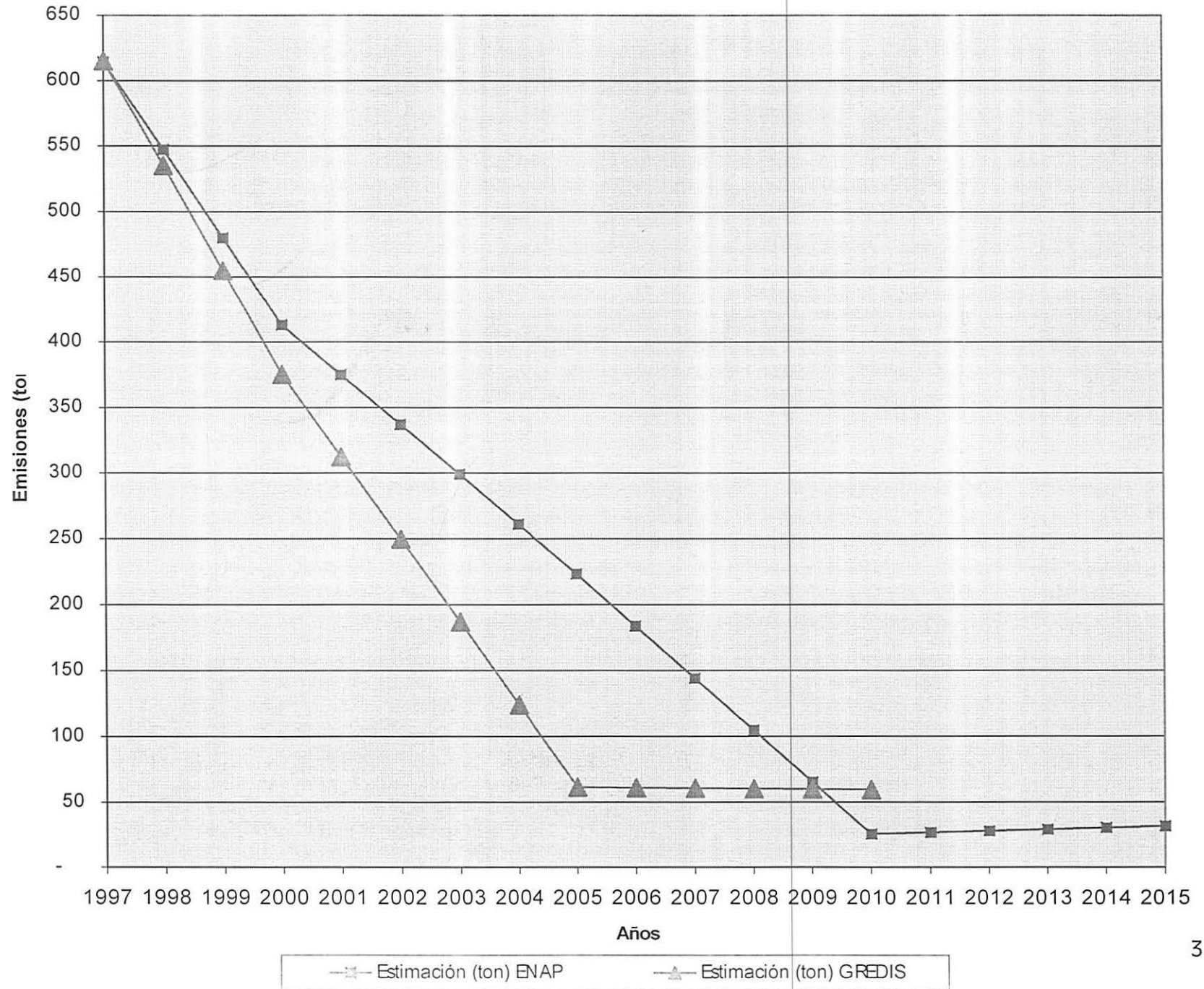
El siguiente gráfico ilustra sobre los resultados obtenidos para cada uno de los escenarios de análisis (estimación GREDIS y estimación ENAP).

5. CONCLUSIONES

De los resultados presentados se concluye que, independiente del escenario de análisis, las emisiones de plomo de fuentes móviles irán disminuyendo drásticamente en los próximos años, tal como ya lo han venido haciendo desde la aplicación de la exigencia de contar con sistemas de control de emisiones para los vehículos nuevos que se comercializan en el país, desde 1992.

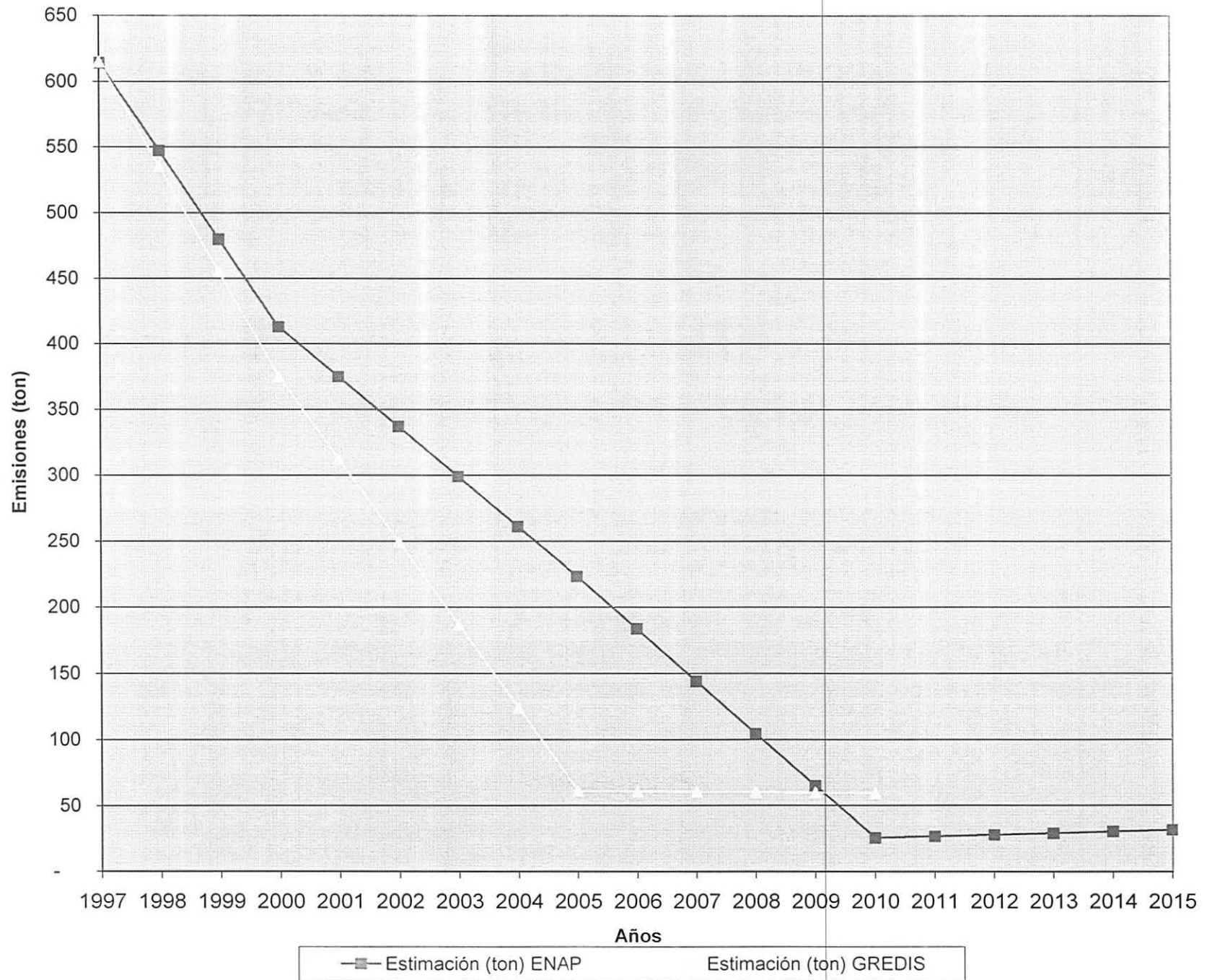
En consecuencia, junto con determinarse que las emisiones de plomo irán bajando, es claro que la medida de control, ya se encuentra en aplicación.

ESTIMACION DE EMISIONES DE PLOMO ANUAL (TON)



000632

ESTIMACION DE EMISIONES DE PLOMO ANUAL (TON)



AYER

COMISION NACIONAL DEL MEDIO AMBIENTE
 DEPTO. DESCONTAMINACION, PLANES Y NORMAS

Reunión Norma Plomo
 Agosto 02 de 1999

Nº	NOMBRE	INSTITUCION	FONO	FAX	E-MAIL
1.	DR. Andrei N. Tchernitchin	Colegio Médico	6786222 / 6786268	6786222	atcherni@machi.med.vchile.cl
2.	Andrés Urrutia A.		8111534	8111534	aurrutia@cipres.cec.vchile.cl
3.	Juan Sánchez Cortés	Sesma	3831355		jsanchez@sesma.cl
4.	Audrea Muñoz	LOAMA			
5.	ERWIN OYANADER	MIN MINERIA	6723566	6737130	uam@neume.cl
6.	Richard Vargas P.	S.S. Concepción	41-201570	41-201585	rvargas@ssconcepcion.cl
7.	EDUARDO GIESEN A.	ENAMI	6375477	6375472	efiesen@enami.cl
8.	German Oyola	CONAMA Bio Bio	41-242991	41-242849	conama8prat@entelchile.net
9.	JUANETTE YEGA	P. Granel	6863038		jvega@pvc.cl
10.	Manuel Cortés B.	S. Salud Antof	209233	2767380	
11.	BEDRICH MACAS KUSAK	RENACE	2234483	2258909	renace@rdc.cl
12.	FLAVIA LIBERONDA	RENACE	2234483	2258909	renace@rdc.cl
13.	M ^o Anzhela Ruiz-Tejle	CONAMA II REGION	55-268200	55-268200	ii.vonama@entelchile.net
14.	Consuelo Jodanis	CONAMA			
15.	Jaime Retamal P.	MINTRATEL	421-3411	6954344	jretamal@mtt.cl
16.					
17.					
18.					
19.					
20.					

000634

**PROCESO DE DICTACION
DE LA NORMA
DE CALIDAD PRIMARIA
PARA PLOMO EN EL AIRE**



CONAMA
 Depto. Descontaminación,
 Planes y Normas
 1998-1999

NOVEDADES

Novedades

Reuniones realizadas por Grupos de Trabajo

- **15 de julio:**
GT "Emisiones de Plomo y Control de Emisiones"
- **28 de julio:**
Metodología para definir el valor de la norma
CONAMA
 Ministerio de Salud
 Ministerio de Minería
 Ministerio de Transporte

Novedades

Estudios:

- **Informe Final**
Estudios de Prevalencia para determinar el nivel de plomo en sangre de niños preescolares y escolares en la Región Metropolitana
- **Informe Final**
Preparación de antecedentes técnico-científicos para la elaboración de la norma de calidad primaria de plomo en aire

CRONOGRAMAS

proceso de dictación de norma

PROCESO DE DICTACION DE LA NORMA DE CALIDAD PRIMARIA PARA PLOMO EN EL AIRE

Se promulgó por: 187

NORMA	nov	dic	ene	feb	mar	abr	may	jun	jul	ago	sep	oct	nov	dic	ene	feb	mar
Resolución de inicio elaboración anteproyecto	17																
Formación de expediente pública	17																
Publicación en Diario Oficial	29																
Publicación en La Nación	26																
Recepción de antecedentes	6				5												
Etapas de estudios científicos y antecedentes	29																
Aprobación Anteproyecto	30												30				
Publicación en Diario Oficial	1																
Publicación en diario circulación nacional	5																
Envío expediente a Consejos Consultivos	2																
Etapas análisis técnica y económica	24												5	24			
Observaciones públicas y privadas al anteproyecto	30												1	30			
Análisis de observaciones y proyecto definitivo	15													31			11
Aprobación por Consejo Ministros	30																30

actividades
Comité Operativo y Ampliado

ACTIVIDADES	abr	may	jun	jul	ago	sept	oct	nov
Reunión Com. N. Operativo y Ampliado		10						
Reunión Com. N. Operativo y Ampliado			21					
Reunión Com. N. Operativo y Ampliado				28				
Reunión Com. N. Operativo y Ampliado					30			

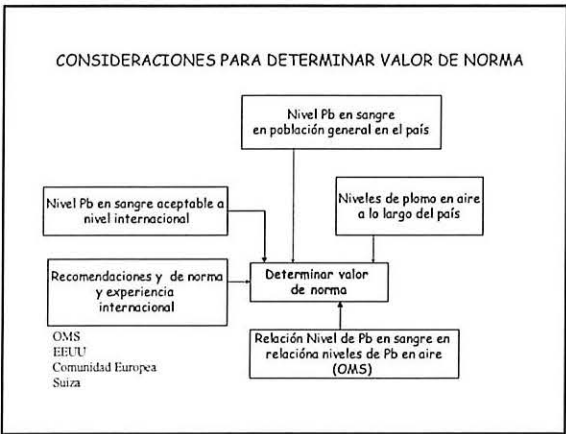
Lunes 02 de Agosto:

- Presentación Avance GT Emisiones de Plomo y Control de Emisiones
- Presentación Avance GT Fiscalización
- Propuestas de Metodologías para definir el valor de norma

Martes 03 de Agosto:

- Seminario estudio

METODOLOGIA DEFINICION VALOR NORMA



METODOLOGIA

- Se generarán los siguientes informes de los GT
 - Plomo en Población y Plomo en Aire
 - Metodologías de Medición
 - Fiscalización
 - Normas Internacionales
 - Emisiones de plomo
- Se formará un nuevo Grupo de Trabajo

* ya están listos

Grupo de Trabajo

Objetivo:
Generar propuestas de valor de norma en base a metodología y los siguientes antecedentes:

- Estudios disponibles
- Informes de Grupos de Trabajo
- Otros (Expediente)


Composición:

- CONAMA Depto. Descontaminación, Planes y Normas (coordinador)
- Ministerio de Salud
- Ministerio de Minería
- Ministerio de Transporte

Actividades:

- Generar alternativas de procedimiento de determinación de la norma
- Análisis de las alternativas (información disponible, ventajas, desventajas, etc.)
 - Discusión en Comité Operativo
- Elección de la alternativa y desarrollo en detalle
 - Discusión en Comité Operativo y Ampliado
- Generar propuesta de norma en base a alternativa seleccionada
 - Discusión en Comité Operativo y Ampliado

PROXIMOS PASOS

- 
- Entrega de informes de GT (agosto)
 - Reuniones de GT Valor de Norma (agosto)
 - Reunión Comité Operativo (30 de agosto)
 - Reuniones GT Valor de Norma
 - Reunión Comité Operativo y Ampliado (13 de septiembre)
 - Presentación Metodologías de Medición
 - Presentación Procedimiento para determinar valor norma

ACTA DE REUNION DE COMITÉ OPERATIVO Y COMITÉ AMPLIADO**FECHA REUNION** : 2 de Agosto de 1999**LUGAR** : CONAMA -Santiago**HORARIO** : 15:00 – 17:30 hrs.**ASISTENCIA :**

Andrei N. Tchernitchin	Colegio Médico de Chile
Bartolomé Alfaro	CODELCO
Elliot Cohen Jimenez	Fundición Alto Norte
Anibal Mege	SOFOFA
Fernando Cacho	Intendencia R.M.
Richard Vargas	Servicio de Salud de Concepción
Ramón Gutierrez	SEC
Jaime Retamal	MTT (Subsecretaría. Transportes)
Manuel Cortés	S. Salud Antofagasta
Erwin Oyanader	Min. Minería
Carlos Salvo	SONAMI
Rodrigo Cerda Candia	O.P.S
Andrea Varas	CNE
Juan Sánchez Cortéz	SESMA
Bedrich Macas Kusák	RENACE
Flabia Liberona	RENACE
María Angéliza Ruiz-Tagle	CONAMA II Región
Rodrigo Lucero	CONAMA
Maritza Jadrijevic	CONAMA
Andrea Urrutia	Memorista Universidad de Chile

Tabla :

1. Presentación de propuesta de metodología para establecer el valor de la norma
2. Presentación Avance del grupo de trabajo “ Emisiones de plomo”
3. Presentación de avances del grupo de trabajo “ Fiscalización”

Desarrollo:

- 1.- Andrea Muñoz presenta el estado de avance del proceso dando cuenta de las reuniones de los grupos de trabajo.
Presenta además los antecedentes generales y resultados de estudios realizados por CENMA.
Presenta la metodología para determinar el valor de la norma, el grupo de trabajo, las actividades programadas y su cronograma.
2. El Sr. Manuel Cortés del Servicio de Salud de Antofagasta presenta el trabajo del grupo de fiscalización. En esta presentación se plantean las siguientes preguntas.

El Representante de SONAMI pregunta como se va a financiar la fiscalización. Se indica que esto no está aun definido, pero que sería lógico aprovechar las redes y recursos ya existentes de los Servicios de Salud.

El S.S. de Concepción advierte que debe ponerse atención en las otras vías de ingreso del plomo al organismo, a lo cual se responde que esto sería materia de otra norma.

Se plantean una serie de dudas respecto a incluir los valores de plomo en sangre en el sistema de fiscalización(SONAMI, ENAMI), ya que si la vía de ingreso no fuera la inhalación, este sería un indicador biomédico que no reflejaría la situación que se esta normando. Además se plantea que la norma debe controlarse midiendo sólo el plomo en aire, y que el plomo en sangre es un problema de salud pública, que puede provenir de otros factores y por lo tanto debe ser independiente de la norma.

Se exponen varios argumentos contrarios a la posición anterior (SESMA, Colegio Médico, Servicios de Salud Antofagasta y Concepción, CONAMA II Región , CONAMA, Min. Transportes). Si bien estos indicadores no van explícitamente en la norma son una buena herramienta para pesquisar si la norma se está cumpliendo o si hay otros factores que están incidiendo en los valores de plomo en sangre. CONAMA por su parte recuerda el objetivo del grupo de fiscalización, que es apoyar la aplicación de la norma con un plan inicial que prepare el camino que deberán desarrollar los Servicios de Salud como entes fiscalizadores.

Además se indica que el nivel de plomo en sangre es un indicador que se obtiene fácilmente y a bajo costo, por lo cual puede ser una herramienta para priorizar las zonas en que deberá monitorearse plomo en calidad de aire y de esta manera optimizar los recursos disponibles para la fiscalización de esta norma.

3.- Rodrigo Lucero presenta el trabajo del grupo de emisiones.

Emisiones de fuentes móviles

El representante del Ministerio de Transportes explica las diferencias entre las estimaciones realizadas por la consultora GREDIS y lo entregado por la estimación de ENAP de las emisiones de las fuentes móviles.

El Colegio Médico pregunta por qué no plomo de la gasolina pasa al aire. M. Transportes responde que según la E.P.A., el 75 % del Pb se emite al aire en los vehículos no catalíticos, y el 40 % en el caso de los vehículos catalíticos. Se solicita explicar donde queda retenido el plomo, a lo cual la Srta. Urrutia indica que una parte queda en el tubo de escapes del vehículo, otra parte en el catalizador. M. Transportes se compromete a averiguar para dar una respuesta más completa.

Emisiones de Fundiciones

Después de la presentación de los datos de emisiones, MINMIN indica que la información tiene algunas incertezas y que se está trabajando para precisar la información. CODELCO indica que los sistemas de control deberían dar cuenta de una mayor captura de Pb, sin embargo en los balances de masa esto no se refleja.

El S. Salud de Concepción indica que es necesario incorporar la información entregada por el mismo, respecto a los contenidos de Pb en la madera, ya que según sus propios estudios se encuentra hasta 30 ppm. en las cenizas de leña, y dados los volúmenes de leña que se quemán en la R. M y en Temuco esta sería una fuente de Pb no despreciable.

000640

RENACE indica que las pinturas y la loza son fuentes que se deberían considerar. La SOFOFA aclara que en Chile el Pb se usa como pigmento sólo en algunos tipos de pinturas, y que las pinturas empleadas para la fabricación de objetos utilizados por niños, eliminaron hace tiempo el plomo. El Colegio Médico señala que el problema está en las pinturas antiguas, que al rasparse para repintar, se liberan cantidades importantes de plomo. Agrega además que no hay fiscalización de las pinturas importadas y en juguetes para niños y lápices.

La Srta. Urrutia dice que hay que considerar los factores de emisión utilizados para estimar las emisiones de las fundiciones secundarias de plomo, es decir las recuperadoras de baterías, corresponden a la E.P.A. Esto arroja resultados que no reflejan la situación real del país ya que aquí se usan hornos rotatorios y procesos batch, distintos a los utilizados en E.E.U.U.

Andrea Muñoz
Depto. Descontaminación, Planes y Normas
CONAMA

ACTA DE REUNION DE COMITÉ OPERATIVO Y COMITÉ AMPLIADO**FECHA REUNION** : 3 de Agosto de 1999**LUGAR** : CONAMA -Santiago**HORARIO** : 10:00 – 13:30 hrs.**ASISTENCIA** :

Andrei N. Tchernitchin	Colegio Médico de Chile
Fernando Cacho	Intendencia R.M.
Boris Didic	R.P.C
Richard Vargas	Servicio de Salud de Concepción
Ramón Gutierrez	SEC
Jaime Retamal	MTT (Subsecretaría. Transportes)
Manuel Cortés	S. Salud Antofagasta
Erwin Oyanader	Min. Minería
Carlos Salvo	SONAMI
Andrea Varas	CNE
Juan Sánchez Cortéz	SESMA
Bedrich Macas Kusák	RENACE
Flabia Liberona	RENACE
Germán Oyola	CONAMA VIII Región
Rodrigo Lucero	CONAMA
Maritza Jadrijevic	CONAMA
Andrea Urrutia	Memorista Universidad de Chile

Tabla :

1. Seminario sobre estudio “ Preparación de Antecedentes Técnicos - Científicos para la Elaboración de la Norma de Calidad Primaria de Plomo en Aire”:

Temas presentados:

- Efectos del plomo en la salud
- Fuentes emisoras de plomo en el país
- Tecnologías de abatimiento de emisiones
- Diagnóstico de plomo en el aire del país.

Desarrollo

A la presentación de las fuentes emisoras se hicieron las siguientes observaciones:

ENAMI indica que en la estimación de las emisiones de plomo provenientes de las fundiciones de cobre, no se consideraron las plantas de ácido, lo cual no tiene sentido. A esto se respondió que la estimación se hizo con la escasa información entregada por las fundiciones.

R.P.C indica que faltó considerar las emisiones provocadas en el proceso de reciclado de baterías, que son más de 3.000.000 anuales, lo que equivale a aproximadamente a la emisión ton/plomo al año.

El Colegio Médico señala que hay 6 fundiciones clandestinas en la R. M, que deberían considerarse.

El S. De Salud de Concepción acota que no se han considerado las emisiones provenientes de la quema de leña.

Respecto a la presentación de plomo en aire, el Colegio Médico señala que la población Santa María presentó valores más altos de plomo en sangre y que la calidad del aire es buena. Se indicó que en el caso de los acopios debe medirse plomo en el PTS.



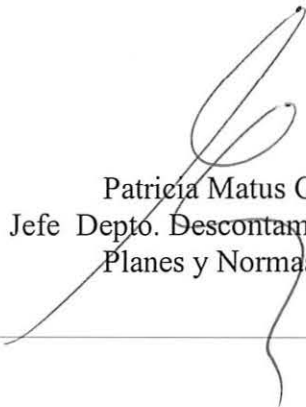
Andrea Muñoz
Depto. Descontaminación, Planes y Normas
CONAMA



**COMISION NACIONAL DEL MEDIO AMBIENTE(CONAMA)
UNIDAD DE DESCONTAMINACION, PLANES Y NORMAS**

Con fecha 06 de Agosto de 1999 se archivó bajo el número que a continuación se indica el siguiente antecedente para la elaboración de la norma de calidad primaria para plomo en el aire:

9-NOR-3/98: Informe Final "Estudio de prevalencia para determinar el nivel de plomo en sangre de niños preescolares y escolares en la Región Metropolitana, realizado por el Cenma.



Patricia Matus C.
Jefe Depto. Descontaminación,
Planes y Normas

A Pilot Study of Lead and Cadmium Exposure in Young Children in Stockholm, Sweden: Methodological Considerations Using Capillary Blood Microsampling

M. Berglund¹, B. Lind¹, E. Lannerö², M. Vahter¹

¹ Institute of Environmental Medicine, Karolinska Institute, Box 210, S-171 77 Stockholm, Sweden

² Kronan Primary Health Care Center, Sturegatan 4, S-172 31 Sundbyberg, Sweden

Received: 20 October 1993/Revised: 29 January 1993

Abstract. A capillary blood microsampling technique was tested among urban young children in Stockholm. Blood lead (BPb) and hemoglobin (Hb) concentrations were determined in capillary blood obtained by fingerstick from 41 children, 13–20 months old, and the accompanying parent. The quality control included control for lead (Pb) and cadmium (Cd) contamination of material and equipment used for blood sampling, washing procedures for the hands and fingers to be punctured, comparisons of Pb and Cd concentrations in blood obtained by fingerstick and by brachial vein puncture from the same individuals, analysis of external quality control samples for Pb and Cd in blood together with the collected samples, and evaluation of the analytical performance using linear regression analysis.

The results showed that blood sampling material may contaminate the blood samples with amounts of Pb and Cd that would seriously influence the monitoring results in the low concentration range (<100 µg Pb/L and <1 µg Cd/L). However, it is possible to obtain reliable BPb concentrations (>10 µg Pb/L), but not BCd concentrations (<1 µg Cd/L), with the capillary blood microsampling technique tested provided that a strict quality control is applied. The sampling procedure tested was well accepted by the children and their parents. The children's median BPb concentration (27 µg/L; range 9–73 µg/L) was similar to the median BPb concentration of their parents (27 µg/L; range 7–74 µg/L). However, the correlation between child and parent BPb concentrations was poor ($R^2=0.20$), which may indicate different sources to Pb exposure in children and parents.

Soil and dust are potential sources of lead exposure among young children. Several studies have demonstrated an association between blood lead (BPb) concentrations in small children and lead in soil and dust (Rabinowitz and Bellinger 1988; Thornton *et al.* 1990; Levallois *et al.* 1991; Baghurst *et al.* 1992a; Weitzman *et al.* 1993), originating from vehicle exhaust

emission (leaded gasoline), mining and smelting activities, industrial emissions, and leaded paint. Airborne lead deposited on the ground forms insoluble complexes with organic materials, or salts, or is absorbed into soil minerals, which lead to accumulation in the top soil layer. Lead is transferred to the indoor environment via soil and dust and airborne particulate.

Lead concentrations in soil and dust may range widely. In urban areas, median top soil lead concentrations of 300 µg/g, and indoor dust concentrations of 500 µg/g have been reported (Thornton *et al.* 1990). There are only limited data available on lead concentrations in soil and dust in Stockholm. In 1989, lead concentrations in top soil were in the range of 30–300 µg Pb/g soil dry weight (Victorin *et al.* 1990). A median concentration of 360 µg Pb/g indoor dust have been reported (90-percentile: 850 µg/g; Bruaux and Svartengren 1985). These data indicate that lead concentrations in soil and dust in Stockholm are equal to other urban areas.

The lead content of gasoline has decreased from about 0.8 g/L in 1963 to 0.15 g/L in 1981. Unleaded gasoline has been available at most gas stations since 1987. About 90% of the petrol distributed today throughout the country is unleaded (The Petroleum Institute, Stockholm, personal communication). The BPb concentration in the general adult population in Sweden, including school children, has decreased (Elinder *et al.* 1986; Schütz *et al.* 1989; Vahter *et al.* 1991) with the decreasing lead concentrations in gasoline and thereby decreasing air lead concentrations (0.2 µg Pb/m³ downtown Stockholm, 20% of the concentrations measured in 1979, Stockholm Environmental Administration, personal communication). A gradual replacement of food cans with lead soldered side seams by welded cans or other types of packages may also have contributed to the lowered blood lead concentrations (Jorhem and Slorach 1987).

There is a lack of BPb data in Sweden for the age group most at risk. Children between 1 and 3 years of age are most at risk for exposure to lead in soil and dust through their normal hand-to-mouth activities. The younger children have a higher gastrointestinal uptake of lead, and are more susceptible to lead related neurobehavioral toxicity than are older children and adults (Ziegler *et al.* 1978; Davis 1990). Several recent studies have linked low-level lead exposure in early development/childhood with disturbances in early physical and mental devel-

Correspondence to: M. Berglund

Table 1. Amounts of lead (Pb) and cadmium (Cd) in leach solutions after approximately 18 h of leaching (detection limits, *i.e.*, mean of blanks + 3 SD of mean of blanks, or the median and range of metal amounts detected, are given)

Leakage tests	ng Pb	ng Cd
Minilance® (CCS Clean Chemical Sweden AB, Borlänge, Sweden)		
Unopened packages		
White lancets in about 5 g of acid (N = 5)	≤2.6	≤0.11
Green lancets in about 5 g of acid (N = 6)	≤2.6	≤0.11
Opened package		
White lancets, from a hospital laboratory, in about 5 g of acid (N = 6)	Med 4.1 Range ≤2.6–9.7	≤0.11
Sampling spoon (Microvette®, Sarstedt AB, Landskrona, Sweden), 18 h		
In 12–13 g of acid (N = 5)	≤13	Med 0.47 Range ≤0.15–9.9
In 5 g of acid (N = 6)	Med ≤2.6 Range ≤2.6–4.4	≤0.11
Acid washed prior to test		
In 5 g of acid (N = 6)	≤2.6	≤0.11
Detection limits in acid solution	0.5–1.0 ng/g	0.02–0.05 ng/g

opment and in later intellectual functioning in young children (Bellinger *et al.* 1987, 1991, 1992; Dietrich *et al.* 1991, 1992; McMichael *et al.* 1988; Baghurst *et al.* 1992b; Needleman *et al.* 1990). On the basis of recent investigations, demonstrating neurotoxic and other adverse effects of lead at BPb concentrations of about 100 µg/L, and possibly lower, with no apparent threshold, the U.S. Centers for Disease Control (CDC) reduced the intervention concentration from 250 µg Pb/L blood to 100 µg Pb/L (0.48 µmol Pb/L), and proposed a concentration for medical treatment of 200 µg Pb/L (CDC, 1991).

Against the background of the evidence of neurobehavioral effects at very low concentrations of lead in blood, there is a need to screen potentially lead exposed young children. Determination of BPb is widely used for evaluation of individual lead exposure, and there is a need to develop a method for blood collection that is practical and acceptable to the children and parents, and which enable a reliable, accurate and precise determination of BPb in the low concentration range (below 100 µg/L).

The main objectives of this study were to develop and test a capillary blood microsampling technique for determination of low concentrations of BPb and to obtain some preliminary information on BPb concentrations in young children in an urban area in Sweden. Since previous studies (Nackowski *et al.* 1977; Berglund *et al.* 1989) have indicated that blood sampling materials may contain lead and cadmium in quantities that would invalidate the results of these metal concentrations in small volumes of blood in the low concentration range, special emphasis was put on the test of materials and equipment.

Materials and Methods

The determination of lead and cadmium in materials used for capillary blood sampling was carried out by simulated blood sampling and leakage tests, using 0.03 M nitric acid (HNO₃). The rationale for using a weak acid (pH 1.5) was to screen the material for possible metal content. At pH 1.5, lead and cadmium will remain in solution in a pure solution (Smith 1973a, 1973b). Test tubes, with and without EDTA or heparin (Venoject®, VT 100-H, 10 ml, green stopper, made of borosilicate glass, and needles, Terumo Co, Tokyo, Japan, and Microvette®, CB 300 and 1000, made of polypropylene, Sarstedt AB, Landskrona,

Sweden), sampling spoons (Microvette®, Sarstedt AB, Landskrona, Sweden), glass capillaries (Microcaps®, made of borosilicate glass, Drummond Scientific Co, USA), lancets (Minilancet®, CCS Clean Chemical Sweden AB, Borlänge, Sweden), and medical plaster spray (Nobecutan®, Astra Tec, Mölndal, Sweden) were taken directly out of unopened packages and tested. For comparison, the materials were also tested after acid washing according to Tables 1 and 2. Concentrations and amounts of lead and cadmium were determined in the acid solutions after simulated blood sampling and in the leach solutions after approximately 18 h, *i.e.*, the materials were leached over night for practical reasons. It was assumed that no further leakage of lead and cadmium would occur after that period of time.

During blood sampling, contamination from the skin may give rise to erroneously high lead and cadmium values. A washing procedure for the hand and finger to be punctured was used in order to avoid contamination of the blood during collection (Bratzel and Reed 1974). The hand and fingers were carefully cleaned with soap and water, using a brush, followed by cleaning with a 1% HNO₃ solution and a brush. Finally, the fingers were rinsed with distilled water and dried with metal-free tissue paper (Kleenex®), from clean towards unclean, *i.e.*, from the finger tips towards the arm wrist.

In order to test the contamination of the microsampling technique, lead concentrations in blood obtained both by finger puncture and by venous puncture from each of nine adults were compared. The hand and fingers were carefully cleaned prior to puncture, following the procedures described above. An autolancet (Minilancet®, CCS Clean Chemical Sweden AB, Borlänge, Sweden), was used for finger puncture. One, or in most cases, two capillary blood samples (300–500 µl) was collected in acid washed Microvette® CB 1000 tubes (Sarstedt AB, Landskrona, Sweden) containing 5 µl EDTA solution (0.15 g EDTA/ml water added corresponding to 1.5 mg EDTA/ml blood), using the Microvette® system sampling spoon or pipette. Venous blood was obtained from the cubital vein after disinfection with 70% isopropylalcohol, using evacuated Venoject® tubes containing heparin (VT 100-H, Terumo Co, Tokyo, Japan) and the Venoject® system needles. Prior to sampling, the personnel involved in the blood sampling were instructed how to avoid contamination of samples, *e.g.*, by thorough hand hygiene, and by avoiding contact between the sampling material and any unclean material prior to fingerstick. Furthermore, the nurses involved in sampling had to be non-smokers.

Capillary blood (300–500 µl) was collected from a group of children (N=41, 13–20 months old, mean age: 17.3 months, S.D. 1.8), at their regular 18 months health control at a pediatric clinic, in February through April, and October 1991. The parents of the children scheduled for health control during the study periods were asked by a mailed

Table 2. Concentrations of lead (Pb) and cadmium (Cd) in leach solutions approximately 18 h after simulated blood sampling (detection limits, *i.e.*, mean of blanks + 3 SD of mean of blanks, or the median and range of concentrations are given). Concentrations of Pb and Cd in leach solutions from glass capillaries are the average concentrations of 5–10 capillaries, the number required to get 500 μ l of eluate

Simulated blood sampling	ng Pb/g acid	ng Cd/g acid
Glass capillaries (borosilicate glass), Microcaps® (Drummond Scientific Co., USA)		
Unopened packages		
50 μ l, without EDTA or heparin, N = 10 to get 500 μ l eluate	4.0	\leq 0.04
100 μ l, without EDTA or heparin (N = 5 + 5 + 5) and transferred to Eppendorf tubes	3.3, 3.6, and 3.6	\leq 0.07
50 μ l with heparin (N = 10 + 10)	3.3 and 3.9	2.2 and 2.2
100 μ l with heparin (N = 10 + 10)	3.7 and 3.8	1.5 and 1.7
100 μ l with EDTA (N = 5 + 5)	5.8 and 6.5	1.6 and 1.6
Acid washed prior to test		
50 μ l (N = 5 + 5)	\leq 0.7	\leq 0.04
100 μ l (N = 5 + 5)	\leq 0.7 and 0.9	\leq 0.04 and 0.05
Venoject® tubes (borosilicate glass) (VT 100-H, 10 ml, green stopper; Terumo Co., Tokyo, Japan) + needle, with heparin (N = 6)		
	Med 1.0 Range 0.3–1.7	Med 0.06 Range 0.04–0.11
Microvette® tubes, polypropylene (Sarstedt AB, Landskrona, Sweden)		
Unopened package		
CB 300, 300 μ l (N = 10)	Med \leq 1.0 Range \leq 1.0–3.3	Med 0.06 Range \leq 0.05–0.25
CB 1000, 1000 μ l (N = 5 + 12)	\leq 1.0 and \leq 0.5	Med 0.04 Range \leq 0.03–0.1 and Med \leq 0.02 Range \leq 0.02–0.04
Acid washed prior to test		
CB 1000, 1000 μ l (N = 12)	Med \leq 0.5 Range \leq 0.5–0.6	Med \leq 0.02 Range \leq 0.02–0.08
Detection limits in acid solution	0.5–1.0 ng/g	0.02–0.07 ng/g

letter to let their child participate in the blood lead study at their scheduled visit to the clinic. There was a fairly great interest to participate in the study, 75% of the parents invited accepted by mail or phone to have their child participate in the study. However, only 48% (N=45) of these children came to the clinic. Reported absence was due to illness, forgetfulness, lack of time, or no reason at all. The parent accompanying the child was asked to donate a capillary blood sample as well. Most of them (N=35) accepted. All children lived in an old urban area, close to the central parts of Stockholm, with moderate traffic density.

Immediately after the cleaning procedure described above, the child was placed in the parent's lap. Finger puncture was carried out, using the Minilancer®, and blood was collected in either acid washed Microvette® tubes, CB 300 (300 μ l) or CB 1000 (750 μ l), or in acid washed 100 μ l glass capillaries (Microcaps®, Drummond Scientific Corp, USA) and transferred to acid washed 0.5 ml Eppendorf tubes (Claeson and Skafte, Göteborg, Sweden). EDTA solution (0.15 g EDTA/ml water, corresponding to 1.5 mg EDTA/ml blood collected) was added to the acid washed blood tubes before sampling. The lead and cadmium concentrations of the EDTA solution were below the detection limits (mean blank value + 3 standard deviations of the mean blank value; 1.02 ng Pb/g and 0.05 ng Cd/g). The blood samples were kept deep frozen (-20°C) until analysis.

An additional 20 μ l blood sample was collected at the clinic for hemoglobin (Hb) determination. Immediately after the sampling, Hb was analyzed spectrophotometrically at 540 nm in a Photometer (AI 204, Analysinstrument, Sweden), using 5 ml reagent (potassium cyanide and hexacyanoferrate; Bioreagens, Ellös, Sweden) and a standard solution of cyanmethemoglobin (BDH Laboratory supplies, Poole, England).

External quality control (QC) samples of bovine blood, spiked with various concentrations of lead and cadmium (Vahter and Friberg 1988), were analyzed together with the collected samples. Concentra-

tions of lead and cadmium in blood were determined according to the method described by Stoeppler *et al.* (1978) and Stoeppler and Brandt (1980), after certain modifications (Vahter *et al.* 1991). In the present study, two subsamples of 0.1 ml blood were deproteinized by addition of 0.4 ml of 0.8 M nitric acid. The supernatant was analyzed for lead and cadmium using graphite furnace atomic absorption spectrophotometry (GFAAS) in conjunction with L'vov platform, background correction, and peak area evaluation (Perkin-Elmer Model 5000 Zeeman, HGA-500, autosampler AS-40, PE computer Model 7500). The same analytical instrumentation was used for determination of lead and cadmium in the HNO_3 solutions from the simulated blood sampling and leakage tests.

The analytical performance evaluation was based on linear regression analysis of the laboratory results of the QC sample analyses vs the QC reference values in order to detect possible systematic analytical errors, within the range of concentrations of the collected samples (Vahter 1982).

The study was approved by the Ethics Committee of Karolinska Institutet, Stockholm.

Results

The results of the analytical performance evaluation is given in Figure 1. With the regression line inside the acceptance interval (indicated by broken lines in the figure) around the ideal line $y=x$, it is ascertained with 90% power that the true regression line does not fall outside the interval defined by $\pm(5\%x+2\sigma)$ where σ is the estimated error of the method, based on several analytical runs. With a statistical power of 90%, the true regression line for BPb does not fall outside the interval $y = x \pm$

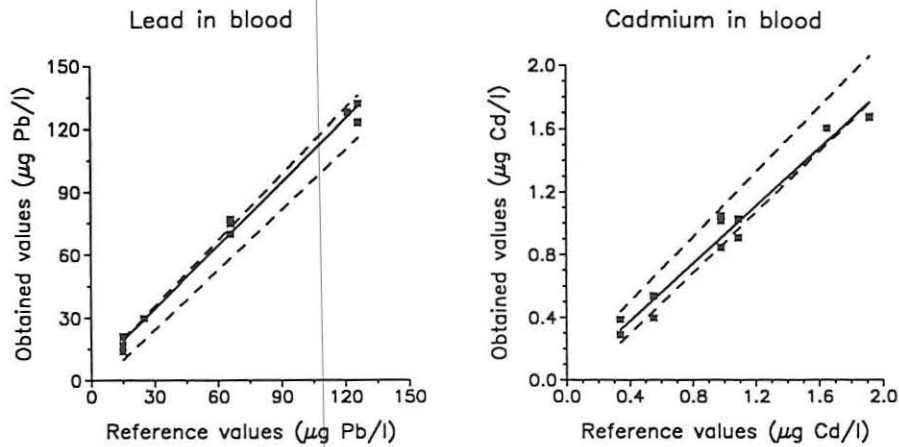


Fig. 1. Results of the analyses of external quality control samples (obtained values) versus the reference values for lead (left) and cadmium (right) evaluated by linear regression analysis. The broken lines indicate the acceptance intervals for the regression lines. With a statistical power of 90%, the true regression line for BPb does not fall outside the interval $y = x \pm (0.05x + 6)$ and the true regression line for BCd does not fall outside the interval $y = x \pm (0.05x + 0.13)$.

($0.05x + 6$) and the true regression line for BCd does not fall outside the interval $y = x \pm (0.05x + 0.13)$. The empirical residual deviations (error of the method) for lead and cadmium were $4.2 \mu\text{g Pb/L}$ and $0.09 \mu\text{g Cd/L}$, respectively, which was fairly close to the estimated values of σ of 3.0 and 0.06, respectively for lead and cadmium. Thus, it can be assumed that the analytical accuracy of BPb and BCd determinations were satisfactory.

The results of the leakage tests and simulated blood sampling are presented in Tables 1 and 2, respectively. The lancet and the sampling spoon were found suitable for collection of blood for lead determination. However, the results showed that once a package was opened, the material might be contaminated if measures were not taken to avoid it. The Microvette® sampling spoon, which leached cadmium, is not suitable for collection of blood samples to be analyzed for cadmium at low concentrations ($<1 \mu\text{g Cd/L}$ blood). The simulated blood sampling tests showed that glass capillaries were contaminated by both lead and cadmium. The Eppendorf tubes (not shown in the table, Claesson and Skafte, Göteborg, Sweden) have repeatedly been tested by leakage tests using 0.03 M HNO_3 , and the metal concentrations have been below detection limits of the GFAAS method at each occasion. Thus, they were considered suitable for blood storage. Metal concentrations in the acid solutions after simulated blood sampling, using the Microvette® tubes, were below limits of detection, and thus, were found suitable for collection of blood, to be used for lead and cadmium determination. No influence on lead or cadmium concentrations was seen if the tubes were stored upside down during the leakage tests. Lead and cadmium concentration in Nobecutan® medical plaster were below detection limits (0.3 ng Pb/g and 0.02 ng Cd/g).

Each batch of the Venoject® tubes and needles tested (VT 100-H, 10 ml, green stopper, containing heparin, Terumo Co, Tokyo, Japan) have repeatedly been found to contain very low concentrations of both lead and cadmium, and hence they are considered suitable for determination of both lead and cadmium in blood (Vahter 1982; Berglund *et al.* 1989). The comparison of lead and cadmium concentrations in blood obtained by both finger puncture and by venous puncture at the same time from each of nine adult subjects is shown in Table 3. Lead concentrations in blood obtained by finger stick were not significantly different statistically from lead concentrations in blood obtained from the brachial vein ($p=0.112$, paired t-test) while

Table 3. Comparison of BPb ($\mu\text{g Pb/L}$ blood) and BCd ($\mu\text{g Cd/L}$ blood) levels in blood obtained from the brachial vein (Venoject®) and fingerstick (Microvette®) from the same individual at the same time ($N = 9$)

Venoject® with heparin (10 ml)		Microvette® CB 1000 with a spoon		Microvette® CB 1000 with a pipette	
Pb	Cd	Pb	Cd	Pb	Cd
22	0.2	19	0.6 ^a	29 ^a	— ^c
40	3.0 ^b	33	2.6 ^b	37 ^a	3.1 ^b
23	≤ 0.2	25 ^a	0.4 ^a	24	≤ 0.2
39	0.2	47	0.5 ^a	41	0.6 ^a
25	≤ 0.2	39	0.8	— ^c	— ^c
16	0.2	24 ^a	0.2 ^a	14 ^a	0.4 ^a
38 ^a	$\leq 0.2^a$	— ^c	— ^c	42 ^a	0.3 ^a
18 ^a	≤ 0.2	— ^c	— ^c	18 ^a	— ^c
30 ^a	0.5 ^a	29	0.6	36 ^a	0.6 ^a

Detection limits (mean of blanks + 3 SD of mean of blanks): $3 \mu\text{g Pb/L}$ and $0.2 \mu\text{g Cd/L}$

^aA single determination due to small blood volume

^bSmoker

^cNot enough blood obtained at sampling for analysis

cadmium in blood obtained by fingerstick differed significantly from that obtained by venous puncture ($p=0.034$).

The children and parents accepted the washing procedure and blood sampling very well. However, in 9% of the children it was not possible to obtain enough blood for the analysis from the finger, due to rapid coagulation of the blood or to non-cooperation. The personnel involved in the sampling must be well trained and experienced in collecting blood from young children. A more experienced collector achieved more blood from each child and had less problem with non-cooperative children than a less experienced nurse in the present study.

There were no differences in median blood lead concentrations or ranges between children and parents (Table 4), but the correlation of child-parent blood lead concentration was poor ($R^2=0.20$; $N=35$). The linear regression line of child BPb vs parent BPb is shown in Figure 2.

The Hb concentrations (Table 4) were within normal ranges for both children and parents (reference values: $100\text{--}150 \text{ g/L}$, $115\text{--}147 \text{ g/L}$, and $131\text{--}163 \text{ g/L}$ for children, women, and men, respectively; Fernlund *et al.* 1991), except for two boys having

Table 4. Concentrations of lead in blood ($\mu\text{g Pb/L}$), and hemoglobin (g/L blood) among children ($N = 41$) and parents ($N = 35$)

	Child		Parent	
	Pb	Hb	Pb	Hb
Mean \pm SD	27 \pm 12	118 \pm 10	29 \pm 14	134 \pm 12
Median	27	118	27	132
95%-il	48		54	
Range	9-73	91-139	7-74	110-167
Number	41	38	35	31

Detection limits (mean of blanks + 3 SD of mean of blanks): 5 $\mu\text{g Pb/L}$ and 0.2 $\mu\text{g Cd/L}$

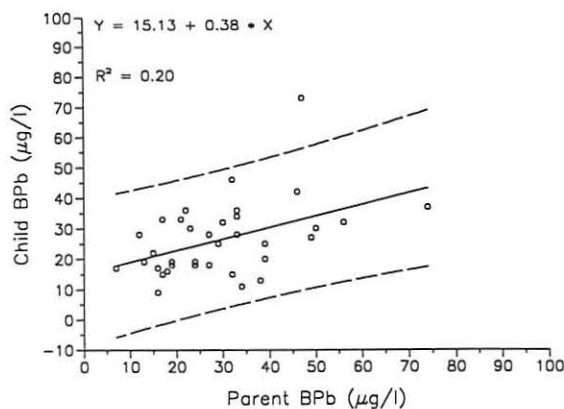


Fig. 2. Result of linear regression analysis of child blood lead level ($\mu\text{g Pb/L}$) vs parent blood lead level ($N=35$ child-parent pairs). The broken lines indicate the 95% confidence interval of the regression line

Hb concentrations of 91 and 93 g/L , respectively, two women having Hb concentrations of 110 and 113 g/L , respectively, and one man having a Hb concentration of 167 g/L .

The median blood lead concentrations for girls (28 $\mu\text{g/L}$; $N=22$) and boys (25 $\mu\text{g/L}$; $N=19$) were not statistically significant different ($p=0.724$, Mann-Whitney rank sum test). The average Hb concentrations were 121 g/L for girls and 114 g/L for boys, which were statistically significant different ($p=0.012$, Student's t -test). Since lead in blood is associated with Hb (Bartrop and Smith 1971), the BPb for girls and boys were adjusted to the overall group average Hb for children of 118 g/L . This procedure further decreased the (non-statistically significant) difference in BPb between girls and boys. The adjusted BPb concentrations were 27 $\mu\text{g/L}$ ($28/121 \cdot 118$) and 26 $\mu\text{g/L}$ for girls and boys, respectively.

Out of the 35 parents included in the study, four were men. It has been shown that males have higher lead concentrations in blood than females (Vahter 1982), which may be due to the higher number of erythrocytes and higher Hb concentrations found in males compared to women. If males ($N=4$) were excluded in the linear regression analysis of child BPb versus parent BPb, the correlation was $R^2=0.20$ ($y = 15.08 + 0.38x$; $N=31$). Two of the women included in the linear regression analysis had Hb concentrations below the reference values (113 and 110, respectively). If these women were excluded from the analysis, the correlation was $R^2=0.17$ ($y = 15.77 + 0.38x$; $N=29$).

Discussion

Lead and cadmium contamination of blood samples during sampling, storage and/or analysis, may significantly influence the BPb and BCd data and thereby seriously invalidate study results and conclusions. Earlier studies have shown that blood collecting tubes may contain amounts of lead and cadmium large enough to invalidate the blood measurement data (Nackowski *et al.* 1977; Meranger *et al.* 1981; Berglund *et al.* 1989). The tube material, the colored stoppers, and the anticoagulants added are all possible sources of metal contamination. On the other hand, lead and cadmium in blood may also adhere to the tube walls or stoppers during long-term storage (several years) and thereby reduce the metal concentrations in the blood (Lind *et al.* 1987). However, recovery tests of cadmium in blood, stored at temperatures up to $+22^\circ\text{C}$ for 2-32 weeks, showed essentially no loss of the metal due to adsorption to the tube materials polypropylene, polycarbonate or borosilicate glass (Vahter 1982). Moore and Meredith (1977) showed no significant adsorption of lead in blood on to polystyrene, polypropylene or Pyrex glass tubes, but to soda glass tubes, at storage temperatures of 0 or 20°C after 16 days of storage. After 1 month of storage the blood was clotted at both temperatures tested. Thus, adsorption of lead and cadmium to the tube walls does not appear during short-term storage, if appropriate materials and storage temperatures are chosen.

It has been proposed that human blood is more efficient in extracting metal contamination from blood collecting tubes than is 0.03 M HNO_3 (Nackowski *et al.* 1977), due to the aminoacids and peptides present in blood, which could bind trace elements present on the tube walls. However, it is difficult to demonstrate an increase in blood metal concentration due to contamination from the test tube since human blood always contains cadmium and lead. It has been recommended by IUPAC (1993) that certified reference human blood should be analyzed for metals after storage in the tubes to be tested. Certified reference material with very low concentrations ($<10 \mu\text{g Pb/L}$ and $<0.1 \mu\text{g Cd/L}$) are not available. Bovine blood, which usually contains less lead and cadmium than human blood, may be used for leakage tests. Such tests are underway. However, leakage tests using a weak acid as eluate solution is suitable when screening materials for possible metal content.

The risk for contamination of blood from the skin at the puncture site is greater with fingerstick than with venous puncture since hands and fingers come into contact with contaminated materials to a greater extent than the bend of the arm. Furthermore, the much smaller volumes of blood and thereby the much smaller amounts of lead and cadmium obtained with the microsampling technique makes contamination more crucial and analysis more difficult. A blood sample of 100 μl contains less than 0.1 ng of Cd. However, the microsampling technique may be more attractive to the parents than the venous puncture and thereby increase the parental acceptance.

Some studies have reported 20-30% higher average concentrations of lead in blood obtained by fingerstick than by venous puncture (Juselius *et al.* 1975; Mahaffey *et al.* 1979; Cooney *et al.* 1989). In the present study, lead concentrations in blood obtained by capillary sampling were on average 10% higher than those obtained by venous sampling, which was not a statistically significant difference (Table 3). Apparently, the washing procedure for the hand and finger prior to puncture, involving the use of conventional soap and water, dilute nitric

acid, and distilled water, resulted in no or negligible contamination of the blood in the low concentration range. It has earlier been shown by Lyngbye *et al.* (1990) that BPb in venous blood obtained from adults by Vacutainer® did not differ significantly from those obtained by a capillary sampling technique, using diluted nitric acid washing, in the concentration range 20–130 µg Pb/L.

It can be concluded that it is possible to get reliable data on BPb concentrations (>10 µg Pb/L) in small volumes of blood obtained by fingerstick provided that a strict quality control is applied. However, it is necessary to test each batch of sampling material for traces of lead and cadmium, and if necessary, acid wash blood collecting material and tubes, and test anticoagulants added for contamination, prior to sampling. It is not recommended to use the microsampling technique for BCd determination at low concentrations (<1 µg Cd/L). The small volumes of blood and thereby very small amounts of cadmium in each sample make the risk for contamination very high and the analytical results highly unreliable.

An alternative method using medical plaster sealing of skin has been used to avoid contamination of the blood in capillary sampling. Lyngbye *et al.* (1990) showed that capillary sampling after washing with soap and water followed by Nobectan® sealing resulted in BPb concentrations that were only 8% (6.2 µg/L) higher on average than those obtained with venous blood sampling, which indicate that the spray prevent contamination of the blood from the skin. In the present study Nobectan® was found to be essentially free from lead. However, we observed that the spray cooled the skin when the solvent evaporated. Such an effect may constrict the small blood vessels in the young children's fingers and thereby decrease the blood flow, which would make it more difficult to obtain enough blood.

The BPb concentrations found in young children (median 27 µg Pb/L, range 9–73 µg Pb/L) and their parents (median 27 µg Pb/L, range 7–74 µg Pb/L) in the present study were comparable to the BPb concentrations measured in a small group of women in Stockholm in 1988 (median 28 µg Pb/L, range 15–44 µg/L; Vahter *et al.* 1991). In the latter study, the diet was the main source of lead exposure (about 85% of total exposure). Wine and canned food were significant sources of lead exposure (Vahter *et al.* 1991). The air lead concentrations in Stockholm are low (mean 0.2 µg Pb/m³) and leaded drinking water pipes are very rare. Leaded paint (basic lead carbonate), which is an important source of lead exposure among young children in the United States (Crocetti *et al.* 1990), was banned for indoor decoration of homes in 1860, but was used outdoors until 1930. Leaded gasoline, however, has been used in Sweden for many years. Thus, it may be assumed that lead concentrations in soil and dust in urban areas are elevated. The poor correlation between parent and child BPb concentrations (R=0.45) found in the present study indicates a difference in the sources of lead exposure, *e.g.*, wine for adults and soil and dust for children. The contribution from lead in urban soil and dust to young children's total exposure, besides the diet, remains to be investigated.

The bioavailability of various lead compounds, originating from different types of sources may vary greatly, which has to be considered when assessing the risks of health effects due to exposure to contaminated soils. It has been proposed that lead containing particles emanating from leaded gasoline emissions should be more bioavailable than the lead sulphide most com-

monly found in old mining areas (Mielke and Heneghan 1991). However, the BPb concentrations of the urban children in the present study were comparable to the BPb concentrations of 1–4-year-old children in an old Swedish mining area with high concentrations of lead in soil and dust, up to 1,400 and 14,000 µg/g d.w., respectively (Bjerre *et al.* 1993). Lead concentrations in capillary blood were investigated, using the sampling procedure developed in the present study, in 49 preschool children (0.7–7.4 years of age) visiting a daycare center in a highly contaminated area of the mining community. Despite the fact that the children were selected to represent a group with a potentially high exposure, the BPb concentrations were found to be relatively low. The median BPb was 34 µg/L (range 14–68 µg/L) after the summer season in the youngest children (0.7–4 years). However, a significant increase (32%, p=0.008) over the summer season indicated an increased intake of lead from soil and dust among the younger children, which was not seen among the older children. In the present study, it was not possible to evaluate possible seasonal difference due to the very few samples collected after the summer season. However, the blood lead concentrations found do not indicate that the lead concentrations in soil and dust in the area studied pose a health risk to young children. Additional investigations of BPb concentrations in young children in relation to lead concentrations in soil and dust have been initiated in Stockholm to further investigate the bioavailability of lead in urban soil and dust.

Acknowledgment. We wish to express our sincere thanks to all the participating children and parents. We also acknowledge the excellent technical assistance of the nurses and technicians involved in this project. This work was supported by grants from the Swedish Environment Protection Board.

References

- Baghurst PA, Tong S-L, McMichael AJ, Robertson EF, Wigg NR, Vimpani GV (1992a) Determinants of blood lead concentrations to age 5 years in a birth cohort study on children living in the lead smelting city of Port Pirie and surrounding areas. *Arch Environ Health* 47:203–210
- Baghurst PA, McMichael AJ, Wigg NR, Vimpani GV, Robertson EF, Roberts RJ, Tong S-L (1992b) Environmental exposure to lead and children's intelligence at the age of seven years. *N Engl J Med* 327:1279–1284
- Bartrop D, Smith A (1971) Interaction of lead with erythrocytes. *Experientia* 27:326–327
- Bellinger D, Leviton A, Wateraux C, Needleman H, Rabinowitz M (1987) Longitudinal analyses of prenatal and postnatal lead exposure and early cognitive development. *N Engl J Med* 316:1037–1043
- Bellinger D, Sloman J, Leviton A, Rabinowitz M, Needleman H, Wateraux C (1991) Low-level lead exposure and children's cognitive function in the preschool years. *Pediatrics* 87:219–227
- Bellinger D, Stiles K, Needleman H (1992) Low-level lead exposure, intelligence and academic achievement: A long-term follow-up study. *Pediatrics* 90:855–861
- Berglund M, Lind B, Vahter M (1989) UNEP/WHO Human exposure assessment location (HEAL) pilot project on lead and cadmium. In: *Total exposure assessment methodology—A new horizon. Proceedings of the EPA/A&WMA Specialty Conference. Air & Waste Management Association and U.S. Environmental Protection Agency, Las Vegas, NV*

- Bjerre B, Berglund M, Harsbo K, Hellman B (1993) Blood lead concentrations of Swedish preschool children in a community with high lead levels from mine waste in soil and dust. *Scand J Work Environ Health* 19:154-161
- Bratzel MP, Reed AJ (1974) Microsampling for blood-lead analysis. *Clin Chem* 20:217-221
- Braux P, Svartengren M (1985) Assessment of human exposure to lead: Comparison between Belgium, Malta, Mexico and Sweden. Report prepared for UNEP/WHO. National Swedish Institute of Environmental Medicine and Department of Environmental Hygiene, Karolinska Institute, Stockholm, and Institute of Hygiene and Epidemiology, Ministry of Health, Brussels
- CDC (1991) Preventing lead poisoning in young children: A statement by the Centers for Disease Control. Centers for Disease Control, Atlanta, GA
- Cooney GH, Bell A, McBride W, Carter C (1989) Low-level exposures to lead: The Sydney lead study. *Dev Med Child Neurol* 31:640-649
- Crocetti AF, Mushak P, Schwartz J (1990) Determination of numbers of lead-exposed U.S. children by areas of the United States: an integrated summary report of a report to the U.S. Congress on childhood lead poisoning. *Environ Hlth Perspec* 89:109-120
- Davis JM (1990) Risk assessment of the developmental neurotoxicity of lead. *Neurotoxicology* 11:285-292
- Dietrich KN, Succop PA, Berger OG, Hammond PB, Bornschein RL (1991) Lead exposure and the cognitive development of urban preschool children: the Cincinnati lead study cohort at age 4 years. *Neurotoxicol Teratol* 13:203-211
- Dietrich KN, Succop PA, Berger OG, Keith RW (1992) Lead exposure and the central auditory processing abilities and cognitive development of urban children: The Cincinnati lead study cohort at age 5 years. *Neurotoxicol Teratol* 14:51-56
- Elinder C-G, Friberg L, Lind B, Nilsson B, Svartengren M, Övermark I (1986) Decreased blood lead levels in residents of Stockholm for the period 1980-1984. *Scand J Work Environ Health* 12:114-120
- Fernlund P, Fex G, Hanson A, *et al.* (1991) Laurells Clinical chemistry in practical medicine (Klinisk kemi i praktisk medicin). Studentlitteratur, Lund, Sweden (in Swedish)
- IUPAC (1993) Sample collection guidelines for trace elements in: Human whole blood, serum or plasma, packed cells or erythrocytes and urine (Cornelis R, Heinzow B, Herber RFM, Molin Christensen J, Poulsen OM, Sabbioni E, Templeton D, Thomasen Y, Vahter M, Vesterberg O, eds) Technical report. International Union of Pure and Applied Chemistry, Clinical Chemistry Division, Commission of toxicology, Oxford, UK (in press)
- Jorhem L, Slorach S (1987) Lead, chromium, tin, iron and cadmium in foods in welded cans. *Food Addit Contam* 4:309-316
- Juselius R, Lupovich P, Moriarty R (1975) Sampling problems in the micro determination of blood lead. *Clin Toxicol* 8:53-58
- Levallois P, Lavoie M, Goulet L, Nantel AJ, Gingras S (1991) Blood lead levels in children and pregnant women living near a lead-reclamation plant. *Can Med Assoc J* 144:877-885
- Lind B, Elinder C-G, Friberg L, Nilsson B, Svartengren M, Vahter M (1987) Quality control in the analysis of lead and cadmium in blood. *Fresenius Z Anal Chem* 326:647-655
- Lyngbye T, Jørgensen PJ, Grandjean P, Hansen ON (1990) Validity and interpretation of blood lead levels: a study of Danish school children. *Scand J Clin Lab Invest* 50:441-449
- Mahaffey KR, Annett JL, Barbano HE, Murphy RS (1979) Preliminary analysis of blood lead concentrations for children and adults: HANES II, 1976-1978. *Trace Subst Environ Health* 13:37-51
- Meranger JC, Hollebone, BR, Blanchette GA (1981) The effects of storage times, temperatures and container types on the accuracy of atomic absorption determinations of Cd, Cu, Hg, Pb and Zn in whole heparinized blood. *J Anal Toxicol* 5:33-41
- McMichael AJ, Baghurst PA, Wigg NR, Vimpani GV, Robertson EF, Roberts RJ (1988) Port Pirie cohort study: environmental exposure to lead and children's abilities at the age of four years. *N Engl J Med* 319:468-475
- Mielke HW, Heneghan JB (1991) Selected Chemical and physical properties of soils and gut physiological processes that influence lead bioavailability. *Chem Speciation Bioavail* 3:129-134
- Moore MR, Meredith PA (1977) The storage of samples for blood and water lead analysis. *Clin Chim Acta* 75:167-170
- Nackowski SB, Putnam RD, Robbins DA, Varner MO, White LD, Nelson KW (1977) Trace metal contamination of evacuated blood collection tubes. *Am Ind Hyg Assoc J* 38:503-508
- Needleman H, Rabinowitz M, Leviton A, Allred EN (1990) The long-term effects of childhood exposure to low doses of lead: An 11-year follow-up report. *N Engl J Med* 322:83-88
- Rabinowitz M, Bellinger D (1988) Soil lead-blood lead relationship among Boston children. *Bull Environ Contam Toxicol* 41:791-797
- Schütz A, Attewell R, Skerfving S (1989) Decreasing blood lead in Swedish children, 1978-1988. *Arch Environ Health* 44:391-394
- Smith AE (1973a) A study of the variation with pH of the solubility and stability of some metal ions at low concentrations in aqueous solution. Part I. *Analyst* 98:65-68
- (1973b) A study of the variation with pH of the solubility and stability of some metal ions at low concentrations in aqueous solution. Part II. *Analyst* 98:209-212
- Stoeppler M, Brandt K (1980) Contributions to automated trace analysis. Part V. Determination of cadmium in whole blood and urine by electrothermal atomic-absorption spectrophotometry. *Fresenius Z Anal Chem* 300:372-380
- Stoeppler M, Brandt K, Rains TC (1978) Contributions to automated trace analysis. Part II. Rapid method for the automated determination of lead in whole blood by electrothermal atomic-absorption spectrophotometry. *Analyst* 103:714-722
- Thornton I, Davies DJA, Watt JM, Quinn MJ (1990) Lead exposure in young children from dust and soil in the United Kingdom. *Environ Health Perspect* 89:55-60
- Vahter M (1982) Assessment of human exposure to lead and cadmium through biological monitoring. National Swedish Institute of Environmental Medicine and Department of Environmental Hygiene, Karolinska institute, Stockholm, Sweden
- Vahter M, Friberg L (1988) Quality control in integrated human exposure monitoring of lead and cadmium. *Fresenius Z Anal Chem* 332:726-731
- Vahter M, Berglund M, Lind B, Jorhem L, Slorach S, Friberg L (1991) Personal monitoring of lead and cadmium exposure—a Swedish study with special reference to methodological aspects. *Scand J Work Environ Health* 17:65-74
- Victorin K, Dock L, Vahter M, *et al.* (1990) Risk assessment of certain compounds in contaminated soil. IEM Report 4/90. Institute of Environmental Medicine, Karolinska institutet, Stockholm, Sweden
- Weitzman M, Aschengrau A, Bellinger D, Jones R, Hamlin JS, Beiser A (1993) Lead-contaminated soil abatement and urban children's blood lead levels. *JAMA* 269:1647-1654
- Ziegler EE, Edwards BB, Jensen RL, Mahaffey KR, Fomon SJ (1978) Absorption and retention of lead by infants. *Pediatrics* 12:29-34