



UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PLATA
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS
Licenciatura en Química y Tecnología Ambiental

Trabajo Final

*Riesgos Ambientales por contaminación con Plomo.
Estudio de caso del Barrio La Rotonda, Partido de
Florencio Varela, Provincia de Buenos Aires*

Constanza Bernasconi

Director:
Alicia Estela Ronco.
Codirector:
Carina Diana Apartin

Centro de Investigaciones en Medio Ambiente (CIMA)

2014

ÍNDICE

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN	1
1.1 Distribución del plomo en la naturaleza	1
1.2 Efectos en la biota	5
1.3 Daños en la Salud	8
1.4 Antecedentes de contaminación por plomo en Argentina	10
1.5 Descripción de la problemática en el Barrio La Rotonda	11
CAPÍTULO 2: HIPÓTESIS Y OBJETIVOS	14
2.1 Hipótesis de trabajo	14
2.2 Objetivo General	14
2.3 Objetivos particulares	14
CAPÍTULO 3: MATERIALES Y MÉTODOS	16
3.1 Área de estudio	16
3.1.1 Descripción del área de estudio	16
3.1.2 Antecedentes de contaminación en el área de estudio	17
3.2 Muestreo	21
3.2.1 Diseño de muestreo realizado en el presente estudio	21
3.2.2. Toma y conservación de muestras	23
3.2.2.1 Muestreo de suelo	23
3.2.2.2 Muestreo de plantas arbóreas	24
3.2.2.3. Muestreo de agua subterránea	25
3.2.2.4. Muestreo de material particulado sedimentable	25
3.2.2.5. Muestreo de material particulado en suspensión total (TSP)	26
3.3 Pre tratamiento de muestras y determinación analítica de plomo	27
3.3.1 Reactivos materiales e instrumental	27
3.3.2 Pre tratamiento	27
3.3.2.1 Muestras Líquidas	28
3.3.2.1.1 Agua Subterránea	28
3.3.2.1.2 Extracto acuoso de muestras de plantas	28
3.3.2.2 Muestras Sólidas	31
3.3.2.2.1 Muestras de Suelos	31
3.3.2.2.2 Muestras de tejidos de plantas arbóreas	31
3.3.2.2.3 Material Particulado Sedimentable	31
3.3.2.2.4 Material particulado en suspensión total (TSP)	32

3.3.3 .Determinación analítica de plomo en las muestras	32
3.3.3.1. Principio del método empleado	32
3.3.3.2 Condiciones de trabajo	33
3.4. Parámetros de Calidad	34
3.5 Interpretación de los resultados	35
3.5.1 Índices de contaminación	35
3.5.2 Evaluación preliminar para la clasificación del sitio	36
CAPÍTULO 4: RESULTADOS Y DISCUSIÓN	38
4.1 Validación de los métodos	38
4.2 Suelos	38
4.2.1 Suelos de las calles	39
4.2.2 Suelos de las viviendas	41
4.3 Plantas arbóreas	48
4.4 Agua subterránea	55
4.5 Material Particulado Sedimentable	56
4.5.1 Flujo másico vertical de partículas sedimentables	56
4.5.2 Flujo másico vertical de plomo asociado a partículas sedimentables	57
4.5.3 Concentración de plomo en el material particulado sedimentable	61
4.6 Material particulado en suspensión total (TSP)	65
4.6.1 Plomo asociado al material particulado en suspensión total (TSP)	66
4.6.2 Concentración de plomo en el material particulado en suspensión total (TSP)	68
4.7 Análisis de la relación entre los diferentes compartimentos ambientales y su distribución espacial en el Barrio	69
4.8 Calificación preliminar del sitio	71
CAPÍTULO 5: CONCLUSIONES	73
BIBLIOGRAFÍA	74
ANEXO1: Plano del Barrio “La Rotonda” y listado de industrias	84
ANEXO 2: Bases para la Calificación de los sitios inspeccionados	86
ANEXO 3: Calificación del área de estudio	91

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

1.1 Distribución del plomo en la naturaleza

El plomo se encuentra en pequeñas cantidades en la corteza terrestre (entre 10 y 20 mg/kg), bajo formas minerales, principalmente como Galena (Sulfuro de plomo) (OMS, 1995). En el ciclo natural, se libera a la superficie de la tierra a través de una variedad de procesos que incluyen la erosión de las rocas, actividad volcánica, la captación y posterior liberación por la biota. Otras fuentes naturales incluyen aerosoles de mar, polvos arrastrados por el viento y los incendios forestales silvestres. Desde el punto de vista fisicoquímico el aire es la vía principal de transporte y distribución de este metal desde donde puede depositarse en los suelos y sistemas acuáticos lo cual juega un papel importante en el ciclo global de plomo (OCDE, 1993). En la Tabla 1.1 se muestran las concentraciones de fondo de plomo en los distintos compartimentos ambientales.

Tabla 1.1: Concentraciones de fondo de plomo en distintos compartimentos ambientales (suelo mg/kg, agua µg/L, aire µg/m³).

<i>Compartimento</i>	<i>País/Ciudad</i>	<i>Concentración media (intervalo)</i>	<i>Referencia</i>
Suelos	Reino Unido	42 (16-106)	Davies, 1983
	Estados Unidos	(11-18)	Holmgren <i>et al.</i> , 1983
	China	27	Kabata-Pendias, 2011
	Suecia	16	GEMS, 1985
	Jamaica	(5-30)	Gerald <i>et al.</i> , 1995
	Catamarca	9,6	Roca <i>et al.</i> , 2012
	Buenos Aires	30	Ratto <i>et al.</i> , 2004
Agua subterránea	Mundial	<10	IPCS, 1989
Agua superficial	Mundial	0,02	Flegal <i>et al.</i> , 1987
	EEUU	(0,005-10)	OECD, 1993
Agua de mar	Océano Pacífico	(9×10^{-4} - $3,5 \times 10^{-3}$)	Patterson, 1983
	Océano Atlántico	(5×10^{-3} - $3,4 \times 10^{-2}$)	Patterson, 1983
Sedimentos marinos	California	1,3	Flegal <i>et al.</i> , 1987
Aire	EEUU	(0,01-0,1)	OECD, 1993
	Moscú	(0,008-0,019)	Snakin & Prisyazhnaya 2000
	Océano Atlántico	(1×10^{-4} - 0,064)	Bilos <i>et al.</i> , 2001
	Antártida	($7,1 \times 10^{-5}$ - $5,4 \times 10^{-3}$)	Bilos <i>et al.</i> , 2001
Plantas		(5-10)	Madejón, 2003

Además de las fuentes naturales antes mencionadas, existen las relacionadas con actividades antrópicas como la minería, la fundición y eliminación y las distintas actividades industriales que lo utilizan. Entre ellas podemos mencionar

la fabricación y reciclado de baterías de plomo-ácido, cables, materiales para la construcción, productos para soldar, plomadas y municiones, que son las que están vigentes en la actualidad, además de los insecticidas, pigmentos para pinturas, juguetes, cañerías de agua y antidetonante de las naftas, cuyos usos están siendo eliminados o rigurosamente regulados en varios países (OMS, 2006). En el caso particular de Argentina el uso del insecticida arseniato de plomo está prohibido desde el año 2012 (MSN, 2012) y el contenido de plomo en las pinturas está reglamentado desde el año 2009 (MSN, 2009). Sin embargo un estudio reciente realizado por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente ha demostrado la presencia de plomo en las pinturas compradas en Argentina en concentraciones superiores a las establecidas por la ley (PNUMA, 2013). La fuente más importante, particularmente en zonas urbanizadas, es el uso de plomo como aditivo de las naftas, el cual ha venido siendo eliminado en muchos países desde los años 80, y en Argentina desde los '90 (Colín Cruz & Jimenez Moleón, 2003). Como consecuencia se ha detectado una reducción de plomo en el aire según se ha informado en varios países, como muestra la Tabla 1.2.

Tabla 1.2: Plomo en aire antes y después de la reducción de plomo en las naftas.

<i>País</i>	<i>Años comparados</i>	<i>Disminución en la concentración de plomo en aire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)</i>	<i>Referencia</i>
Australia	1979-1993	3,3-1,0	Taylor <i>et al.</i> , 1995
Bélgica	1982-1988	1,0-0,4	OECD, 1993
Canadá	1975-1990	0,57-0,02	OECD, 1993
Estados Unidos	1968-1988	0,9-0,1	Hayes <i>et al.</i> , 1994
Estados Unidos	1988-1990	0,09-0,06	USEPA, 1991
Finlandia	1970-1990	1-0,05	OECD, 1993
Grecia	1982-1996	3,2-0,4	Maravelias <i>et al.</i> , 1998
México	1988-1994	1,9-0,3	Cortez-Lugo <i>et al.</i> , 2003
Rusia	1988-1995	0,13-0,07	Snakin & Prisyazhnaya 2000

Los niveles de concentración de plomo presentes en el aire, el agua, el suelo y el sedimento varían ampliamente en el mundo y dependen del grado de desarrollo industrial y de urbanización y de factores relacionados con el modo de vida (OMS, 1995). La mayor parte de las emisiones de plomo que provienen del aire se depositan cerca de la fuente, tanto por vía húmeda como seca. En las inmediaciones de una planta de reciclaje de baterías se han comunicado

niveles de concentración de plomo en aire (asociado al material particulado en suspensión total) mayores a $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ disminuyendo diez veces a una distancia de 1Km (Wang *et al.*, 1992; Paoliello & De Capitani, 2005). Sin embargo, las partículas más finas ($< 2 \mu\text{m}$ de diámetro) pueden recorrer largas distancias y alcanzar lugares remotos tales como los glaciares árticos (Badillo, 1985; Evans & Rigler, 1985). En las grandes ciudades del mundo el nivel de concentración medio en aire es de $0,6\mu\text{gPb}/\text{m}^3$ (Greenberg, 1990; Snakin & Prisyazhnaya, 2000; Shah *et al.*, 2004). En aire intramuros los niveles de concentración de plomo se han relacionado con el uso de pinturas que contienen pigmentos de plomo que una vez que se desprenden comienzan a circular por el ambiente como pequeñas partículas (Jackson *et al.*, 2012). Existen trabajos que muestran niveles de concentración de plomo en aire (asociado al material particulado suspendido total) en Argentina. Entre ellos se puede mencionar uno realizado por el Banco Mundial (1995) en el cual se informan concentraciones en la ciudad de Buenos Aires, cuyos valores varían entre 0,3 y $3,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para zonas residenciales y el casco urbano, respectivamente. En La Plata se han comunicado concentraciones entre 0,1 y $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para la década del '80 (Catoggio *et al.*, 1985) mientras que para la década del '90 la concentración varió entre 0,02 (zona residencial) y $0,27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (casco urbano) (Bilos *et al.*, 2011).

En el suelo varios factores tales como pH, composición mineral y composición de materia orgánica, influyen en la distribución del metal aunque tiende a quedar retenido en sus capas superiores, especialmente en aquellos con una elevada fracción húmica y un pH alto, condiciones que favorecen la inmovilización del plomo (Gerald *et al.*, 1995). En estudios de distribución de metales en suelos sobre los que se aplicaron residuos con plomo, se observó la lixiviación de éste dentro de los primeros 5 cm en marga arenosa, y una entre 7,5 y 10 cm en marga calcárea, permaneciendo entre el 75 y el 84% del plomo dentro de los 5 cm superiores (Davis *et al.*, 1988). Esto limita la cantidad que puede llegar a las aguas superficiales o subterráneas, o estar biodisponible (OMS, 1995), por lo tanto el suelo es uno de los **sumideros** de este metal (U.S. ATSDR, 2005). Existen muchos trabajos que presentan el nivel de concentración de plomo en suelos de zonas urbanas, el nivel medio en el

mundo es de 178,9 mgPb/kg (intervalo 0,5-16.338 mgPb/kg) (Markus & Mc Bratney, 2001; Lu *et al.*, 2003; Datchko-Williams *et al.*, 2014). En Argentina el valor medio en la ciudad de Mendoza es de 102,5 mgPb/kg (Martí *et al.*, 2011), mientras que en el área metropolitana de Buenos Aires es de 162,86 mgPb/kg (intervalo 2,03-968,5 mgPb/kg) (Camilión *et al.*, 2003; Ratto *et al.*, 2004, 2006; Lopez *et al.*, 2006).

En cuerpos de agua, debido a la escasa solubilidad de los compuestos de plomo la mayor parte se deposita en el sedimento, actuando como otro **sumidero**. Este reparto va a depender del pH, el contenido de sales y la presencia de quelantes orgánicos. La forma iónica libre (Pb^{+2}) es la especie predominante a $pH \leq 7$, mientras que a $7 < pH \leq 9$, la especie principal es el $PbCO_3$ (Mills *et al.*, 1985). En aguas blandas y ligeramente ácidas el plomo presenta solubilidad alta, aproximadamente de 500 $\mu g/L$ (Davies & Everhart, 1973). El Programa GEMS aportó información sobre ocurrencia de plomo a nivel mundial en agua dulce superficial correspondiente al período 1982-84 (OMS, 1990), el valor medio para agua total fue de 6 $\mu g/L$ y el valor máximo fue de 50 $\mu g/L$ correspondiente al Río Ohio en Estados Unidos. En Argentina se recopilaron datos del Río Uruguay, Paraná, Iguazú y de La Plata para el periodo de 1988-1994 y se informó una concentración media de plomo de 17 $\mu g/L$ con un mínimo menor a 2 $\mu g/L$ y un máximo de 50 $\mu g/L$ que se halló en el Río Iguazú, Puerto Iguazú, Misiones (Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación, 2005). La autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo ACUMAR realiza muestreos periódicos en la franja Costera Sur del Río de La Plata, cuyas estaciones de muestreo se encuentran en Palermo, Riachuelo, Canal Sarandí, Arroyo Santo Domingo, Bernal, Punta Colorada y Punta Lara. El valor medio de concentración de plomo para el año 2012 era de 5,1 $\mu g/L$, con un valor mínimo de 1,16 $\mu g/L$ y un máximo de 8,73 $\mu g/L$ correspondientes a la estación de Punta Lara y Canal Sarandí respectivamente (ACUMAR, 2012).

Como se mencionó anteriormente, el plomo va a tender a depositarse en los sedimentos, su concentración media a nivel mundial en este compartimento es de 58,0 mg/kg (intervalo 4,6 - 277,7 mg/kg) (Garban *et al.*, 1996; Horowitz *et al.*, 1999; Prego *et al.*, 1999; Romero *et al.*, 2000; Fuentes, 2001; García-Céspedes *et al.*, 2004; Lima Cazorla *et al.*, 2005; Molisani *et al.*, 2005; Wijaya

et al., 2012; Alonso Castillo *et al.*, 2013; Chandrasekaran *et al.*, 2013; Gray *et al.*, 2013). Existen varios estudios en Argentina que informan la concentración media de plomo en sedimentos. En la provincia de Buenos Aires, en la franja Costera Sur del Río de La Plata, el valor medio de concentración es de 16,45 mgPb/kg, cuyo valor mínimo es de 2,5 mgPb/kg y el máximo de 108,45 mgPb/kg correspondientes a la estación de muestreo de Palermo y Berazategui respectivamente (ACUMAR, 2012). En la ciudad de La Plata el valor medio en el arroyo del Gato, cuya contaminación es conocida, es de 67,5 mgPb/kg (intervalo de 16-212 mgPb/kg) mientras que en el arroyo El Pescado, cuyo impacto antrópico aun es bajo, la concentración es de 11,6 mgPb/kg (intervalo de 3,25-18,25 mgPb/kg) (Ronco *et al.*, 2001). En aguas subterráneas, se han encontrado valores medios de 2,65 µgPb/L en la ciudad de Zaragoza, España (Padrino de la Mata *et al.*, 2001) mientras que en la cuenca del Río Duero en México el valor medio fue de 63 µgPb/L (intervalo 20-70 µg/L) (Velazquez & Pimental, 2008). En Argentina el valor medio en la provincia de Buenos Aires es de 21 µgPb/L con un valor mínimo de 0,14 µgPb/L en la cuenca del Salado y un máximo de 269 µgPb/L en la cuenca del arroyo Pergamino (Galindo *et al.*, 1999; Galindo *et al.*, 2007; Reynoso & Andriulo, 2008).

El plomo en el ambiente puede formar otros compuestos pero no eliminarse (U.S. ATSDR, 2005), puede ser incorporado por las plantas, los organismos terrestres y acuáticos ya sea directamente o, para estos últimos, a través de la cadena alimentaria (Arrieta *et al.*, 2000; Arrieta *et al.*, 2004). De la misma forma y sumando la vía respiratoria puede ser incorporado por el hombre con consecuentes efectos adversos (Heinke, 1996; Rosenberg *et al.*, 2001). En la Figura 1.1 se muestra la distribución de plomo en el ambiente, desde las fuentes naturales y antrópicas hasta los distintos compartimentos ambientales (aire, suelo, agua y biota) incluyendo al hombre.

1.2 Efectos en la biota

El plomo no cumple ninguna función esencial en los sistemas biológicos, (McCabe, 1998). Existen diversos trabajos que analizan los efectos tóxicos agudos del plomo en la biota evaluando variables fisiológicas, morfológicas y ecológicas. Para la biota acuática se evaluó la CL₅₀ en distintas especies (incluyendo peces, anfibios, crustáceos rotíferos, algas y plantas acuáticas)

encontrándose que las más sensibles fueron los crustáceos, con una CL_{50} de $16 \mu\text{g/L}$, y las más resistentes los peces, con un valor de CL_{50} siete ordenes de magnitud mayor (Sehgal & Saxena, 1987; Phipps *et al.*, 1995).

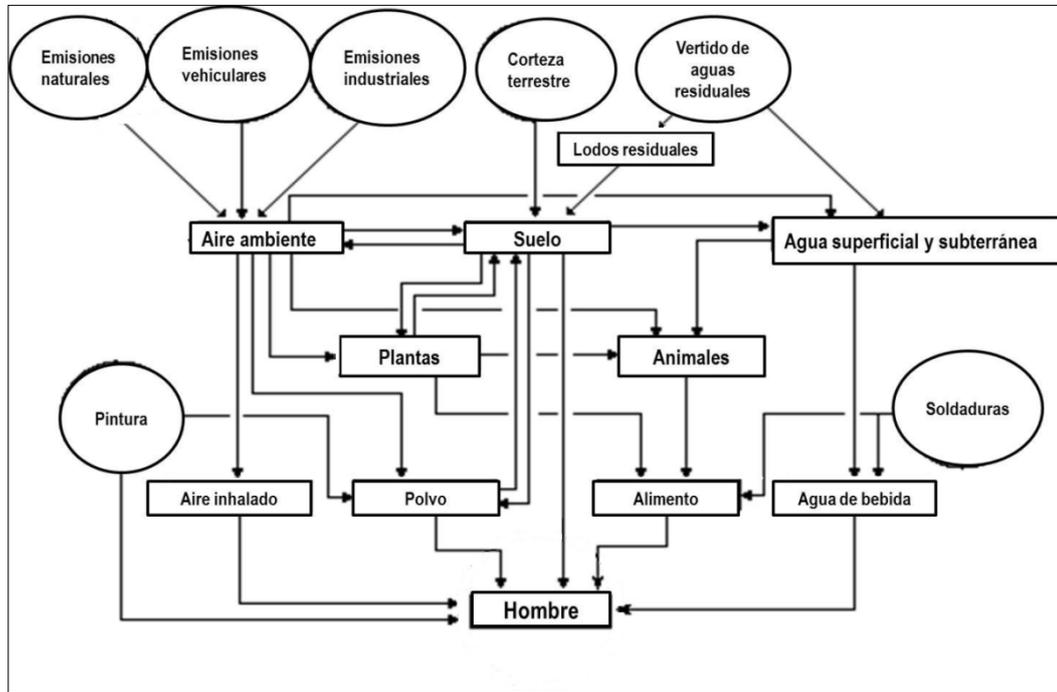


Figura 1.1: Distribución del plomo en el medio ambiente (OECD, 1993).

En lo que respecta a toxicidad crónica, la especie más sensible es la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*), que presenta un concentración tóxica máxima aceptable (MATC) igual a $18,2 \mu\text{g/L}$ (Davies *et al.*, 1976), mientras que la más resistente ha resultado ser la carpa cabezona (*Pimephales promelas*), que presenta una MATC igual a $329 \mu\text{g/L}$ (Spehar & Fiandt, 1986). En cuanto a bioacumulación, se han publicado factores de bioconcentración (FBC) siendo estos relativamente bajos (Holcombe *et al.*, 1976; Atchison *et al.*, 1977, Borgmann *et al.*, 1978; Spehar *et al.*, 1978). El plomo inhibe la actividad de la enzima ácido- delta aminolevulínico deshidratasa (ALA-D deshidratasa), encargada de la biosíntesis del grupo hemo, al desplazar al Zn que es el metal esencial para la actividad enzimática. Existen varios trabajos que evidencian esa inhibición en vertebrados, entre ellos mamíferos (Rodríguez-Estival *et al.*, 2012), aves (Gómez-Ramírez *et al.*, 2011, Holladay *et al.*, 2012), peces (Zelikoff, 1993; Burden *et al.*, 1998), y anuros (Perí *et al.*, 1998a y b; Arrieta *et al.*, 2000, 2004; Ilizaliturri-Hernández *et al.*, 2013).

Respeto a la biota terrestre, la lombriz de tierra tiende a acumular plomo pudiendo ser una de las rutas por las que este elemento entra a las cadenas alimenticias (Badillo, 1985). Existe una diversidad de estudios relacionados con la acumulación de plomo en los cultivos y con su fitotoxicidad. Esta última está asociada a perturbación de la mitosis, efectos en nucléolos, inhibición en la elongación de la raíz, aparición de clorosis, inhibición de actividades enzimáticas y reducción de la actividad fotosintética (Liu *et al.*, 2000). La absorción del metal en las plantas puede realizarse a través de la raíz donde puede acumularse o ser transportados a la parte aérea (Aksoy & Sahin, 1999; Aksoy *et al.*, 2000; Czarnowska & Milewska, 2000; Reiman *et al.*, 2001; Madejón 2003; Alcalá *et al.*, 2008). El ingreso y su distribución van a depender de la concentración total y disponible del metal en el suelo, de las propiedades de este último y de la especie y edad del vegetal (Chlopecka & Adriano, 1997). Varios estudios demostraron que la raíz absorbe entre el 0,005 y 0,13 % del total de plomo en el suelo (Davies, 1995) y que existe una correlación lineal y positiva entre la concentración de plomo en el suelo y en el tejido de la planta (Davies & Thornton, 1989; Aksoy & Sahin, 1999; Aksoy *et al.*, 2000). Otra vía de entrada es través de los estomas de las hojas, tras adherirse a su superficie procedente de las partículas atmosféricas (Meerabai *et al.*, 2012). Los arboles con hojas de gran área superficial actúan como filtros de partículas y aerosoles y efectivamente captan contaminantes (Badino *et al.*, 1998), por esta razón han sido estudiados para conocer sus beneficios en la remoción de contaminantes atmosféricos (Nowak *et al.*, 2006). A su vez esta capacidad ha sido aprovechada desde los años 50' para utilizarlas en el biomonitoreo de metales pesados en aire ambiente (Al-Shayeb *et al.*, 1995). Las investigaciones de Mosbaek *et al* (1989) comprobaron que una fracción importante del plomo asimilado por las plantas proviene del polvo atmosférico. Para el análisis de la concentración de plomo en las plantas es esencial realizar el lavado de las mismas para distinguir entre contaminantes depositados en la superficie de las hojas y la acumulación en el tejido (Rossini Oliva & Raitio 2003). Dependiendo la especie y el sitio donde se tomó la muestra se encontró que la concentración de plomo en las hojas lavadas disminuye entre 20 y 75 % respecto de las no

lavadas (Romano & Abate, 1995; La Malfa *et al.*, 1996; Aksoy & Sahin 1999; Aksoy *et al.*, 2000).

1.3 Daños en la Salud

En el hombre los principales sistemas y órganos blancos son el sistema hematopoyético, el sistema nervioso central y el excretor. En el primer caso la anemia es una manifestación de intoxicación aguda por el metal. Esto es producto de dos mecanismos diferentes, pero confluyentes: inhibición de la síntesis del hemo (inhibición de las enzimas delta-ALA deshidratasa, como se mencionó anteriormente en este trabajo, y ferroquelatasa) y mayor tasa de destrucción de los eritrocitos (Skerfving, 1993, 2005). Los niños son más vulnerables que los adultos a presentar efectos en la salud por exposición al plomo ambiental a bajas concentraciones. Esto se debe a que aquellos están mayor tiempo en contacto con el suelo, tienen el hábito de llevarse las manos y objetos sucios a la boca e ingieren más alimentos y beben más agua que los adultos, en relación con su peso corporal (García, 2013). Además, a nivel digestivo, los adultos absorben entre el 5–15% del plomo ingerido, mientras que, en los niños la absorción se estima entre el 30–50%. En ambos, alrededor del 40% del plomo inspirado se absorbe en el pulmón y, si bien la absorción cutánea del plomo inorgánico es insignificante, los compuestos orgánicos de plomo son absorbidos completamente a través de la piel (Beltramino *et al.*, 2007). Por otro lado, el niño representa la etapa del desarrollo metabólicamente más vulnerable del ciclo vital del humano ante los efectos del plomo, especialmente respecto a los sistemas nervioso y óseo (Lauwerys, 1994). Estos efectos están asociados a alteraciones en el crecimiento y conducta, incluyendo problemas de aprendizaje que persisten hasta la adolescencia. Las consecuencias neurológicas de exposición crónica al metal suelen ser irreversibles y afectan el desarrollo fisiológico y psicológico de los niños (Calderon-Salinas *et al.*, 1996; Shen, 2001; OMS, 2010). En adultos expuestos se observan además, entre otras alteraciones, disfunciones renales y hepáticas e hipertensión (Hu *et al.*, 1996; Flaherty, 1998; Glenn *et al.*, 2003; Muntner *et al.*, 2003). El tiempo de residencia en el organismo es variable. La vida media en sangre es de 25 días, en tejidos blandos es de 40 días y en la porción no lábil del hueso, más de 25 años (Lauwerys, 1994). Aquí queda depositado y

puede ser liberado en determinadas condiciones patológicas (Schütz *et al.*, 2005). Se ha demostrado que el plomo almacenado en los huesos maternos pueden ser liberado durante periodos de stress del metabolismo de calcio, como en el embarazo o lactancia y transferirse así través de la placenta al feto y/o posteriormente, al lactante a través de la leche materna (Gulson *et al.*, 2003; Skerfving, 2005; García, 2013). Por lo tanto, para que se desarrolle una intoxicación por plomo no es necesaria una exposición aguda importante ya que el organismo lo acumula. (Lauwerys, 1994). La eliminación es muy lenta y tiene lugar principalmente a través del riñón. Otras vías de excreción son la fecal, el sudor y la exfoliación dérmica (Lauwerys, 1994).

Los valores de referencia de concentración de plomo en sangre son periódicamente actualizados y varían según el organismo de protección ambiental. Hasta hace pocos años, se aceptaba mundialmente que la exposición infantil al plomo obligaba a una intervención de salud pública cuando los niños presentaban niveles de plumbemia de 10 µgPb/dl o superiores (US. ATSDR, 1997; OMS, 2004). En el año 2006 se realizó un Taller Internacional sobre Neurotoxicidad de Metales: Plomo, Mercurio y Manganeso, en la Universidad de Brescia (Italia) del cual participaron científicos y médicos de veintisiete países. Entre sus conclusiones, que se difundieron en la denominada “Declaración de Brescia”, se sugirió reducir el valor a 5 µgPb/dl ya que los avances científicos demostraron que valores por encima de este nivel se asocian con disminución del coeficiente intelectual, trastornos del comportamiento, de la atención y pobre rendimiento escolar (Tellerias & Paris, 2008). Para la Comisión Alemana de Biomonitorio Humano los valores de referencia son de 7 µgPb/dl para mujeres, 9 µgPb/dl para hombres y 5 µgPb/dl para niños (Wilhelm *et al.*, 2004, 2006). Existen numerosos trabajos que relacionan altas concentraciones de plomo en sangre en las poblaciones cercanas a industrias que utilizan al metal, así como en las que habitan en casas pintadas con pinturas a base de plomo (Wang *et al.*, 1992; Pönkä, 1998; Wang *et al.*, 2002; Wilhelm *et al.*, 2005; Dixon *et al.*, 2009; Jackson *et al.*, 2012; Laidlaw *et al.*, 2013; Llop *et al.*, 2013; Van der Kuijp *et al.*, 2013).

1.4 Antecedentes de contaminación por plomo en Argentina

Un caso emblemático en Argentina de contaminación por plomo se da en Abra Pampa, Provincia de Jujuy donde funcionaba una fundidora de plomo que luego de décadas de funcionamiento, cerro en el año 1985 dejando una montaña de escorias y residuos minerales (aproximadamente 10 mil toneladas, con un volumen de 6.550,5 m³), cercano a la población, como pasivo ambiental. Estos residuos fueron usados como relleno y material de nivelación de un nuevo sector de viviendas, Barrio 12 de Octubre. La concentración media de plomo en los suelos de este barrio alcanzó a 3.837,3 mgPb/kg (intervalo 23-8.320 mgPb/kg), (Barberis *et al.*, 2006; Castro Mariscal *et al.*, 2010). En este barrio se ha venido realizando a lo largo de los años distintos estudios para determinar el plomo en sangre de la población expuesta (Monchietti de Maidana *et al.*, 1986, Barberis *et al.*, 2006, Castro Mariscal *et al.*, 2010). En el estudio más actual, se ha determinado que el 52,06% de los niños analizados (N= 234) tenían valores entre 5 y 10 µg/dL y un 28,4 % presentaba valores superiores a 10 µg/dL, además se puede constatar que a mayor cercanía de la fuente contaminante, mayor nivel de exposición. Este sitio actualmente se encuentra en plan de remediación (Castro Mariscal *et al.*, 2010).

En la misma provincia, pero en la ciudad de Palpalá existe un gran sector industrial formado por cuatro parques industriales, uno de ellos es el Parque industrial Alto la Torre, radicado en los años '80, que cuenta con una metalúrgica de plomo, cinc, plata, una fábrica productora de ácido sulfúrico, recicladoras de acumuladores de plomo, fundidoras y productoras de derivados de minerales de boro, entre otras, cuyos vertidos impactan en el ambiente y la salud de la población, particularmente en los niños, dándose numerosos casos de plombemias, enfermedades alérgicas con afección de las vías respiratorias y otras patologías (Pérez, 2007; Carrillo *et al.*, 2009). Un estudio realizado por el Banco Mundial (1995) informó niveles de concentración de plomo en el aire de 22,9 µg/m³. Sin embargo es escasa la información disponible de niveles de plomo en los distintos compartimentos ambientales en este sitio.

Otro caso particular de contaminación por plomo ocurre en la zona costera del Océano Atlántico, específicamente en la Bahía San Antonio (Golfo San

Matías), Río Negro, cuyo origen es similar al de Abra Pampa: pilas de desechos provenientes de una mina de plomo, zinc, plata y vanadio que fue explotada desde la década del '60 hasta la del '80. En este caso los residuos eran depositados a cielo abierto en sectores cercanos a la Bahía (específicamente en el margen sur del canal del puerto), lo que produjo la contaminación de los sedimentos marinos (Alderete *et al.*, 2009). En el año 1996 la concentración media en sedimentos era de 1.790 mgPb/kg, con un máximo de 14.000 mgPb/kg en la Bahía San Antonio Oeste, mientras que en el resto de la costa (desde el sur de la Pcia. de Buenos Aires hasta el sur de la Prov. de Santa Cruz) la media era de 9,7 mg/kg (intervalo 1,8-33 mg/kg) (Gil *et al.*, 1996). En tanto, en el año 2000, el Departamento Provincial de Aguas realizó un estudio en la Bahía para determinar la concentración de estos metales en los sedimentos y bioma marinos, los cuales arrojaron resultados más bajos que los del estudio anterior (DGRH, 2000). En el año 2006 se realiza un relevamiento de plomo en sangre en niños (N=197) que habitaban en las cercanías a la pila de desechos y los resultados fueron que el 79,5 % presentaba valores menores a 10 µg/dL y el restante 20,5 % valores por encima de dicho valor. Actualmente San Antonio Oeste, es uno de los sitios dentro del país, junto con Abra Pampa, con prioridad en la remediación de la contaminación ambiental, y es uno de los sitios a los que se les otorgó parte del presupuesto de que dispone la Secretaría de Minería de la Nación para tal fin (Alderete *et al.*, 2009).

1.5 Descripción de la problemática en el Barrio La Rotonda

Un caso emblemático de contaminación por plomo en la región ha sido documentado en un Vecindario del Partido de Florencio Varela, conocido como La Rotonda, Provincia de Buenos Aires, Argentina, donde se encuentra una industria que recupera el plomo de las baterías usadas. Cabe remarcar que hoy en día la mayor parte del plomo se obtiene de esta forma y que el 97 % de las baterías en el mundo son recicladas, principalmente en los países de bajos ingresos y sobre todo en medidas informales y sin control (OMS, 2010). En este tipo de industrias el proceso es relativamente simple, el primer paso es el desguace de las baterías, lo cual se puede realizar manualmente o por medio de una sierra mecánica dependiendo del tamaño y tipo de batería. En esta

parte del proceso se separan y extraen los componentes: polipropileno, separadores, electrolito (ácido sulfúrico) y compuestos de plomo (PbO_2 , PbSO_4 y Pb metálico). Estos últimos se introducen en un horno, aproximadamente a $1000\text{ }^\circ\text{C}$, de donde se obtiene el plomo recuperado. El ácido se neutraliza con una solución alcalina o es diluido con agua y el polipropileno se lava y tritura para luego ser vendidos. En la etapa de fundición además de liberarse los distintos gases de combustión, se pueden liberar vapores de plomo así como material particulado, por lo tanto es necesario contar con tecnologías apropiadas para reducir la concentración de estos contaminantes en el ambiente. El agua utilizada durante el proceso de lavado de la batería puede contener una gran cantidad de metales pesados por lo tanto debe ser correctamente tratada (Chen *et al.*, 2009; Serrano Sánchez, 2011).

A 500 metros del Barrio cruza un arroyo, con documentada contaminación microbiológica y química (Herkovits *et al.*, 2003). Hace aproximadamente 15 años algunos caminos y terrenos del barrio habrían sido rellenados con materiales de descarte provenientes de residuos de la industria del plomo, con el consecuente pasivo ambiental asociado, el cual podría determinar impactos ambientales adversos. En 1997, el barrio se declara en “emergencia sanitaria” para llegar a ser declarado por la Secretaría de Política Ambiental de la Provincia de Buenos Aires en abril del 2006 en “crisis ambiental”, extendiéndose esta denominación a la cuenca del arroyo vecino. Se conforma entonces el “Comité de Crisis Ambiental” integrado por la misma, como máxima autoridad con competencia en la materia, la Autoridad del Agua, el Gobierno Municipal (Secretaría de Salud, Secretaría de Gobierno, Secretaría de Obras y Servicios Públicos) y vecinos de los barrios de la zona. La función del Comité de Crisis fue realizar una evaluación crítica de la problemática ambiental y del impacto de la misma sobre la salud de los habitantes (Giannuzzi, 2008).

La evaluación se inicia en el año 2006 por medio de un relevamiento poblacional de niveles de concentración de plomo en sangre de la población del barrio La Rotonda (Giannuzzi, 2008). Para todos los estudios que a continuación se van a mencionar se tomó como valor de corte de plomo en sangre $10\text{ }\mu\text{g/dl}$ para determinar exposición aumentada (MSPBA, 2013). En el primer estudio epidemiológico, coordinado por la Secretaría de Salud de la

Municipalidad de Florencio Varela, de la población total analizada (N=373), el 56 % eran niños (n=208, menores de 15 años), de los cuales el 21,6 % presentó plombemias positivas (n=46) (MFV, 2006). En otro estudio realizado el mismo año por la misma Secretaría y en colaboración con laboratorios habilitados del Hospital de Niños J.P. Garrahan, y el CENATOXA (Centro de Asesoramiento Toxicológico Analítico-Facultad de Farmacia y Bioquímica de la UBA-) de la población total estudiada (N=55) el 53% correspondía a la población infantil (n=29, entre 9 meses y 13 años), de los cuales, el 39% presentaron niveles de plomo en sangre por encima del valor de corte (n=12) (UNLP, 2006). En el año 2007 la Asociación Toxicológica Argentina publicó un estudio donde se analizaron a 90 niños (de 8 meses a 16 años), de los cuales el 21 % presentó plombemias positivas (n=19) (López *et al.*, 2007). El estudio epidemiológico más actual, se realizó en el año 2013 y estuvo a cargo del Ministerio de Salud de la Provincia de Buenos Aires, los resultados arrojaron plombemias positivas aunque en menor porcentaje que los estudios anteriores (MSPBA, 2013). Otro tipo de estudio de efecto llevado a cabo en el Barrio se realizó sobre una población de sapos (*Rhinella arenarum*), donde se midió la actividad de la enzima ALA-D deshidratasa y se determinaron variables morfo métricas. Los resultados mostraron en los sapos del barrio una menor actividad de dicha enzima, coincidente con el hecho que el plomo inhibe su actividad desplazando al zinc (el metal esencial para la actividad enzimática) y diferencias en las variables morfométricas (individuos de menor peso y con hígados de mayor tamaño) respecto a los analizados en el sitio de referencia (Salgado Costa *et al.*, 2012).

En base a lo desarrollado en este capítulo sobre la problemática del plomo en el ambiente y en la salud de las personas y para el caso particular del Barrio La Rotonda se plantea la hipótesis y los objetivos del presente estudio (Capítulo 2).

CAPÍTULO 2: HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

2.1 Hipótesis de trabajo

Las concentraciones de plomo en el barrio La Rotonda siguen una distribución gradual en todos los compartimentos ambientales en relación a una fuente puntual industrial, con consecuentes impactos en la calidad ambiental.

2.2 Objetivo General

Evaluar el grado de contaminación actual por plomo en el barrio La Rotonda, los compartimentos ambientales afectados y el riesgo asociado a la presencia de este metal en el ambiente.

2.3 Objetivos particulares

- 1) Entrenamiento en el diseño, planificación y ejecución de muestreos, teniendo en cuenta la ubicación geográfica y accesibilidad a la zona, localización de sitios de extracción de muestras, cantidad de muestras representativas, toma y conservación de muestras para los diferentes compartimentos ambientales (suelo, agua, aire y biota).
- 2) Aplicación de metodologías estandarizadas para el pretratamiento de muestras en el laboratorio para cada matriz ambiental: suelo, agua subterránea, material particulado en aire (en suspensión y sedimentable) y vegetales, y su determinación química
- 3) Interpretación de resultados obtenidos en relación a: i) comparación con sitios de referencia ii) niveles detectados en otras regiones del mundo, iii) niveles guía o normas de calidad, nacional y/o internacional, para los distintos compartimentos ambientales.
- 4) Aplicación de índices de contaminación ambiental y categorización de sitios contaminados por medio de técnicas estandarizadas.

Para el desarrollo de los objetivos planteados se propone el siguiente esquema de trabajo (Figura 2.1).

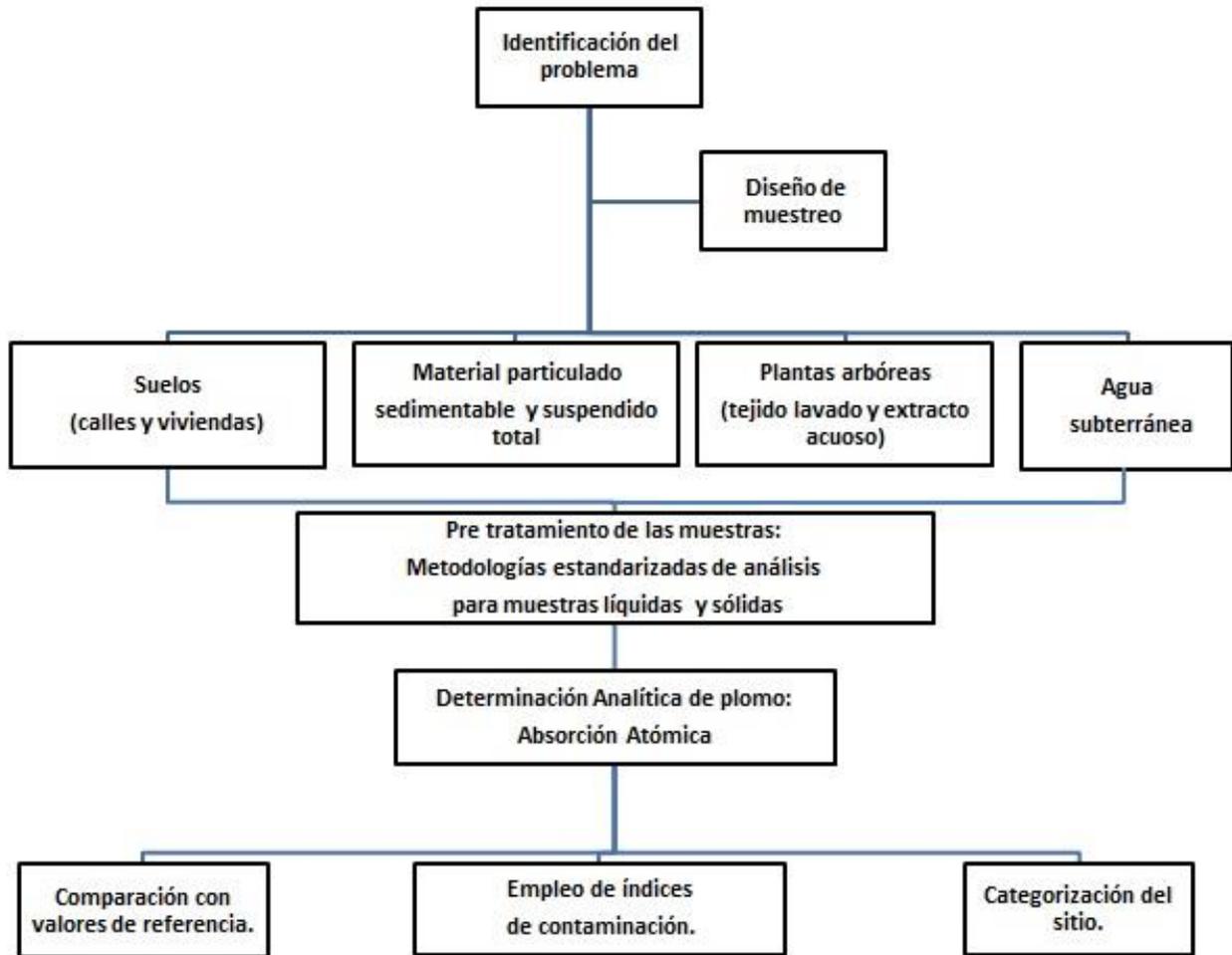


Figura 2.1: Esquema conceptual a desarrollar en este estudio.

CAPÍTULO 3: MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Área de Estudio

3.1.1 Descripción del área de estudio

La región estudiada es un vecindario del Partido de Florencio Varela, Provincia de Buenos Aires, Argentina (Latitud 34°50'23"S; Longitud 58°12'23"O). Está formado por 32 manzanas, con una población aproximada de 3.500 habitantes. Lindante a la zona residencial existen 22 industrias (**ANEXO 1**), entre ellas una que recicla el plomo de las baterías usadas. (Figura 3.1).



Figura 3.1: Área de estudio.

La mayoría de las calles del barrio (alrededor del 70 %) son de tierra y con escombros (MSPBA, 2013), entre las cuales, algunas podrían haber sido rellenadas con materiales de descarte provenientes de residuos de la industria del plomo (según la información oral brindada por los vecinos), con el consecuente pasivo ambiental asociado.

Los suelos de la región (Hojas INTA, 1972,1978) se clasifican como franco limosos (contienen más del 50 % de fracción limo) con promedio de 62,2 % de limo, 27,1 % de arcilla y solo 10,75 % de arena (Camilión *et al.*, 2005).El

arbolado en la zona urbanizada está mayoritariamente representado por especies introducidas caducifolias tales como el paraíso (*Melia azedarach*) y perennifolias como ligustro (*Ligustrum lucidum*), ciprés (*Cupressus sempervirens*), laurel (*Laurus nobilis*). Se observó mayor cantidad de especies arbóreas (ciprés) en los alrededores de la industria, formando un cordón biológico de protección. En la Tabla 3.1 se resumen las principales características de cada una de las especies. El barrio dispone de servicios de agua potable, agua corriente administrada por ABSA, por perforaciones de 70 mts de profundidad con tanque distribuidor, gas natural, electricidad y pozo séptico (no hay red cloacal ni pluvial) (MSPBA, 2013). El clima de la región es templado húmedo con valores medios de temperatura (media de mínimos - media de máximos), humedad relativa y precipitaciones de 18,3 °C (13,7 - 22,9), 70,8 % y 1337,9 mm respectivamente para los últimos 11 años (2000-2010). En la Tabla 3.2 se detallan los datos meteorológicos consultados.

3.1.2 Antecedentes de contaminación en el área de estudio

En el año 2006 comienzan a realizarse distintos estudios para evaluar el grado de contaminación en el vecindario. Se analizó el contenido de plomo en agua subterránea, en suelo y en material particulado en aire. El agua subterránea no mostró concentraciones por encima del valor exigido por el código alimentario (UNLP, 2006). El análisis del contenido de plomo en las calles de distintos puntos del barrio fue realizado por la Dirección de Industrias del Municipio de Florencio Varela y mostró una distribución muy heterogénea del metal. La concentración media (n=10) fue de 1.275,2 mg/kg, con un mínimo de 67 mg/kg a 300 m de la industria y una concentración máxima de 10.099 mg/Kg en la muestra tomada frente a la empresa Industrial Varela, sobre la calle Berni. Este nivel de concentración supera 10 veces el máximo permitido para suelo de uso industrial (1000 mg/Kg) y 20 veces el máximo permitido para suelo de uso residencial (500 mg/Kg). Esta calle, según informes recogidos de la zona, ha sido rellenada con desechos industriales por esta misma empresa, con abuso del desconocimiento de la población (Giannuzzi, 2008). Como medida de

remediación la Secretaria de Política Ambiental de la Prov de Buenos Aires y el municipio proponen pavimentar la calle Berni para inmovilizar el tóxico; la obra se encuentra actualmente ejecutada (Giannuzzi, 2008). A su vez, la Subsecretaria de control y regulación ambiental de la SPA tomó muestras de suelos de diez casas tanto a nivel superficial como profundo. Para el suelo superficial el nivel de concentración medio encontrado fue de 283,2 mg/kg con un valor mínimo de 55,4 mg/kg a 500 m de la industria y un máximo de 1.054,3 mg/kg en una casa frente a la industria. Para el suelo profundo la concentración media encontrada fue menor a la de suelo superficial, siendo la misma de 43,9 mg/kg, con un mínimo de 14,2 mg/kg y un máximo de 100,6 mg/kg (SPA, 2006a). El mismo organismo realizó el análisis de plomo en material particulado suspendido total en aire en una casa frente a la industria, donde se había realizado el análisis de suelo. Se tomaron dos muestras, una en el patio trasero de la vivienda y otra en el jardín frente a la vivienda, en el primer caso la concentración fue de 0,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, cuyo valor no supera el máximo permitido por la legislación vigente, en el segundo caso la concentración fue de 3,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, este valor duplica la media establecida por la legislación. La alta concentración de esta muestra respecto a la del patio trasero se la asocio con la cercanía a la calle con mayor concentración de plomo (SPA, 2006b). No obstante, este análisis es objetado por los vecinos por haberse realizado en condiciones que no corresponden a la realidad diaria del barrio: la muestra fue tomada durante dos días en el cual la empresa Industrial Varela no operó (Giannuzzi, 2008).

Capítulo 3: Materiales y Métodos.

Tabla 3.1: Principales características de las especies de plantas arbóreas que se encuentran en el área de estudio (<http://www.atlasdebuenosaires.gov.ar/aaba/>).

Nombre Vulgar	Nombre Científico (familia)	Características Generales	Hojas	Distribución	Fenología
Paraíso	<i>Melia azedarach</i> (Meliáceas)	Árboles de 8-15m de altura, caducifolios, polígamo-monoicos; troncos rectos; copa globosa; corteza castaño oscura, longitudinalmente agrietada.	Alternas, bipinnadas, con folíolos impares.	Especie nativa del Himalaya. En muchas zonas es una planta invasora de difícil erradicación. En la región rioplatense crece adventicia y se cultiva en calles, plazas y parques.	Florece de octubre a diciembre. La polinización es entomófila. Fructifica de diciembre a abril. La diseminación es zoocora. Posee hojas desde agosto hasta junio.
Ligustro	<i>Ligustrum lucidum</i> (Oláceas)	Árboles de 5-15 m de altura, perennifolios; troncos rectos; copa globosa; corteza grisácea oscura, fisurada	Opuestas, simples, lustrosas.	Especie nativa de la China, Corea y Japón. En la región rioplatense se cultiva en calles, plazas, parques y jardines. Especie invasora.	Florece de octubre a diciembre. La polinización es entomófila (abejas). Fructifica abundantemente de diciembre a junio, los frutos persisten sobre la planta mucho tiempo. La diseminación es ornitocora

Capítulo 3: Materiales y Métodos.

Ciprés	<i>Cupressus sempervirens</i> (Cupresáceas)	Árboles hasta de 30 m de altura, perennifolios, diclino-monoicos; troncos rectos; copa angostamente ovoide en la variedad piramidal, y columnar en la variedad stricta; corteza castaño grisácea, longitudinalmente agrietada.	Opuestas, escumiforme, imbricadas.	Especie nativa del Mediterráneo, sur de Europa y oeste de Asia, muy difundida en cultivo en zonas templado-cálidas. Es la especie del género más difundida en la región rioplatense, se cultivan sus dos variedades en plazas y parques	Las escamas fértiles aparecen en primavera, los conos tienen maduración bienal. La polinización es anemófila. La diseminación es anemocora.
Laurel	<i>Laurus Nobilis</i> (Lauráceae)	Árbol dióico de 5-10 m de altura, perennifolio, de tronco recto con la corteza gris y la copa densa, oscura. Ramaje erecto	Azuladas, alternas, lanceoladas u oblongo-lanceoladas, de consistencia algo coriácea, aromáticas, con el borde en ocasiones algo ondulado. Ápice agudo y base atenuada. El haz es de color verde oscuro lustroso, mientras que el envés es más pálido	La planta del laurel es originaria del este Mediterráneo y de Asia Menor, desde donde se extendió al resto de Europa y América.	

Tabla 3.2: Datos climáticos obtenidos del Servicio Meteorológico Nacional. Estación Observatorio de Buenos Aires (Latitud 34° 35'S, Longitud 58° 29'O, Altitud 25m).

Año	Temperatura media anual (°C)	Temperatura mínima media anual (°C)	Temperatura máxima media anual (°C)	Humedad relativa media anual (%)	Precipitación total anual acumulada (mm) (días con lluvia)
2000	18,0	13,8	22,1	73,8	1635,5 (142)
2001	18,4	14,1	22,6	70,50	1751,6 (148)
2002	18,3	13,8	22,7	72,10	1621,8 (146)
2003	17,6	12,5	22,7	70,1	1542,7 (131)
2004	18,5	13,8	23,1	70,9	1087,9 (115)
2005	18,3	13,5	23,0	69,7	1085,7 (129)
2006	18,5	13,9	23,1	70,2	1281,3 (120)
2007	17,7	12,9	22,5	71,8	1313,1 (140)
2008	19,1	14,3	23,8	70,5	722,1 (110)
2009	18,7	13,8	23,5	69,2	1324,3 (120)
2010	18,5	13,8	23,1	70,5	1351,4 (113)
Media	18,3	13,7	22,9	70,8	1337,9 (128,5)

3.2 Muestreo

3.2.1 Diseño de muestreo realizado en el presente estudio

Como primera etapa se realizó un recorrido por la zona para definir los compartimentos a muestrear, los sitios de muestreo y la accesibilidad a los mismos. Una vez ubicados en el mapa del barrio, se diseñó un muestreo en forma aleatoria, que involucró 32 sitios (Figura 3.2) y cuatro compartimentos ambientales; **suelo, biota, agua y aire**, de manera de abarcar la influencia de la fuente emisora sobre el barrio. Se optó trabajar en una microescala (< 16 Km), según la escala de movimiento de aire (Godish, 1991). Se definieron las siguientes tipos de muestras:

- Suelo
- plantas arbóreas
- agua subterránea.
- material particulado sedimentable (flujo másico vertical de partículas sedimentables)

- material particulado suspendido total TSP (<100µm)

En el caso de material particulado sedimentable, material particulado en suspensión, suelo y agua subterránea las muestras se tomaron en función de la cantidad de vecinos dispuestos a colaborar (autorizando la colocación de dispositivos de muestreo y extracción de muestras en sus propiedades) siempre dentro de lo planificado.



Figura 3.2: Área de estudio con los sitios de muestreo. Marcado con un círculo la posible fuente de contaminación. La identificación de cada sitio se detalla en Tabla 3.3.

Se tomó como sitio de referencia comparativo una zona residencial de los alrededores de la ciudad de La Plata, provincia de Buenos Aires (Sitio 33; Latitud 34°51'59"S; Longitud 58°2'17"), localizado a una distancia aproximada de 16 Km del área de estudio. El mismo presenta características similares en cuanto a tránsito vehicular, cantidad de población, condiciones climáticas, sin la presencia de industrias en la zona aledaña. Por otra parte se realizaron dos muestreos de calidad de aire en zona típicamente urbana, uno en la localidad de Ringuelet, La Plata (Sitio 34; Latitud 34°53'14"S, Longitud 57°58'51"O) ubicado a una distancia aproximada de 23 Km del área de estudio y a 6 Km del sitio de referencia y otro en el casco urbano de La Plata (Sitio 35; Latitud 34°55'43"S, Longitud 57°55'45"O) localizado a una distancia aproximada de 27 Km del área de estudio y 12 Km del

sitio de referencia, con el objetivo de contar con referencias de valores de concentración de plomo en ese compartimiento ambiental durante el estudio (Figura 3.3).



Figura 3.3: Mapa de ubicación del área de estudio y los sitios de referencia. Entre paréntesis los números de los sitios.

3.2.2. Toma y conservación de muestras

3.2.2.1 Muestreo de suelo.

Se tomaron muestras de las viviendas y de las calles. En este trabajo se va a referir a “suelos de las calles” al material no consolidado sin carpeta asfáltica que forma la cobertura de la calle, sin haber determinado si corresponde o no a una estructura de suelo. Las muestras fueron extraídas con un barreno, que permite extraer muestra hasta los 100 cm de profundidad (Figura 3.4). En las viviendas cuyos terrenos habrían sido rellenados con material de desecho industrial, se tomaron muestras puntuales en dos sectores de sus lotes, a dos profundidades: una, entre 0 cm y 20 cm y otra, entre 20 cm y 40 cm. Las muestras puntuales fueron agrupadas para luego obtener una muestra integrada en profundidad de cada sitio. En las casas cuyos terrenos no habrían sido rellenados, se tomaron muestras puntuales en dos sectores, a una profundidad de 20 cm, las cuales

también fueron agrupadas e integradas. En las calles se tomaron dos muestras a mitad de cuadra, en los puntos extremos de una línea trazada transversalmente, a una profundidad entre 0 cm y 20 cm. Ambas fueron agrupadas e integradas. En todos los casos, se colocaron en bolsas de polietileno y se trasladaron a temperatura ambiente.



Figura 3.4: Toma de muestra de suelo (izq). Detalle de la parte inferior del barreno donde se puede observar las distintas profundidades y como sale la muestra.

3.2.2.2 Muestreo de plantas arbóreas.

Se tomaron muestras de **hojas** de tres especies diferentes de árboles: ligustro, paraíso y ciprés. Se seleccionaron estas especies por encontrarse en mayor proporción tanto en el arbolado de la zona de estudio como en el sitio de referencia. Además, cada especie cuenta con follaje de distinta característica, tal como la superficie expuesta al aire, rugosidad y textura, siendo dos de ellas perennifolias y otra caducifolia. Las muestras fueron colectadas con una tijera de jardinería a una altura aproximada de 2,5 m (Figura 3.5). Se envasaron en bolsas plásticas de polietileno y se conservaron a 4°C.



Figura3.5: Toma de muestra de hojas de plantas arbóreas.

3.2.2.3. Muestreo de agua subterránea.

Las muestras se extrajeron de pozos existentes en el barrio con una profundidad aproximada de 30 m, por bombeo y se colocaron en botellas plásticas de 1 L a las cuales se les agregó 1ml de HNO_3 por litro de muestra para su conservación.

3.2.2.4. Muestreo de material particulado sedimentable.

Se realizaron dos muestreos de material sedimentable (flujo másico vertical de partículas sedimentables); uno en noviembre de 2011 y otro en enero de 2012, con la diferencia de que en el segundo se agregaron los dos sitios de referencia (34 y 35) destinados a evaluar calidad de aire. Se recolectó material durante treinta días en recipientes plásticos de PVC de $181,4 \text{ cm}^2$ de superficies, con protección y anclaje (Figura 3.6) según las especificaciones del Método ASTM D 1739-89. Se realizó una modificación respecto a esta técnica ya que los recipientes se colocaron en los techos de las casas del vecindario, a una altura entre 3 y 4 m, siempre asegurando que estuvieran a los cuatro vientos y libre de influencia de arboleda o muros.



Figura 3.6: Toma de muestras de material particulado sedimentable.

3.2.2.5. Muestreo de material particulado en suspensión total (TSP).

Las muestras fueron tomadas con un equipo de Alto Volumen Sierra portátil (Figura 3.7), (caudal aproximado $1,00 \text{ m}^3/\text{min}$), durante 24 h según norma ASTM D 4096-89. Se utilizó un filtro de lana de vidrio de 23,5 cm de largo por 18,5 cm de ancho. Una vez finalizado el tiempo de muestreo fueron recogidos en un recipiente cerrado y seco y trasladados al laboratorio a temperatura ambiente. El caudal de muestreo fue de $1,25 \text{ m}^3/\text{min}$ y el mismo se obtuvo según el manual de calibración.



3.7: Muestreo de material particulado en suspensión con un equipo de Alto Volumen.

En la Tabla 3.3 se detalla la ubicación de los sitios de muestreo, tanto del área de estudio como los sitios de referencia y el tipo de muestra tomada en cada uno de ellos.

3.3 Pre tratamiento de muestras y determinación analítica de plomo

3.3.1 Reactivos materiales e instrumental

- Ácido Nítrico (HNO_3) Anedra de calidad analítica, concentración 65 % p/p.
- Peróxido de hidrógeno (H_2O_2), Anedra de calidad analítica, 30% v/v.
- Agua Nanopura (destilada y des ionizada con equipo Sartorius Stedim, Biotech).
- Filtro de nitrato de celulosa Microclar, de poro 0,45 μm y 47mm de diámetro.
- Filtro whatman 589/1 banda negra.
- Matraces de borosilicato de 25 ml, 50 ml y 100 ml.
- Vasos de precipitado de borosilicato de 500 ml.
- Tubos de ensayo de 20 ml.
- Pipetas automáticas (HTL LAB Solutions. Modelo LABMATE Soft).
- Envases de polietileno de 100 ml.
- Mortero de porcelana de 10 cm de diámetro.
- Baño ultrasónico Teslab Tb 02.
- Baño termostático de agua Vicking S.R.L con regulación hasta 110°C.
- Estufa Dalvo con regulación hasta 200 °C.
- Balanza analítica marca Mettler H35AR (precisión 0.1 mg).
- Espectrofotómetro de Absorción Atómica de Llama: Varian SpectrAA.
- Todos los materiales utilizados fueron previamente lavados con HNO_3 al 10% y enjuagados con agua destilada y des ionizada.

3.3.2 Pre tratamiento

En todas las muestras se realizaron métodos de digestión estandarizadas (Método 3030E, APHA, 1998 para muestras líquidas y método 3050, SW 846 USEPA, 1986 para muestras solidas), con el fin de extraer el metal de la matriz orgánica y/o inorgánica y mantenerlo en solución. En este trabajo fueron llevadas a cabo con ácido nítrico ya que es adecuado para la extracción de plomo en las matrices

ambientales estudiadas, además de que los nitratos proporcionan una buena matriz para las determinaciones mediante espectrofotometría de absorción atómica. El esquema de la reacción de digestión es la siguiente:



El NO_2 es un gas color pardo que se puede observar visualmente en las digestiones e indica la presencia de material oxidable en las muestras. En este trabajo se agregó otro oxidante, peróxido de hidrogeno (H_2O_2), además del HNO_3 , en las matrices sólidas para asegurar la total digestión, como indica el método 3050, SW 846 (USEPA 1986).

3.3.2.1 Muestras Líquidas: Método 3030E (APHA, 1998).

3.3.2.1.1 Agua Subterránea.

En vasos de precipitados, se colocaron 1000 ml de muestra de agua a las cuales se le agregó 10 ml de HNO_3 concentrado. Estos se mantuvieron sobre un baño de arena a 80°C , hasta que su volumen se redujo 10 veces. Una vez finalizada la digestión, se filtraron y se llevaron a un volumen final de 100 ml en matraz, con agua nanopura. Cada cinco muestras, se realizó un blanco del procedimiento con agua nanopura.

3.3.2.1.2 Extracto acuoso de las muestras de plantas.

Para la extracción del material particulado de la superficie de las hojas, se realizó el lavado de las mismas. Para ello se colocaron en vasos de precipitados con agua nanopura, y estos en un baño ultrasónico donde fueron sometidos a 3 pulsos de 5 min cada uno. Una vez finalizada la extracción se conservó el extracto acuoso con 1ml de HNO_3 por cada litro. Posteriormente se procedió de la misma forma que con las muestras de agua subterránea.

Capítulo 3: Materiales y Métodos.

Tabla 3.3: ubicación de los sitios y tipo de muestras tomadas en cada uno de ellos.

N° de sitio	Ubicación del Sitio	Material Particulado suspendido total	Material Particulado Sedimentable 2011 (a)	Material Particulado Sedimentable 2012 (b)	Suelos calles	Suelos viviendas	Hojas de plantas arbóreas	Agua subterránea
1	Berni y Girondo					SV ₂₀ 1 (30/12/11) SV ₄₀ 1 (30/12/11)	Hci 1 (10/05/11)	
2	Berni 437	TSP 2 (19/09/11)		MPSb 2 (16/01/12)				
3	Berni y Pasteur						Hpa 3 (10/05/11)	
4	Girondo 463		MPSa 4 (30/08/11)	MPSb 4 (16/01/12)		SV ₂₀ 4 (30/12/11)	Hli 4 (10/05/11)	A 4 (30/12/11)
5	Girondo 565	TSP 5 (20/09/11)						
6	J. Azurduy de Padilla 1250				SC 6 (30/11/12)			
7	Pasteur 1080		MPSa 7 (30/08/11)					
8	L.Herrera y J.C. Varela			MPSb 8 (16/01/12)				
9	L.Herrera entre J.C Varela y La Rotonda		MPSa 9 (30/08/11)					
10	J. Ibarbourou 980							A 10 (30/12/11)
11	J.Azurduy de Padilla 986		MPSa 11 (30/08/11)	MPSb 11 (16/01/12)	SC 11 (30/11/12)			
12	Ezeiza y B.Houssay						Hpa 12 (10/05/11)	
13	Ezeiza 359						Hli 13 (10/05/11)	
14	La Huella 877					SV ₂₀ 14 (30/12/11)		
15	J.Azurduy de Padilla 850		MPSa 15 (30/08/11)					
16	La Rotonda 836		MPSa 16 (30/08/11)			SV ₂₀ 16 (30/12/11)		
17	C. Copello y J. Ibarbourou					SV ₂₀ 17 (30/12/11)		
18	La Rotonda 751			MPSb 18 (16/01/12)		SV ₂₀ 18 (30/12/11) SV ₄₀ 18 (30/12/11)		A 18 (30/12/11)
19 20	J.C. Varela 742 J. Azurduy de Padilla 710				SC 20 (30/12/11)		Hci 19 (17/05/11)	
21	La Huella y C. Grierson		MPSa 21 (30/08/11)					

Capítulo 3: Materiales y Métodos.

22	Grierson 591						Hpa 22 (17/05/11)	
23	B. Houssay 683				SC 23 (30/12/11)			
24	Grierson 380				SC 24 (30/12/11)			
25	Moreno 666						Hci 25 (17/05/11) Hli 25 (17/05/11)	
26	La Rotonda 600				SC 26 (28/12/11)			
27	B. Maseé y La Huella				SC 27 (30/11/12)			
28	B. Maseé 528				SC 28 (30/12/11)			
29	J. Ibarbourou 530				SC 29 (28/12/11)			A 29 (30/12/11)
30	B. Houssay 543				SC 30 (28/12/11)			
31	B. Maseé 734		MPSa 31 (30/08/11)			SV ₂₀ 31 (30/12/11) SV ₄₀ 31 (30/12/11)		
32	B. Maseé y J. Azurduy de Padilla				SC 32 (28/12/11)			
33	13 y 476 City Bell	TSP 33 (19/09/11)	MPSa 33 (30/08/11)	MPSb 33 (16/01/12)		SV ₂₀ 33 (30/12/11) SV ₄₀ 33 (30/12/11)	Hpa 33 (24/05/11) Hci 33 (24/05/11) Hli 33 (24/05/11)	A 33 (30/12/11)
34	4 bis y 520 Ringuelet			MPSb 34 (16/01/12)				
35	4 y 70 La Plata			MPSb 35 (16/01/12)				

3.3.2.2 Muestras Sólidas: Método 3050, SW 846 (USEPA, 1986).

3.3.2.2.1 Muestras de Suelos.

Las muestras de suelos se secaron a temperatura ambiente y se homogeneizaron y trituraron con mortero. Luego se tomaron 2 g y se colocaron en vaso de precipitado de 100 ml. Se agregaron 5 ml de HNO₃ 1:1 y se mantuvieron en baño de arena a 80°C durante tres horas hasta total desaparición de vapores pardos; posteriormente, se incorporaron 10 ml de HNO₃ concentrado dejándolos reposar aproximadamente 10 horas, seguido de agregado de 5 ml de H₂O₂ al 30 % v/v. Una vez finalizada la digestión, se filtraron las muestras con filtro de nitrato de celulosa y se llevaron a volumen final de 50 ml en matraz con agua nanopura. Se realizó un blanco de reactivos cada diez muestras.

3.3.2.2.2 Muestras de tejidos de plantas arbóreas.

Las hojas que habían sido previamente lavadas se secaron en estufa a 40°C y se homogeneizaron y trituraron con mortero. Se tomó 1g de muestra seca y se colocó en tubo de ensayo de 20 ml, seguido de tratamiento a reflujo en un baño de agua a 80°C. Primeramente, se le agregaron 10 ml de HNO₃ 1:1 hasta la desaparición de vapores pardos, luego, se incorporaron 7 ml de HNO₃ y, como en el agregado anterior, se esperó que cesaran los desprendimientos de vapores pardos. Una vez finalizada la digestión, se filtraron las muestras a través de Nitrato de celulosa y se llevaron a volumen final de 25 ml en matraz con agua nanopura. Se realizó un blanco de reactivos cada diez muestras.

3.3.2.2.3 Material Particulado Sedimentable.

En este caso se analizó solamente el plomo retenido en la fracción insoluble, es decir en el material sólido colectado. El mismo se separó del líquido (agua de lluvia) por filtración con filtro Whatman 589/1 banda negra que corresponde a un poro de 20-25 µm. El sólido filtrado se llevó a peso seco en estufa a 105°C y se determinó la masa por gravimetría, para determinación del flujo másico vertical de partículas sedimentables en función del área (Método ASTM D 1739-89).

Luego se tomó una porción de cada una de las muestras sólidas y se colocaron en tubos de ensayo para ser digeridas igual que el procedimiento realizado con las

muestras de plantas. En este caso, debido a la menor masa de muestra, se realizó solo un agregado de 4 ml de HNO₃ concentrado y, luego de la filtración, se llevó a un volumen final de 7 ml con agua nanopura, en tubos de ensayos graduados de 10 ml. Se realizó un blanco de reactivos cada diez muestras. Además se realizó un blanco del procedimiento con un recipiente de muestreo limpio, sobre el cual se realizaron todos los pasos: lavado, filtración, secado y digestión.

3.3.2.2.4 Material particulado en suspensión total (TSP).

En primer lugar se determinó la masa de material particulado en el filtro gravimétricamente en balanza analítica por diferencia con la masa del filtro antes de la exposición. Los filtros fueron mantenidos en recipientes con sílica gel para normalizar las condiciones de pesada. Luego se tomó una cuarta parte del filtro y se procedió de igual forma que para la digestión de suelos, con la diferencia de que en primera instancia se colocaron 15 ml de HNO₃ 1:1, para lograr que todo el material se impregne en la solución, y luego 10 ml de HNO₃ concentrado. Una vez finalizada la digestión, se filtraron las muestras en filtro de nitrato de celulosa y se llevaron a volumen final de 25 ml en matraz con agua nanopura. En este caso se realizaron dos blancos de filtro cada tres muestras debido a la mayor interferencia en la matriz del material remanente del tratamiento del filtro.

3.3.3 .Determinación analítica de plomo en las muestras

3.3.3.1. Principio del método empleado.

La determinación analítica de plomo se realizó por Espectrofotometría de Absorción Atómica de Llama con instrumento Varian SpectrAA 300 (Figura 3.8), según las especificaciones del Método 3111B (APHA, 1998). Esta técnica se resume en la Figura 3.9. Consta de la aspiración de la muestra en forma líquida a través de un tubo capilar y conducida a un nebulizador, donde se forma un rocío o pequeñas gotas de líquido. Las gotas formadas son conducidas a una llama (en este caso de aire y acetileno) donde se produce una serie de eventos que originan la formación de átomos. Estos átomos absorben cuantitativamente la radiación emitida (a determinada longitud de onda) por una lámpara de cátodo hueco y la cantidad de radiación absorbida es función de su concentración .La señal de la

lámpara una vez que pasa por la llama llega a un monocromador, que discrimina todas las señales que acompañan la línea de interés. Esta señal de radiación electromagnética llega a un detector o transductor y pasa a un amplificador y por último a un sistema de lectura.



Figura 3.8: Instrumento de Absorción Atómica Varian SpectrAA 300.

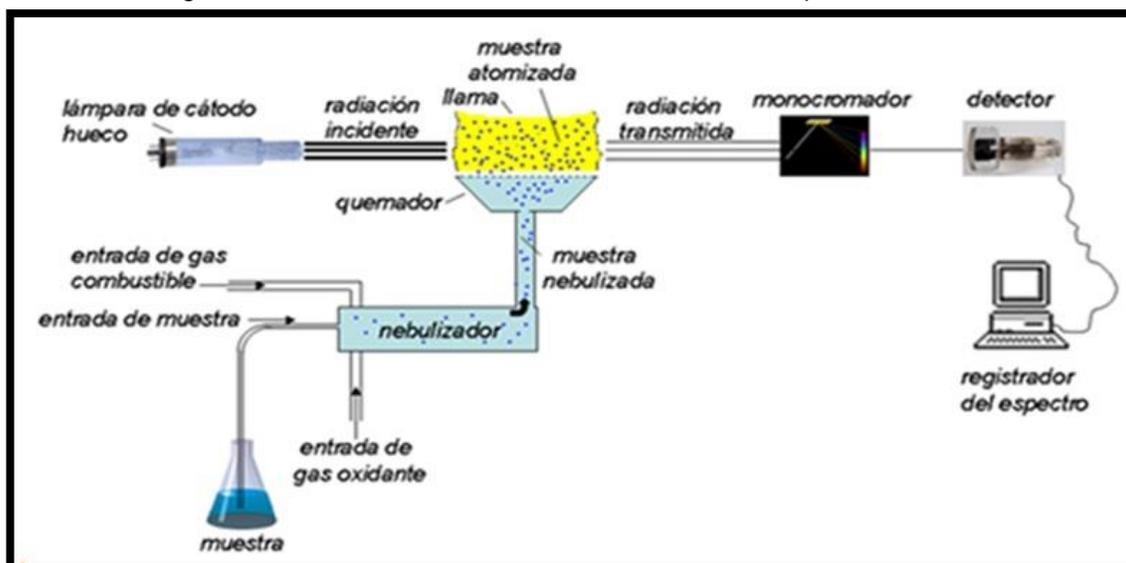


Figura 3.9: Esquema de las partes de un equipo de Absorción Atómica. (<http://triplenlace.com/2013/01/03/espectroscopia-atmica-iii-en-el-laboratorio/>).

3.3.3.2 Condiciones de trabajo.

En la Tabla 3.4 y 3.5 se resumen las condiciones operativas instrumentales para las mediciones analíticas realizadas:

Tabla 3.4: Condiciones de trabajo fijas utilizadas en instrumento Varian SpectrAA 300.

Condiciones de trabajo (fijas)	
Corriente de la lámpara	10 mA
Combustible	Acetileno
Soporte	Aire
Estequiometría de la llama	Oxidación
Temperatura de la llama	2100-2400 °C

Tabla 3.5: Condiciones de trabajo variables recomendadas en el manual del instrumento Varian SpectrAA 300. En rojo la utilizada en este trabajo.

Condiciones de trabajo (variables)		
Longitud de onda (nm)	Ancho de la rendija (nm)	Rango óptimo de trabajo (µg/L)
217,0	1,0	0,1-30
283,3	0,5	0,5-50
261,4	0,5	5-800
202,2	0,5	7-1000
205,3	0,5	50-8000

3.4. Parámetros de Calidad

Se realizó en las distintas muestras el método del sobreagregado para observar el comportamiento de la técnica de extracción en las distintas matrices ambientales y obtener la recuperación del método empleado. En el caso del material particulado sedimentable se incorporó sobre el blanco del procedimiento una masa de plomo de 0,007 mg (a partir de una solución de concentración conocida de plomo) tal que resultara ser 1 mg/L en la determinación analítica, obteniéndose una concentración nominal de 0,04 µg Pb/cm² en el flujo másico vertical de plomo. Para el material suspendido total se realizó un sobreagregado de 0,025 mg de plomo sobre el filtro blanco de la digestión, de manera de obtener una concentración de 1 mg/l en la determinación analítica, resultando ser la concentración nominal 0,0125 µg Pb/m³ en el TSP. En el caso del suelo, se realizaron dos sobreagregados sobre la muestra del sitio de referencia tomada entre los 20-40cm (SV₄₀ 33), de 0,2 y 0,4 mg de plomo, de manera de obtener una concentración nominal en el suelo de 100 mg/kg y 200 mg/kg respectivamente por encima del valor basal. Además se realizó un control de calidad con material de

referencia de suelo (NIES N°2, Pond Sediment Japón). Para las curvas de calibración y los sobreagregados se utilizaron patrones de plomo de 1000mg/L (CHEM-Lab NV) y soluciones intermedias de dicho patrón.

3.5 Interpretación de los resultados

Los resultados de este trabajo se compararan con valores guías y/o normas, nacionales e internacionales y con datos bibliográficos a nivel regional y mundial. Se calcularán índices de contaminación y se realizara una etapa preliminar de evaluación de riesgo para la calificación del sitio.

3.5.1 Índices de contaminación

Existen diversos Índices (-geoacumulación- Müller, 1969; -carga contaminante- Tomlinson *et al.*, 1980) que permiten señalar el enriquecimiento relativo de un determinado elemento en un sistema dado.

Müller (1969), sugirió un parámetro para la evaluación de la contaminación por metales en suelos y sedimentos, llamado índice de geoacumulación (I_{geo}) definido en la ecuación 3.1.

$$I_{geo} = \log_2 (C_n / 1,5 \times B_n) \quad (\text{Ecuación. 3.1})$$

Donde C_n es el valor medido de un metal en las muestras de sedimento o suelo presumiblemente contaminado y B_n es el valor de la concentración de metal en el suelo basal (no contaminado). Se utiliza un factor de 1,5 para representar posibles variaciones en el nivel de base del metal medido en el ambiente, y como un factor de corrección de una eventual influencia antrópica en el cálculo (Buccolieri *et al.*, 2006). Este índice, que ha sido empleado por varios autores (Chakrapani & Subramanian 1990; Ramos & Legorburu, 1990; Ponce *et al.*, 2000; Buccolieri *et al.*, 2006; Iturbe-Argüelles *et al.*, 2006; Galán *et al.*, 2009; González-Sepulveda *et al.*, 2009; Valdés & Sifeddine, 2009; Aikpokpodion 2010; Posada *et al.*, 2010; Wei & Yang 2010; Siboney Bergues Garrido 2011; Álvarez *et al.*, 2012), permite formar una escala de siete grados (Tabla 3.6), que van desde la clase cero para sedimentos o suelos no contaminados hasta la clase 6 (extremadamente contaminados) con valores 50 veces superiores a los de fondo.

Tabla 3.6: Calidad de los sedimentos o suelos de acuerdo a la clasificación del Índice de geoacumulación de Müller.

<i>Índice de geoacumulación</i>	<i>Categoría</i>	<i>Calidad del suelo</i>
$I_{geo} \leq 0$	0	No contaminado
$0 < I_{geo} \leq 1$	1	No contaminado a moderadamente contaminado
$1 < I_{geo} \leq 2$	2	moderadamente contaminado
$2 < I_{geo} \leq 3$	3	moderadamente a fuertemente contaminado
$3 < I_{geo} \leq 4$	4	fuertemente contaminado
$4 < I_{geo} \leq 5$	5	fuertemente a extremadamente contaminado
$I_{geo} \geq 5$	6	extremadamente contaminado

3.5.2 Evaluación preliminar para la clasificación del sitio

Para realizar la evaluación preliminar de clasificación del sitio se toma como referencia la metodología de identificación y evaluación de riesgos para la salud en sitios contaminados propuesta por la OPS/OMS (Díaz-Barriga, 1999). En general la metodología propuesta cuenta con tres fases:

- 1) la obtención de un listado preliminar de sitios potencialmente contaminados,
- 2) la inspección de los sitios listados
- 3) la evaluación de la exposición en aquellos sitios que como resultado de la inspección hayan sido considerados de alto riesgo.

En este trabajo se enfocara en la fase dos: inspección de los sitios potencialmente contaminados, la cual cuenta a su vez con 7 pasos fundamentales:

- 1) visita al sitio
- 2) contaminación ambiental
- 3) selección de los contaminantes críticos
- 4) análisis preliminar de las rutas de exposición
- 5) estimación preliminar del riesgo
- 6) análisis dosis-respuesta
- 7) Calificación de los sitios

Los datos obtenidos de la INSPECCIÓN se emplean para calificar el sitio, según el formulario del **ANEXO 2**. De acuerdo con su puntaje, los sitios se clasificarán en cualquiera de las siguientes categorías:

- Urgencia ambiental y de salud pública (75 a 100 puntos). El sitio requiere restauración inmediata y se deberían generar en el corto plazo datos sobre la evaluación de la exposición.
- Riesgo ambiental y de salud pública (40-74 puntos). El sitio requiere de una evaluación de la exposición. Los resultados de dicho análisis determinarán el nivel de intervención requerido para la restauración del área estudiada.
- Mínimo riesgo ambiental y de salud pública (0-39 puntos). El sitio no requiere un análisis más profundo. Sin embargo, se desarrollará un programa de vigilancia ambiental para evitar un riesgo futuro.

CAPÍTULO 4: RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este capítulo se presentan las concentraciones de plomo encontradas en los distintos compartimentos ambientales: suelo, biota, agua y aire. Los mismos se comparan con los valores obtenidos en el sitio de referencia, la distancia a la fuente industrial y con niveles guía de calidad establecidos por leyes nacionales e internacionales. A su vez se emplearán índices para evaluar el grado de contaminación del vecindario. A modo de validación de los resultados encontrados, también se presentan los resultados de la evaluación de las diferentes técnicas empleadas, que fueron detalladas en la metodología.

4.1 Validación de los métodos

En la Tabla 4.1 se muestran los resultados obtenidos de los sobreagregados de plomo realizados. Se muestra la concentración nominal y la concentración medida.

Tabla 4.1: Concentración nominal y concentración medida de plomo en las muestras sobreagregadas y el material de referencia.

<i>Muestra</i>	<i>Concentración nominal</i>	<i>Concentración medida</i>
MPSb	0,04 $\mu\text{g Pb/cm}^2$	0,05 $\mu\text{g Pb/cm}^2$
TSP	0,0125 $\mu\text{g Pb/m}^3$	0,0100 $\mu\text{g Pb/m}^3$
SV ₄₀	100 mg Pb/kg	82,1 mgPb/kg
SV ₄₀	200 mg Pb/kg	229,5 mgPb/kg
Material de referencia	105 \pm 6 mg Pb/kg	108,4 mgPb/kg

Para el material particulado sedimentable (MPS) se observa que la recuperación es del 125 %, para el material particulado en suspensión (TSP) es del 80 %, y en los suelos, la recuperación promedio fue de 98,4%, mientras que el valor obtenido para el material de referencia está dentro del error de la concentración nominal (Taguchi & Castro de Esparza, 1986).

4.2 Suelos

En este apartado se presentan las concentraciones de plomo, en **mgPb/kg de suelo seco**, encontradas en las muestras extraídas de las calles y de las viviendas tanto en el área de estudio como en el sitio de referencia (33). Los resultados en el área de estudio se comparan entre si según la distancia a la fuente industrial con el fin de observar su impacto, para este propósito se optó

por sectorizar el vecindario en forma arbitraria. Se tomaron tres sectores: uno inmediato a la fuente industrial, con una distancia entre 0 y 175 m; otro intermedio, entre 175 y 775 m y otro lejano, entre 775 y 1025 m (Tabla 4.2). Además se compara con los valores guía de calidad de suelos para uso agrícola, residencial e industrial, establecidos por el Decreto N° 831/1993 de la Ley Nacional N° 24.051 de Residuos Peligrosos. Por otro lado se calcula el Índice de contaminación propuesto por Müller.

Tabla 4.2: Sectores seleccionadas según la distancia a la fuente.

<i>Distancia a la fuente (m)</i>	<i>Sector (Color asignado)</i>
0-175	Inmediato
175-750	Intermedio
750-1.025	Lejano
-	Sitio de Referencia
-	Valores guía o normas nacionales o internacionales.

4.2.1 Suelos de las calles

En la Tabla 4.3 se presentan las concentraciones de plomo encontradas en las calles, el sitio de referencia y los valores guía de calidad de suelos (Ley Nacional N°24.051), así como la distancia a la fuente industrial. En la Figura 4.1 se observa que las concentraciones de plomo en el área de estudio superan, en todos los casos, el valor del sitio de referencia (33) y que sólo una muestra (SC 30) es mayor que el valor guía de calidad de suelos, tanto para uso agrícola como para uso residencial.

Respecto a valores guía internacionales, la USEPA recomienda un valor máximo de 400 mg Pb/kg para áreas accesibles a juegos de niños y un valor máximo de 1200 mg Pb/kg en áreas no accesibles a juegos (USEPA, 2001). En Canadá los valores guía de calidad de suelos son de 70, 140 y 600 mg Pb/kg de suelo para uso agrícola, residencial e industrial, respectivamente (CCME, 2007).

Tabla 4.3: Concentraciones de plomo en los **suelos de las calles** y valores guía de calidad nacional en **mgPb/kg (suelo seco)**.

Sitio	Distancia a la fuente (m)	Concentración
SC 6	250	81,4
SC 11	450	58,5
SC 20	775	53,2
SC 23	825	142,0
SC 24	825	124,3
SC 26	900	78,8
SC 27	900	33,4
SC 28	950	69,8
SC 29	950	175,5
SC 30	950	622,0
SC 32	1.025	128,2
S 33		29,1
Uso agrícola		375
Uso residencial		500
Uso industrial		1.000

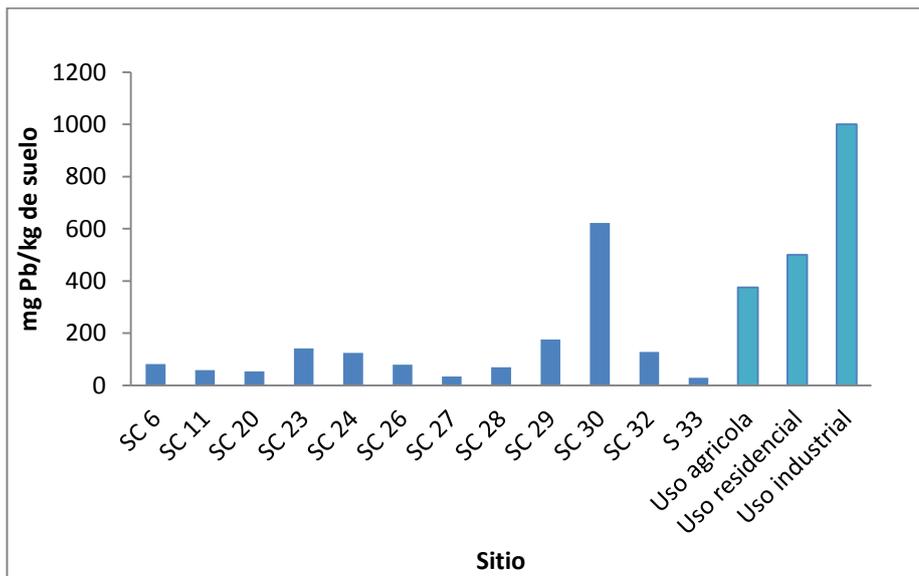


Figura 4.1: Concentraciones de plomo en los **suelos de las calles** y valores guía de calidad en **mg/kg (suelo seco)**.

Los valores guías en Argentina son similares a los propuestos por la USEPA mientras que los de Canadá son más estrictos. Si se compara este último con los niveles de plomo en las calles del vecindario (Tabla 4.3) se observa que tres sitios (SC23, SC 29 y SC 30) superan el valor guía para uso residencial, el sitio SC 30 supera, a su vez, el valor guía para uso industrial mientras que los sitios SC11, SC20, SC27 SC28 y el sitio de referencia SC33 se encuentran por debajo de los valores guías de Canadá.

Se calculó el índice geoacumulación de Müller, como se explicó en el capítulo 3. Se toma como valor de concentración de plomo de fondo (B_n) el del sitio de referencia. En la Tabla 4.4 se muestran los resultados obtenidos del índice para los suelos de las calles en cada sitio.

Tabla 4.4: Calidad del **suelo de las calles** de acuerdo a la clasificación del índice de geoacumulación de Müller.

<i>Muestra Suelo calles</i>	<i>distancia a la fuente</i>	<i>mg Pb/ kg suelo</i>	<i>Igeo</i>	<i>Categoría</i>	<i>Calidad del suelo</i>
SC 6	250	81,4	0,90	1	No contaminado a moderadamente contaminado.
SC 11	450	58,5	0,42	1	No contaminado a moderadamente contaminado.
SC 20	775	53,2	0,29	1	No contaminado a moderadamente contaminado.
SC 23	825	142,0	1,70	2	Moderadamente contaminado.
SC 24	825	124,3	1,51	2	Moderadamente contaminado.
SC 26	900	78,8	0,85	1	No contaminado a moderadamente contaminado.
SC 27	900	33,4	-0,39	0	No contaminado.
SC 28	950	69,8	0,68	1	No contaminado a moderadamente contaminado.
SC 29	950	175,5	2,01	2	Moderadamente contaminado.
SC 30	950	622,0	3,83	4	Fuertemente contaminado.
SC 32	1025	128,2	1,55	2	Moderadamente contaminado.
S 33		29,1			Valor de fondo B_n .

De la Tabla 4.4, se puede observar que solo un sitio (SC27) resulta “No Contaminado”, cuatro sitios se califican como “Moderadamente contaminados” (SC23, SC24, SC29 Y SC32), mientras que el sitio SC 30 como “Fuertemente Contaminado”, según dicho índice. La USEPA propone que el valor de intervención para suelos urbanos contaminados por plomo, es de 400 mg/kg (USEPA, 1993). Si tomamos este valor de referencia, dado que el sitio 30 supera dicho valor debería recomendarse su intervención.

4.2.2 Suelos de las viviendas

En la Tabla 4.5 se presentan las concentraciones encontradas en los suelos de las Viviendas y en el sitio de referencia, a las dos profundidades: entre 0 y 20 cm (SV_{20}) y entre 20 y 40 cm (SV_{40}) y los valores guía de calidad nacional.

Tabla 4.5: Concentraciones de plomo en los **suelos de las viviendas** y valores guía de calidad nacional en **mgPb/kg (suelo seco)**.

<i>Sitio</i>	<i>Distancia a la fuente (m)</i>	<i>Concentración</i>
SV ₂₀ 1	75	200,0
SV ₄₀ 1	75	43,3
SV ₂₀ 4	175	71,6
SV ₂₀ 14	575	51,0
SV ₂₀ 16	600	72,9
SV ₄₀ 16	600	57,2
SV ₂₀ 17	675	37,8
SV ₂₀ 18	725	32,3
SV ₄₀ 18	725	19,1
SV ₂₀ 31	1.025	37,4
SV ₄₀ 31	1.025	32,0
SV ₂₀ 33		29,1
SV ₄₀ 33		27,1
Uso agrícola		375
Uso residencial		500
Uso industrial		1.000

En la Figura 4.2 se observa que las concentraciones de plomo en el área de estudio son mayores que los valores del sitio de referencia (33), sin embargo ninguno supera los valores de referencia reglamentarios. En los sitios en los que se tomó muestra a dos alturas (SV1, SV16, SV31 y SV18), se observa que la concentración en superficie (0-20 cm) siempre es mayor que la concentración en profundidad (20-40cm), siendo la concentración media 85,7 mgPb/kg en el nivel superficial y 37,9 mgPb/kg en el más profundo de suelo. Esto coincide con el trabajo de Davis *et al.*, (1988), quien estudió la distribución de metales en suelos sobre los que se aplicaron residuos con plomo y observó que entre el 75 y el 84 % del plomo quedaba retenido dentro de los 5 cm superiores. A su vez Wang *et al.*, (1992), Gerald *et al.*, (1995), Madejon (2003), Al-Khashman & Shawabkeh (2006), Tume *et al.*, (2008) y Odat *et al.*, (2011), encontraron que el metal, proveniente de las distintas fuentes queda retenido en las capas superficiales del suelo.

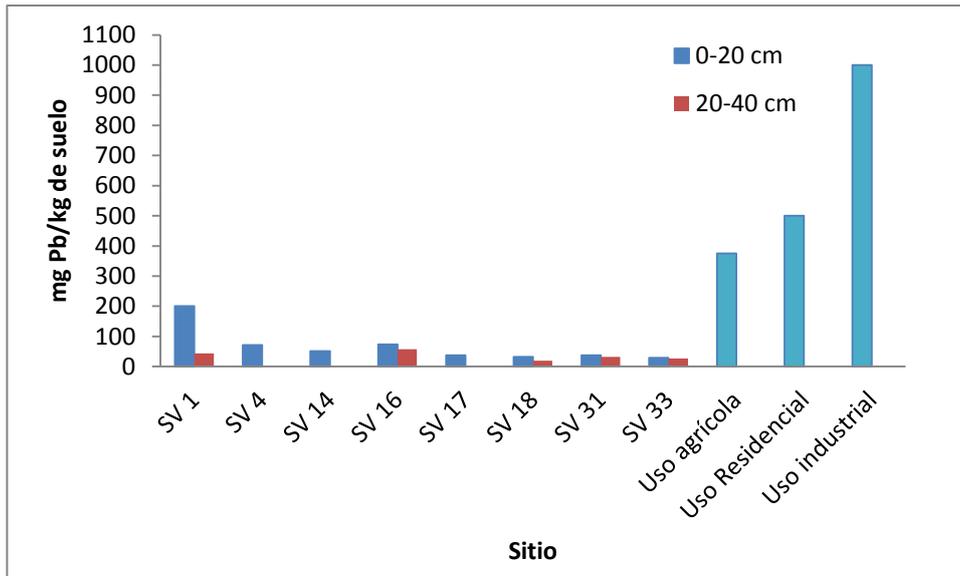


Figura 4.2: Concentraciones de plomo en los **suelos de las viviendas** y valores guía de calidad nacional, en **mgPb/kg (suelo seco)**.

Si se comparan con los valores guía de Canadá, mencionados anteriormente, las muestras SV₂₀₄ y SV₂₀₁₆ superan el valor guía para uso agrícola, solo la muestra SV₂₀₁ supera el valor guía para uso agrícola y residencial, mientras que los demás muestras (SV₄₀₁, SV₂₀₁₄, SV₄₀₁₆, SV₂₀₁₇, SV₂₀₁₈, SV₄₀₁₈, SV₂₀₃₁, SV₄₀₃₁), junto con el sitio de referencia (SV₂₀₃₃, SV₄₀₃₃), están por debajo del nivel guía internacional.

Al igual que con suelos de las calles, se calculó el Índice de geo acumulación de Müller pero solamente para las muestras superficiales (0-20 cm) ya que representan el material más reciente y con mayor incidencia en la salud. En la Tabla 4.6 se observa que la muestra SV₂₀₁ se trata de un suelo Moderadamente a fuertemente contaminado, mientras que el resto de los suelos No presentan contaminación, según este índice.

En la Figura 4.3, se observa que la distribución de plomo en los suelos del vecindario (calles y viviendas) es heterogénea, y que no existe una relación lineal entre la concentración de plomo en los suelos y la distancia a la fuente industrial, contrario a lo publicado por Wang *et al* (1992) y Cala & Kunimine (2003), quienes estudiaron la concentración de plomo en los suelos y su relación con la distancia a una industria de reciclaje de baterías de plomo en Taiwan y en Madrid respectivamente. Wang *et al* (1992), encontraron que en las cercanías a la fuente (distancia < 350 m) la concentración es máxima,

Tabla 4.6: Calidad del **suelo superficial de las viviendas** de acuerdo a la clasificación del índice de geoacumulación de Müller.

<i>Muestra suelo</i>	<i>mg Pb/kg de suelo</i>	<i>Igeo</i>	<i>Categoría</i>	<i>Calidad del suelo</i>
SV20 1	200,0	2,20	3	Moderadamente a fuertemente contaminado
SV2016	72,9	0,74	1	No contaminado a moderadamente contaminado
SV20 31	37,4	-0,22	0	No contaminado
SV2018	32,3	-0,43	0	No contaminado
SV20 4	71,6	0,71	1	No contaminado a moderadamente contaminado
SV20 14	51,0	0,22	0	No contaminado a moderadamente contaminado
SV20 17	37,8	-0,21	0	No contaminado
SV20 33	29,1			Valor de fondo Bn

disminuyendo a medida que se aleja de la fuente (distancia > 350 m), alcanzando a las concentraciones de fondo de la región a 1 km. Cala & Kunimine (2003) encontraron la misma relación pero con menor alcance en la distancia, ya que la máximas concentraciones se detectaron a distancias menores 100 m, llegando a los valores naturales a 400 m de la fuente. Estos autores concluyeron que la sedimentación de partículas de óxidos de plomo era la principal causa de la contaminación en los suelos. En el presente estudio la máxima concentración de plomo se encuentra en la calle al otro extremo de la fuente industrial (SC30) (Figura 4.3), con lo que se podría inferir que no se debe a la actividad actual de la misma, sino que confirma que el suelo fue rellenado con restos de plomo y representa una nueva fuente de contaminación. Cabe remarcar que este sitio es el que fue categorizado como Fuertemente Contaminado, según el Índice de Müller. En el sitio 1, a 75 m de la fuente, la concentración es alta respecto al resto del vecindario, esta podría estar asocia con la cercanía a la fuente, aunque también se trata de uno de los terrenos rellenos con material de descarte. Este sitio se categoriza según el índice de Müller como moderadamente a fuertemente contaminado.



Figura 4.3: Distribución espacial de plomo en los **suelos** del vecindario (verde: suelo viviendas 0-20 cm, rosa: suelo viviendas 20-40 cm, rojo: suelo calles) en **mg Pb/kg de suelo**. También se muestran las concentraciones en los ditios de referencia.

Tomando los datos actuales de la Tabla 4.7 se realizó el cociente entre la media de las concentraciones de plomo en los suelos de las **viviendas** que habrían sido rellenados con material de descarte y la media de los suelos de las **viviendas** no rellenados con material de descarte (los cuales pueden ser tomados como valores de fondo en el vecindario) ambas entre 0-20 cm, y el mismo arrojó un valor de 1,6. Es decir, los suelos rellenados presentan aproximadamente el doble de concentración que el de los niveles de fondo en el vecindario. También se realizó el cociente entre la media de las concentraciones de plomo de los suelos de las **calles** que habrían sido rellenados con material de descarte y los suelos de las **viviendas** no rellenados con dicho material y el mismo arrojó un valor de 2,6. Es decir, las calles tienen una concentración de plomo aproximadamente tres veces mayor al valor de fondo de plomo en el vecindario. Estos resultados confirmarían el aporte extra de plomo que provendría del material de relleno.

Si se compara la situación actual con la del año 2006 (en función de antecedentes bibliográficos) se observa que, para el suelo de las calles y el

Tabla 4.7: Concentración media de plomo (mínima y máxima) en los **suelos de las calles y las viviendas**, en mgPb/kg (suelo seco). **Situación actual y año 2006.**

	<i>Calles (SC)</i>	<i>Suelo Viviendas rellenas 0-20 cm (SV₂₀)</i>	<i>Suelo Viviendas no rellenas 0-20 cm (SV₂₀)*</i>	<i>Suelo Viviendas rellenas 20-40 cm (SV₄₀)</i>	<i>Suelos en el vecindario (rellenas y no rellenas entre 0-20cm)</i>
Concentración media Situación Actual	142,4 (33,4-622)	85,7 (32,3-200)	53,5 (19,1-37,8)	37,9 (19,1-57,2)	69,6 (19,1-200)
Concentración media Año 2006	1.275,2 (67-10.099)			43,9 (14,2-100,6)	283,2 (55,4-1.054,3)

*Considerado concentración de fondo del vecindario

suelo del vecindario (ambos entre 0-20 cm), la media disminuye nueve y cuatro veces, respectivamente (Tabla 4.7). Cabe remarcar que en el año 2006, tanto el suelo como la calle con mayor contenido de plomo (y por los cuales las medias aumentan) corresponden a los que actualmente ha sido cubierta con asfalto, controlando el aporte actual de esa posible fuente. Respecto al suelo profundo (entre 20-40 cm) se observa que la media no varía entre el año 2006 y el 2012.

En la Tabla 4.8 se muestran valores de concentración de plomo en suelo hallados en otras localidades del país y otros países. Comparando estos valores con los de la Tabla 4.7 se puede observar que la concentración media actual de plomo en los suelos de las viviendas del Barrio es similar a los de zonas residenciales. La misma se encuentra dentro de los valores hallados en la Ciudad de Buenos Aires (López *et al.*, 2006), en Kayseri, Turquía (Aksoy *et al.*, 2000) y Nanjing, China (Lu *et al.*, 2003), mientras que supera dos veces el valor encontrado en una zona residencial en la ciudad de Nueva York, EEUU (Pouyat & Mc Donell, 1991) y es nueve veces menor a los encontrados en Londres (Markus & Mc Bratney, 2001; Thornton *et al.*, 1991). Las comparaciones corresponden siempre para zonas residenciales. Se destaca que la concentración media de plomo en el sitio de referencia es similar a los encontrados a nivel mundial, en zonas no urbanas (Tabla 4.8). Por otro lado, en el año 2006 la media es comparable a los valores encontrados a nivel mundial para zonas urbanizadas, siendo el valor medio, junto con el mínimo y el

Tabla 4.8: Concentraciones medias de **plomo en mgPb/kg suelo seco** (junto con su máximo y mínimo o desviación estándar) encontradas en **suelos a nivel mundial** para distintas zonas.

<i>Zona</i>	<i>Industrial</i>	<i>Urbana</i>	<i>Cerca de avenidas</i>	<i>Residencial</i>	<i>Rural</i>	<i>Referencia</i>
<i>País (ciudad)</i>						
Alemania (Berlín)		119				Birke & Rauch 2000
Argentina (Ciudad de Buenos Aires)		264,5 (30,4-968,5)		54,0 (20-135,4)		López <i>et al.</i> , 2006
Argentina (Catamarca)					9,6 (7,6-12,3)	Roca <i>et al.</i> , 2012.
Argentina (Ciudad de Mendoza)		102,5				Martí <i>et al.</i> , 2011
Argentina (Gran Mendoza)		38,8 (21-102)				Martí <i>et al.</i> , 2011
Argentina (Abra Pampa Jujuy)	3.837,3* * (23 - 8.320)					Castro Mariscal <i>et al.</i> , 2010
Chile (Talcahuano)		35,2 (1,9-129,2)				Tume <i>et al.</i> , 2008
China (Hong Kong)		93,4				Li <i>et al.</i> , 2001
China (Nanjing)	431*** (356-578)	107 (36,3-472,6)	151,4 (62-308,5)	99,7 (57,7-251,4)	17,5 (traza-33,9)	Lu <i>et al.</i> , 2003 Hu <i>et al.</i> , 2014
España (Madrid)	2.782* (451-5.906)	161				De Miguel <i>et al.</i> , 1998, Calá & Kuniminie, 2003.
España (Sevilla)		161				Madrid <i>et al.</i> , 2004
EEUU (Los Ángeles)	188 (30-1.973)		107(12-644)			Sutton <i>et al.</i> , 1995. Wu <i>et al.</i> , 2010
EEUU (Nueva York)		115		36,7	27,8	Pouyat & Mc; Donell, 1991.
Gran Bretaña (Londres)	713±270	294	978±424	656±340		Markus & Mc Bratney, 2001. Thornton <i>et al.</i> , 1991
Italia (Palermo)		253			22	Manta <i>et al</i> 2002; 2003
México (Ciudad de México)		771,5			8,1	Morton-Bermea, 2006
Taiwán	1.914±14 68*	193±122*				Wang <i>et al.</i> , 1992.
Turquía (Kayseri)	468±18,6	120±11,0	141±13,0	70±7,4	39±3,2	Aksoy <i>et al.</i> , 2000
Uruguay (Montevideo)	105			34	28	Burgues & Pose Román, 2010

*industria recicladora de plomo de las batería acida.

** Pasivo ambiental de minería.

*** Minería Pb/Zn

máximo, muy similares a los hallados en la Ciudad de Buenos Aires. El valor medio actual en las calles se asemeja a los encontrados en zonas cercanas a las rutas y el mismo se halla dentro de los publicados para Kayseri, Turquía (Aksoy *et al.*, 2000), Nanjing, China (Lu *et al.*, 2003) y Los Ángeles, EE.UU (Sutton *et al.*, 1995; Wu *et al.*, 2010), mientras que es diez veces menor que los hallados en Londres (Thornton *et al.*, 1991; Markus & Mc Bratney, 2001). El valor medio en suelos de las calles en el año 2006 es comparable a los niveles encontrados en suelos de zona industrializadas o con pasivos ambientales asociados, como es el caso de Abra Pampa (Barberis *et al.*, 2006; Castro Mariscal *et al.*, 2010), cuyo valor máximo encontrado en los suelos es del orden del determinado en el año 2006 en la calle más afectada del Barrio (actualmente asfaltada).

4.3 Plantas arbóreas

En este apartado se presentan las concentraciones de plomo encontradas en el extracto acuoso y en el tejido lavado de las hojas de plantas arbóreas, tanto en el área de estudio como en el sitio de referencia. A su vez los resultados en el área de estudio se comparan entre si según la distancia a la fuente industrial, utilizando los sectores antes mencionados. En la Tabla 4.9 se observa que en el sector inmediato a la fuente industrial, las concentraciones de plomo en el extracto acuoso superan las del sitio de referencia en más de 15, 7 y 4 veces para el ciprés, paraíso y ligustro, respectivamente. En la Figura 4.4, se puede apreciar que en el sector intermedio del vecindario, los valores están por debajo del límite de cuantificación, mientras que en el sector lejano vuelve a ser detectable. Esto puede estar relacionado a la correspondencia con los suelos de las calles rellenadas que contienen mayores concentraciones de plomo.

En el caso del tejido lavado se observa que la concentración de plomo en el sector inmediato supera a las del sitio de referencia en más de cuatro veces para el ciprés y más de dos veces para el paraíso y el ligustro. Además, en dicho sector la concentración es máxima y disminuye a medida que aumenta la distancia a la fuente industrial, llegando a alcanzar valores muy similares entre el sector lejano a la fuente y el sitio de referencia. Investigaciones similares (Djingova *et al.*, 1999) mostraron que la concentración de plomo en el tejido

Tabla 4.9: Concentración de plomo en el extracto acuoso y en el tejido de las hojas de las plantas en mgPb/kg hoja (peso seco).

Sitio	Distancia a la fuente (m)	Concentración (extracto acuoso)	Concentración (tejido lavado)
H <i>Ci</i> 1	75	28,1	40,9
H <i>Pa</i> 3	150	34,4	33,7
H <i>Li</i> 4	175	10,0	21,5
H <i>Pa</i> 12	500	<4,8	18,6
H <i>Li</i> 13	525	<2,2	8,7
H <i>Ci</i> 19	750	<1,8	12,2
H <i>Pa</i> 22	825	5,7	15,3
H <i>Ci</i> 25	900	2,3	12,5
H <i>Li</i> 25	900	2,4	8,9
H <i>Pa</i> 33	-	<4,8	15,1
H <i>Ci</i> 33	-	<1,8	9,2
H <i>Li</i> 33	-	<2,2	8,3

lavado de plantas disminuye a medida que aumenta la distancia a una fundición de Pb-Zn, alcanzándose los valores de fondo de la región a una distancia de un 1km de la fuente. Esto estaría indicando que la contaminación está localizada en la zona cercana a la fuente (Djingova *et al.*, 1986, 1999). Se puede observar tanto para el extracto acuoso como para el tejido lavado que la concentración es mayor en el paraíso, luego en el ciprés y por último en el ligustro, excepto en el sector inmediato que, para el tejido lavado, se invierte el orden entre el paraíso y el ciprés. En la Figura 4.6 se grafica la concentración de plomo en el tejido lavado vs la concentración de plomo en el extracto acuoso para cada especie y puede observarse que la tendencia es lineal. En la bibliografía existen algunos trabajos que han demostrado que las partículas atmosféricas adheridas en las hojas influyen predominantemente en el nivel de concentración de plomo en la vegetación, y que su captación es mediante los estomas (Rabinowitz, 1972; Mosbaek *et al.*, 1989; Berthelsen *et al.*, 1995; Klaminder *et al.*, 2008; Hovmand *et al.*, 2009; Aničić *et al.*, 2011; Hu *et al.*, 2011; Meerabai *et al.*, 2012). Además se ha demostrado en estudios anteriores que cuanto mayor es la rugosidad de la superficie de las hojas mayor es la acumulación de metales pesados debido a su mayor capacidad de atrapar las partículas (Sawidis *et al.*, 2011). Esto concuerda con los resultados de este

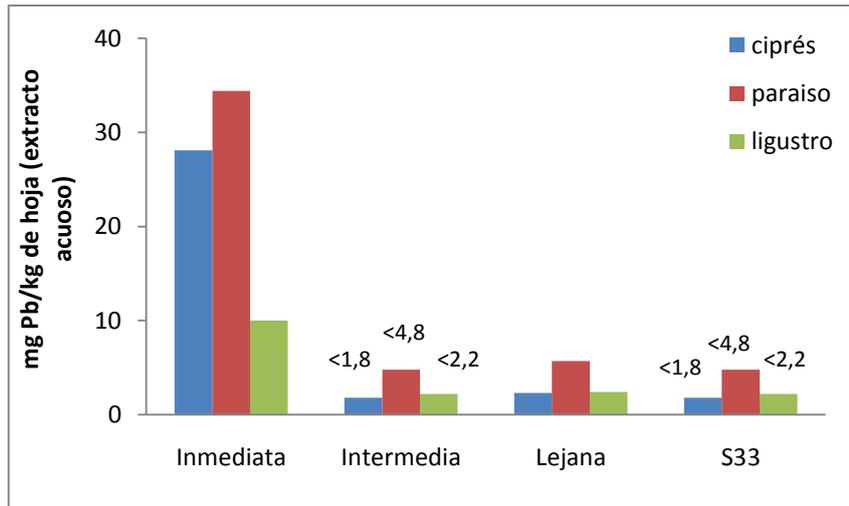


Figura 4.4: Concentración de plomo en el **extracto acuoso** del lavado de las hojas en los distintos sectores, en **mgPb/kg hoja (peso seco)**. En la última serie se muestran los valores en el sitio de referencia.

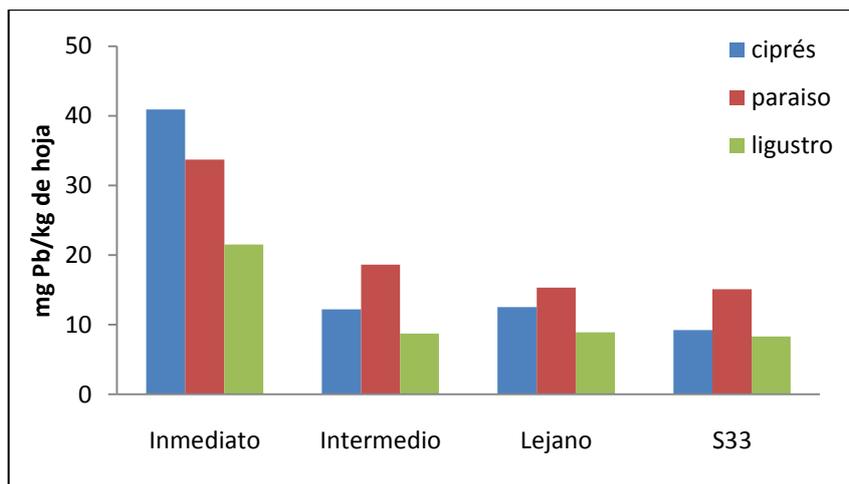


Figura 4.5: Concentración de plomo en el **tejido de las hojas** en los distintos sectores, en **mgPb/kg hoja (peso seco)**. En la última serie se muestra los valores en el sitio de referencia.

estudio, donde el paraíso, con mayor concentración de plomo, es el de mayor rugosidad, luego el ciprés, el cual también es rugoso pero es menor la superficie expuesta al aire y en el otro extremo el ligustro cuyas hojas son lisas y lustrosas. Como se dijo anteriormente, para la concentración en el tejido lavada, en el sector más cercano a la fuente industrial la tendencia se invierte, siendo el ciprés el que incorpora más material que el paraíso. Esto puede deberse a que el ciprés del cual se extrajo muestra es muy próximo al límite de la planta industrial.

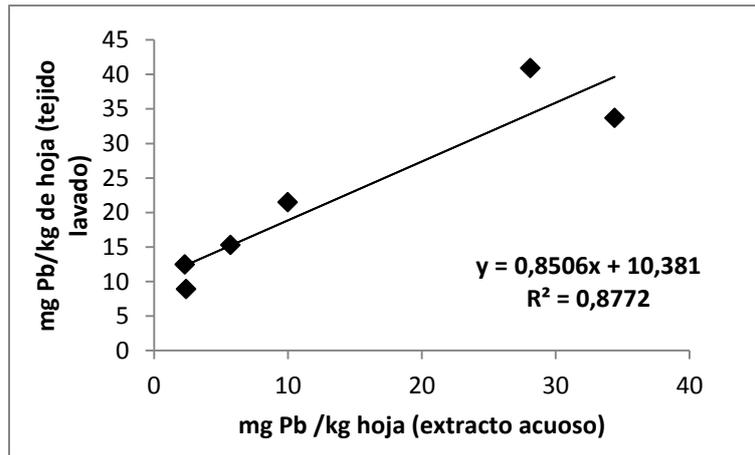


Figura 4.6: Concentración de plomo en el **tejido vs. Concentración de plomo en el extracto acuoso de las hojas**, ambos en **mgPb/kg hoja (peso seco)**. No se incluyen los valores que están por debajo del límite de cuantificación.

De acuerdo a Kabata-Pendias (2001) el intervalo de concentración normal de plomo en plantas lavadas es entre 5-10 mgPb/kg peso seco y el de concentración tóxica es de 30-300 mgPb/kg peso seco. En este trabajo el ciprés (HCi 1) y el paraíso (HPa 3) en el sector inmediato a la fuente mostraron concentraciones por encima de 30 mgPb/kg.

Con el propósito de comparar los resultados de este trabajo con los datos bibliográficos, se calculó la concentración de plomo total en la planta, que se designa como “hojas no lavadas”. Para ello se sumó la concentración de plomo en el extracto acuoso y la concentración de plomo hallada en el tejido lavado. A su vez se calculó el porcentaje de plomo removido en el extracto acuoso, es decir el plomo asociado al polvo que se deposita en la planta, como se muestra en la Ecuación 4.1. Estos datos se presentan en la Tabla 4.10.

$$\%Pb \text{ removido en lavado} = \frac{\text{mg/kg Pb en extracto acuoso (lavado)}}{\text{mg/kg Pb hojas no lavado} \times 100} \quad (\text{Ecuación 4.1}).$$

En las Tablas 4.11 y 4.12 se presentan concentraciones de plomo halladas en la bibliografía, para distintas especies de árboles caducifolios y perennifolios, respectivamente en sectores residenciales, urbanos, industriales y rurales. En el caso del paraíso (caducifolio), se puede observar que tanto las concentraciones de plomo en el tejido lavado y no lavado, como los porcentajes de plomo removidos en el extracto acuoso encontrados en el sector inmediato a la fuente industrial, son comparables a los datos de la bibliografía para *R. pseudo-acacia. L* (Falsa Acacia) *E. angustifolia L.* (Olivo del paraíso) en zonas

Tabla 4.10: Concentración de plomo en el **tejido de hojas no lavadas**, en el **tejido de hojas lavadas** y en el **extracto acuoso**, en **mgPb/kg hoja (peso seco)** y **porcentaje de Pb removido en el lavado**.

<i>Sitio</i>	<i>Tipo de follaje (Perennifolio: P Caducifolio: C)</i>	<i>Hojas no lavadas</i>	<i>Hojas lavado</i>	<i>Hojas extracto acuoso</i>	<i>% de Pb removido en lavado.</i>
HCi 1	P	69	40,9	28,1	40,7
HPa 3	C	68,1	33,7	34,4	50,5
HLi 4	P	31,5	21,5	10,0	31,7
HPa 12	C	18,6*	18,6	<4,8	-
HLi13	P	8,7*	8,7	<2,2	-
HCi19	P	12,2*	12,2	<1,8	-
HPa 22	C	21	15,3	5,7	27,1
HCi 25	P	14,8	12,5	2,3	15,5
HLi 25	P	11,3	8,9	2,4	21,2
HPa 33	C	15,1*	15,1	<4,8	-
HCi 33	P	9,2*	9,2	<1,8	-
HLi 33	P	8,3*	8,3	<2,2	-

*como la concentración de plomo en el extracto acuoso es menor al límite de cuantificación se considera que todo el plomo se encontraba incorporado en el tejido

cercanas a avenidas (Aksoy & Sahin 1999; Aksoy *et al.*, 2000). Para el sector intermedio y lejano se observan valores similares a las especies antes nombradas aunque para zonas residenciales y rurales. El sitio de referencia coincide con los valores encontrados para zonas rurales. Particularmente se observa mayor similitud entre los valores encontrados en este trabajo en paraíso con los hallados por Aksoy *et al* (2000) para *R. pseudo-acacia. L* (Falsa Acacia). En la **el sector inmediato** a la fuente coincide con la zona **cerca de la avenida**, en el **sector intermedio** coincide con la zona **rural**, en el **sector lejano** a la fuente coincide con la zona **residencial** y en el **sitio de referencia** es del orden del encontrado en una zona **rural** (Aksoy *et al.*, 2000).

Respecto a los datos hallados en la bibliografía para especies perennifolias (Tabla 4.12), en primer lugar cabe remarcar que la información es menor a la hallada para especies caducifolias. En segundo lugar podemos ver que la concentración de plomo en el tejido lavado para las zonas industrial, urbana, cerca de la avenida y residencial son muy similares entre sí y para las distintas especies. Respecto a los resultados hallados en este trabajo para ciprés y ligustro, se observa que la concentración en el tejido lavado para el **sector inmediato** se encuentra dentro de los valores hallados en bibliografía antes mencionados. Para los **sectores intermedio y lejano, y el sitio de referencia**

el ciprés es comparable con el valor hallado para *P. sylvestris* (Pino Silvestre) en una zona rural, mientras que el ligustro es dos veces menor que dicho valor (Yilmaz & Zengin, 2004). La concentración de plomo total para el ciprés en **el sector inmediato** a la fuente es comparable con la hallada en *P. dactylifera* (Palmera datilera) en una zona cercana a la avenida (Al-Shayeb *et al.*, 1995).

Tabla 4.11: concentración de **plomo en hojas de árboles caducifolios** para distintas zonas en **mgPb/kg hoja seca** (media \pm DS), y porcentaje de plomo removido en el lavado de las hojas.

Zona	Especie	Hojas no lavadas	Hojas lavadas	Hojas Extracto acuoso	% Pb removido en el lavado	Referencia
Industrial	<i>Populus Nigra</i> (Alamo Negro)		91 \pm 8			Djingova <i>et al.</i> , 1999.
	<i>Robinia pseudo-acacia. L</i> (Falsa Acacia)	176,9 \pm 12,2	62,4 \pm 3,5	114,5	65	Aksoy <i>et al.</i> , 2000.
	<i>Eleagnus angustifolia L.</i> (Olivo del paraíso)	180,2 \pm 12,2	65,2 \pm 3,5	115,0	63 \pm 5,2	Aksoy & Sahin 1999.
	<i>Robinia pseudo-acacia. L</i> (Falsa Acacia)	89,9 \pm 5,9	43,5 \pm 2,0	46,4	51,6	Çelik <i>et al.</i> , 2005.
Urbana	<i>Eleagnus angustifolia L.</i> (Olivo del paraíso)	50,6 \pm 8,6	28,4 \pm 3,1	22,2	47 \pm 4,0	Aksoy & Sahin 1999.
	<i>Robinia pseudo-acacia. L</i> (Falsa Acacia)	49,0 \pm 7,8	27,0 \pm 3,0	21,9	45	Aksoy <i>et al.</i> , 2000.
Cerca de avenida	<i>Eleagnus angustifolia L.</i> (Olivo del paraíso)	75,8 \pm 10,4	35,3 \pm 3,2	40,6	53 \pm 4,2	Aksoy & Sahin 1999.
	<i>Robinia pseudo-acacia. L</i> (Falsa Acacia)	74,5 \pm 9,1	33,7 \pm 3,3	40,8	55	Aksoy <i>et al.</i> , 2000.
	<i>Robinia pseudo-acacia. L</i> (Falsa Acacia)	139,0 \pm 11,4	53,1 \pm 7,4	86,0	61,8	Çelik <i>et al.</i> , 2005.
Residencial	<i>Eleagnus angustifolia L.</i> (Olivo del paraíso)	30,5 \pm 5,7	24,3 \pm 2,1	6,1	26 \pm 5,1	Aksoy & Sahin 1999.
	<i>Robinia pseudo-acacia. L</i> (Falsa Acacia)	26,7 \pm 6,2	21,0 \pm 2,4	5,6	21	Aksoy <i>et al.</i> , 2000.
	<i>Robinia pseudo-acacia. L</i> (Falsa Acacia)	33,2 \pm 2,3	21,0 \pm 2,2	12,2	36,7	Çelik <i>et al.</i> , 2005.
Rural	<i>Eleagnus angustifolia L.</i> (Olivo del paraíso)	16,8 \pm 2,1	15,4 \pm 1,0	1,4	6 \pm 2,0	Aksoy & Sahin 1999.
	<i>Robinia pseudo-acacia. L</i> (Falsa Acacia)	16,0 \pm 1,9	14,9 \pm 2,3	1,1	7	Aksoy <i>et al.</i> , 2000.
	<i>Populus nigra</i> (alamo negro)		1,3 \pm 0,8			Djingova <i>et al.</i> , 1999.
	<i>Robinia pseudo-acacia. L</i> (Falsa Acacia)	13,0 \pm 0,1	11,5 \pm 0,3	1,5	11,4	Çelik <i>et al.</i> , 2005.

Tabla 4.12: concentración de **plomo en hojas de árboles perennifolios** para distintas zonas en **mg Pb/kg hoja seca** (media \pm DS), y porcentaje de plomo removido en el lavado de las hojas.

Zona	Especie	Hojas no lavadas	Hojas lavadas	Hojas extracto acuoso	% Pb removido en el lavado	Referencia
Industrial	<i>Pinus massaniana</i> L. (Pino de cola)	41,1 \pm 4,2	38,0 \pm 5,4	3,1	7,6	Sun <i>et al.</i> , 2010.
Urbana	<i>Phoenix dactylifera</i> (Palmera datilera)	101,1 \pm 15,7	31,8 \pm 4,7	69,3	67,7	Al-Shayeb <i>et al.</i> , 1995.
	<i>Pinus sylvestris</i> L. (Pino Silvestre)		34,0 \pm 0,3			Yilmaz & Zengin 2004.
Cerca de avenida	<i>Phoenix dactylifera</i> (Palmera datilera)	61,8 \pm 7,8	24,4 \pm 3,1	37,3	69,8	Al-Shayeb <i>et al.</i> , 1995.
	<i>Pinus sylvestris</i> L. (Pino Silvestre)		35,4 \pm 0,3			Yilmaz & Zengin 2004.
Residencial	<i>Pinus sylvestris</i> L. (Pino Silvestre)		23,9 \pm 0,2			Yilmaz & Zengin 2004.
			26,5 \pm 0,3			
Rural	<i>Phoenix dactylifera</i> (Palmera datilera)	1,5 \pm 0,2	1,0 \pm 0,1	0,5	26,5	Al-Shayeb <i>et al.</i> , 1995.
	<i>Pinus sylvestris</i> L. (Pino Silvestre)		16,0 \pm 0,4			Yilmaz & Zengin 2004.
	<i>Pinus massaniana</i> L. (Pino de cola)		2,9 \pm 0,3			Sun <i>et al.</i> , 2010.

Los resultados del porcentaje de plomo removido en el lavado, tanto para especies caducifolias y perennifolias, coincidió, además, con los obtenidos por otros autores, quienes habían encontrado que dependiendo la especie y el sitio donde se toma la muestra, la concentración de plomo en las hojas lavadas disminuye entre 20 y 75 % respecto de las no lavadas (Romano & Abate, 1995; La Malfa *et al.*, 1996; Aksoy & Sahin 1999; Aksoy *et al.*, 2000). Se puede observar de los datos bibliográficos que en la mayoría de los casos, en las muestras de una zona industrial o cerca de una avenida hay mayor concentración de plomo en el extracto acuoso que en el tejido lavado, es decir el porcentaje removido de plomo en el lavado es mayor al 50%, en cambio en el caso de zonas urbanas, residenciales y rurales la tendencia es inversa, es decir el porcentaje removido de plomo es menor al 50%. En este trabajo los porcentajes con menores a 50, es decir el plomo se encuentra mayormente en el tejido, solo en el caso del paraíso el plomo fue apenas mayor en el extracto acuoso que en el tejido lavado, siendo el porcentaje removido de 50,5 %.

4.4 Agua subterránea

En la Tabla 4.13 se presentan las concentraciones de plomo en el agua subterránea, en $\mu\text{gPb/L}$. Se puede apreciar que en el área de estudio las concentraciones son similares a las encontradas en el sitio de referencia (33).

Tabla 4.13: Concentración de plomo en **agua subterránea, en $\mu\text{g Pb/L}$ de agua.**

<i>Sitio</i>	<i>Concentración</i>
A 4	70
A 10	100
A 18	100
A 29	80
A 33	80

En la Tabla 4.14 se muestran concentraciones de plomo en agua subterránea encontradas Argentina. Todos pertenecen a zonas urbanizadas. Los valores hallados en este trabajo se encuentran en el orden del valor medio hallado por Reynoso & Andriulo (2008) en la cuenca del arroyo Pergamino. A su vez son del orden de los valores máximos encontrados en la cuenca del Salado (Galindo *et al.*, 1999), en la cuenca de los arroyos Martin-Carnaval (González *et al.*, 1999) y en la zona centro-oeste de Chaco (Blanes & Giménez, 2005).

Cabe remarcar que las altas concentraciones halladas tanto en el área de estudio como en el sitio de referencia pueden estar asociadas a que las cañerías eran metálicas y de cierta antigüedad. A su vez, cabe destacar que estas fuentes no son utilizadas en la actualidad como agua de consumo.

Tabla 4.14: Concentración media de **plomo en agua subterránea en Argentina**, en $\mu\text{g Pb/L}$, entre paréntesis se muestra el valor mínimo y máximo.

<i>Región</i>	<i>Concentración</i>	<i>Referencia</i>
Buenos Aires (Cuenca del Salado)	3,6 (0,1-65,5)	Galindo <i>et al.</i> , 1999.
Buenos Aires (Cuenca de los Arroyos Martin-Carnaval)	(10-64)	González <i>et al.</i> , 1999.
Buenos Aires (Cuenca arroyo Pergamino)	5,9 (1,2-12,7)	Galindo <i>et al.</i> , 2007.
Buenos Aires (Cuenca arroyo Pergamino)	69,7 (18-269)	Reynoso & Andriulo, 2008.
Bahía Blanca (acuífero regional de la vertiente occidental de las Sierras Australes)	0,4	Bonorino <i>et al.</i> , 2008.
Chaco (centro-oeste)	25 (10-60)	Blanes & Giménez, 2005.

4.5 Material Particulado Sedimentable

En este apartado se muestran los resultados, para las dos campañas (2011 y 2012), del flujo másico vertical de partículas sedimentables, del flujo másico vertical de plomo asociado al material sedimentable y la concentración de plomo en el material sedimentable, tanto para el área de estudio como para los sitios de referencia (33 para la campaña 2011 y 33, 34 y 35 para la campaña 2012). Se comparan a su vez con la distancia a la fuente industrial y, en el caso del flujo másico vertical, con el valor establecido el Decreto N°3395/1996 de la Ley N° 5965 de “Protección a las fuentes de provisión y a los cursos y cuerpos receptores de agua y a la atmósfera” de la provincia de Buenos Aires.

Para poder evaluar los resultados del compartimento aire, es importante tener en cuenta las **Condiciones meteorológicas**. En la Tabla 4.15 se muestran las condiciones meteorológicas correspondientes a las dos campañas, 2011 y 2012.

Tabla 4.15: **Condiciones meteorológicas** durante las campañas de toma de muestra de aire

<i>Mes</i>	<i>velocidad media del viento (Km/h)</i>	<i>Precipitaciones (mm)</i>	<i>Temperatura media (°C)</i>
2011 (30-8 a 30-9)	9,9	19,05	23,3
2012 (16-1 a 16-2)	7,9	175,5	32,3

4.5.1 Flujo másico vertical de partículas sedimentables

En la Tabla 4.16 se presentan los resultados de flujo másico vertical de partículas, en $\text{mg/cm}^2 \times \text{mes}$, para ambas campañas (A: 2011 y B: 2012) de cada sitio y su distancia a la fuente industrial (en metros), así como el valor establecido por la norma de calidad de aire ambiente y el valor del sitio de referencia. En la Figura 4.7 se observa que la mayoría de los valores en el área de estudio superan los valores de los sitios de referencia y el establecido por la norma de calidad de aire y que sólo dos de los sitios son del orden del de referencia (18 y 21 para la campaña A y B respectivamente).

Tabla 4.16: **Flujo másico vertical de partículas** para ambas campañas y norma de calidad de aire ambiente, en **mg de MP/cm²xmes**

Sitio	Distancia a la fuente (m)	mg de MP/cm ² xmes (A: 2011)	mg MP/cm ² xmes (B: 2012)
MPS 2	95		1,4
MPS 4	175	1,3	1,1
MPS 7	300	1,5	
MPS 8	325		2,0
MPS 9	375	1,6	
MPS 11	450	1,9	1,5
MPS 15	600	1,5	
MPS 16	600	1,1	
MPS 18	725		0,6
MPS 21	825	0,9	
MPS 31	1.025	4,6	
MPS 33	City Bell	0,9	0,5
MPS 34	Ringuelet		0,6
MPS 35	La Plata		0,6
Norma calidad		1,0	

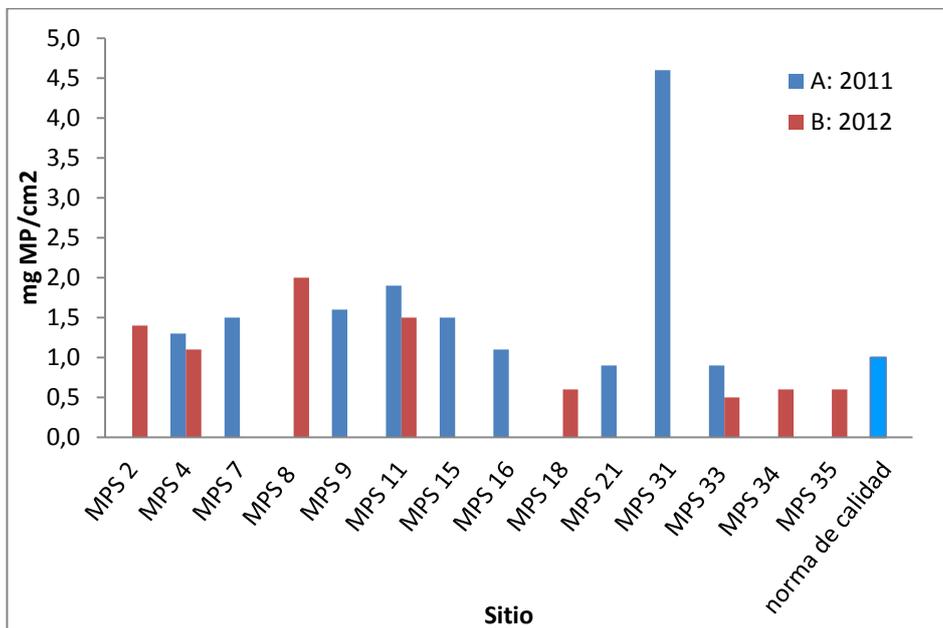


Figura 4.7: **Flujo másico vertical de partículas** para ambas campañas y norma de calidad de aire, en **mg de MP/cm²xmes**.

4.5.2 Flujo másico vertical de plomo asociado a partículas sedimentables

En la Tabla 4.17 se presentan los resultados del flujo másico vertical de plomo asociado al material particulado sedimentable, en $\mu\text{g Pb/cm}^2$, de cada sitio y su distancia a la fuente industrial (en metros) para ambas campañas (A: 2011 y B:

2012). En la Figura 4.8 se observa que para ambas campañas los valores de flujo másico vertical de plomo en el área de estudio superan el valor del sitio de referencia (33). También se observa que en el sector inmediatamente aledaño a la fuente industrial del Barrio La Rotonda el flujo másico vertical de plomo es máximo (sitio 4 para la campaña 2011 y sitio 2 para la del 2012), disminuyendo al alejarse de la fuente (sitios 7, 9, 11, 15 y 16 para la campaña 2011 y sitio 4 y 8 para la del 2012) y luego vuelve a aumentar (sitios 21 y 31 para la campaña 2011; 11 y 18 para la del 2012), lo cual podría estar indicando la presencia de otra fuente de contaminación de plomo en el vecindario.

Respecto a la campaña 2012, se observa que todos los sitios del área de estudio superan los valores de los sitios de referencia de la zona residencial (sitio 33 City Bell) y de urbanización media (sitio 34 Ringuelet), sin embargo dos de ellos (sitios 2 y 18) están en el orden del valor obtenido en el casco urbano de La Plata (sitio 35).

Tabla 4.17: **Flujo másico vertical de plomo asociado al material particulado sedimentable en $\mu\text{g Pb/cm}^2\cdot\text{mes}$ para ambas campañas.**

<i>Sitio</i>	<i>Distancia a la fuente (m)</i>	<i>$\mu\text{g Pb/cm}^2\cdot\text{mes}$ (A:2011)</i>	<i>$\mu\text{g Pb/cm}^2\cdot\text{mes}$ (B: 2012)</i>
MPS 2	95		4,3
MPS 4	175	3,0	3,6
MPS 7	300	2,9	
MPS 8	325		2,7
MPS 9	375	2,0	
MPS 11	450	1,4	3,2
MPS 15	600	1,0	
MPS 16	600	1,0	
MPS 18	725		4,6
MPS 21	825	1,9	
MPS 31	1.025	1,6	
MPS 33	City Bell	0,6	1,7
MPS 34	Ringuelet		1,7
MPS 35	La Plata		4,1

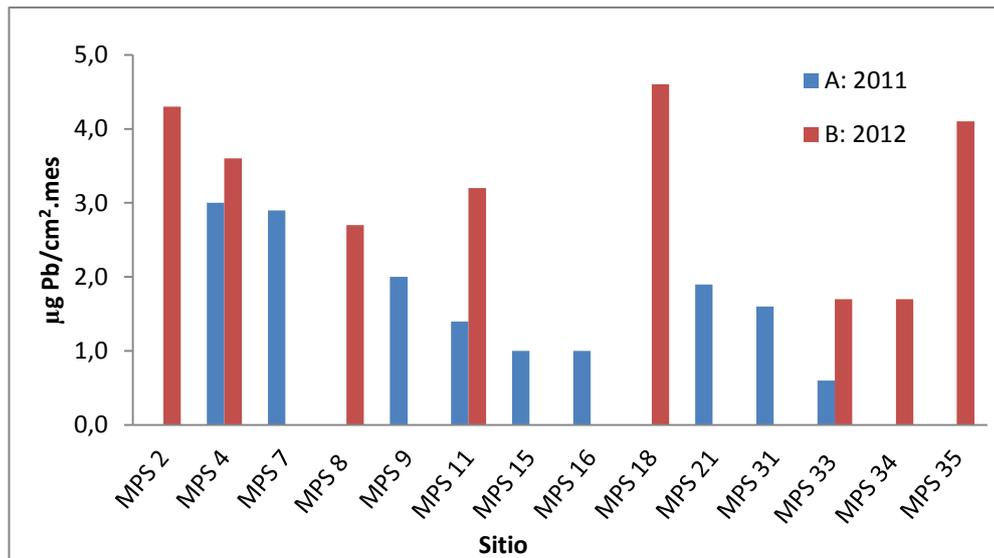


Figura 4.8: Flujo másico vertical de plomo asociado al material particulado sedimentable, en $\mu\text{g Pb/cm}^2 \times \text{mes}$ para ambas campañas.

Para los tres sitios que se muestrearon en ambas campañas (4, 11 y 33) se observa que el flujo másico vertical de plomo es mayor en la campaña 2012 que en la del 2011. Esto puede deberse a las diferencias estacionales entre ambas campañas. La del 2012, se realizó en verano, con mayor precipitación (175,5 mm) que la campaña 2011 (19,05 mm), realizada en primavera. La mayor masa de plomo por unidad de área en la campaña 2012, se puede atribuir a que una mayor precipitación arrastra partículas finas que son retenidas en los muestreadores (Sweet *et al.*, 1998), a las que, a su vez, el plomo se asocia mayormente (Gunawardena *et al.*, 2013). Esto puede conducir a un mayor lavado de la atmosfera y por lo tanto un aumento en la sedimentación de los metales (Wong *et al.*, 2003). Existen estudios sobre la depositación tanto seca como húmeda de metales pesados encontrándose que la húmeda es más significativa que la seca, sobre todo en las temporadas o en los lugares con mayores precipitaciones (Wong *et al.*, 2003 ; Muezzinoglu & Cizmecioglu, 2006; Soriano *et al.*, 2012; Connan *et al.*, 2013; Gunawardena *et al.*, 2013).

Para comparar los datos de este trabajo con los encontrados en la bibliografía se debe realizar una conversión de unidades para expresarlo en $\text{mg/m}^2 \cdot \text{día}$, como se muestra en la Ecuación 4.2. En la Tabla 4.18 se muestra la concentración de plomo en dichas unidades.

$$\frac{\mu\text{g Pb} \times 1\text{mg} \times 10.000 \text{ cm}^2 \times 1\text{mes}}{\text{cm}^2 \times \text{mes} \times 1.000 \mu\text{g} \times 1 \text{ m}^2 \times 30 \text{ días}} = \frac{\text{mg Pb}}{\text{m}^2 \times \text{día}} \quad (\text{Ecuación 4.2})$$

En la Tabla 4.19, se puede observar que el único valor hallado en la bibliografía que supera los valores encontrados en este estudio (Tabla 4.18), corresponde a una zona urbana en Tokio. Además, sólo los sitios MPS 11, MPS 15, MPS16 y MPS 31 de la campaña 2011 son comparables con los hallados en una zona urbana en Roma. El sitio de referencia MPS 33, para la misma campaña es comparable al valor encontrado en una zona urbana en Australia. Los valores hallados en la campaña 2012 son mayores a los hallados en la bibliografía (excepto en Tokio, como se mencionó anteriormente).

Tabla 4.18: **Flujo másico vertical de plomo en el vecindario en mg Pb/m²xdía en el presente estudio**, para ambas campañas.

Sitio	Distancia a la fuente (m)	mg Pb/m ² .día (A:2011)	mg Pb/m ² .día (B: 2012)
MPS 2	95		1,4
MPS 4	175	1,0	1,2
MPS 7	300	1,0	
MPS 8	325		0,9
MPS 9	375	0,7	
MPS 11	450	0,5	1,1
MPS 15	600	0,3	
MPS 16	600	0,3	
MPS 18	725		1,5
MPS 21	825	0,6	
MPS 31	1.025	0,5	
MPS 33	City Bell	0,2	0,6
MPS 34	Ringuelet		0,6
MPS 35	La Plata		1,4

Tabla 4.19: **Flujo másico vertical de plomo (húmedo y seco) en mg Pb/m²xdía para distintos países y distintas zonas.**

País	Urbana	Residencial	Rural	Referencia
Australia (Gold Coast)	0,20	0,06		Gunawardena <i>et al.</i> , 2013.
China (Pearl River Delta)	0,07	0,03	0,01	Wong <i>et al.</i> , 2003.
China (Tokio)*	9,30			Sakata & Marumoto, 2004.
EEUU (Chicago)*	0,10	0,07		Holsen <i>et al.</i> , 1993. Paode <i>et al.</i> , 1998.
EEUU (Nueva Jersey)*	0,05	0,01		Yi <i>et al.</i> , 2006.
Italia (Bologna)	0,03			Morselli <i>et al.</i> , 2003.
Italia (Roma)*	0,40			Morselli <i>et al.</i> , 2004.
Turquia (Izmir)	0,05			Muezzinoglu & Cizmecioglu 2006.
Francia (Paris-Chatou-Créteil) ^a	0,09			Azimiet <i>et al.</i> , 2005.
Francia (Paris-Chatou-Créteil) ^b	0,03			Azimiet <i>et al.</i> , 2005.

*deposicion seca ^a1994-97 ^b2001-02

4.5.3 Concentración de plomo en el material particulado sedimentable

En la Tabla 4.20 se presentan las concentraciones de plomo en el material particulado sedimentable, en mgPb/kg de partículas, para ambas campañas (Subíndice A: 2011 y B: 2012) en cada sitio así como la distancia a la fuente industrial.

Tabla 4.20: **Concentración de plomo en el material particulado sedimentable** para ambas campañas en **mg Pb/kg MPS**.

<i>Sitio</i>	<i>Distancia a la fuente (m)</i>	<i>mg Pb/kg A:2011</i>	<i>mg Pb/kg B: 2012</i>
MPS 2	95		3.101,0
MPS 4	175	1.163,7	3.305,1
MPS 7	300	1.966,0	
MPS 8	325		1.361,6
MPS 9	375	1.189,7	
MPS 11	450	737,2	2.097,4
MPS 15	600	657,0	
MPS 16	600	845,5	
MPS 18	725		8.116,5
MPS 21	825	2.017,7	
MPS 31	1.025	340,0	
MPS 33	City Bell	661,0	3.546,0
MPS 34	Ringuelet		2.718,7
MPS 35	La Plata		7.137,3

En la Figura 4.9 se observa que para la campaña 2011, sólo el sitio 31 se encuentra por debajo del valor del sitio de referencia y que hay dos máximos de concentración, uno en el sector intermedio de la fuente industrial (sitio 7) y otro en el sector lejano, a 825 metros (sitio 21) lo cual estaría indicando que existe otra fuente de contaminación de plomo en el vecindario. Para la campaña 2012 se observa que la mayoría de los sitios se encuentran por debajo del valor de los sitios de referencia y que sólo el sitio 18 supera dichos valores.

Como no se han encontrado valores guía de calidad (nacional e internacional) para flujo másico vertical de plomo o plomo asociado al material particulado sedimentable, se buscó una metodología para obtener un valor de referencia. La USATSDR (1992) propone el cálculo de un valor de referencia denominado Guía de Evaluación para Medios Ambientales (EMEG por sus siglas en inglés).

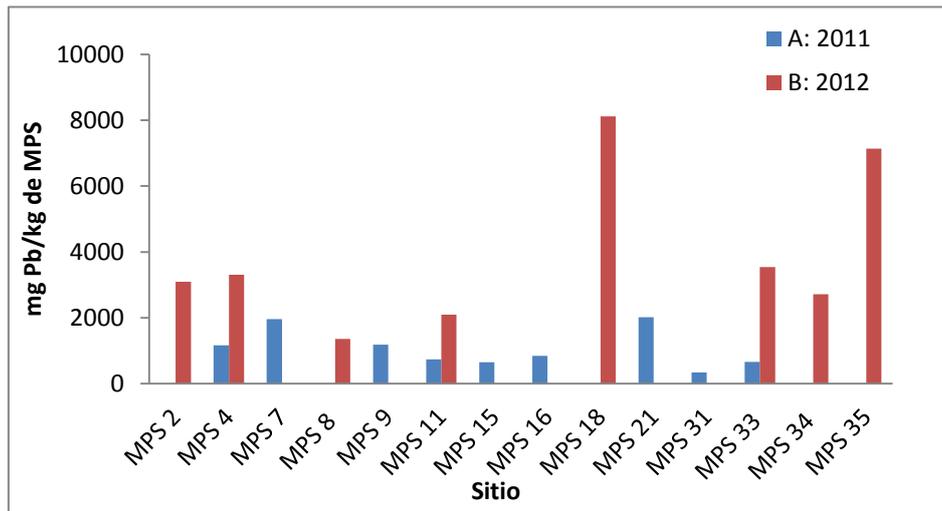


Figura 4.9: Concentración de **plomo en el material particulado sedimentable** en **mgPb/kg MPS**, para ambas campañas.

Estos valores EMEG se compararan con la concentración de contaminante encontrada en el sitio estudiado. Es importante aclarar que la EMEG no es una norma ambiental, su única función es servir como referencia para definir los contaminantes críticos del sitio. El uso de la EMEG se fundamenta en el hecho de que para su cálculo se toma en cuenta la dosis con la cual el contaminante no causa daño alguno (MRL de la USATSDR o RfD de la USEPA - Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos). Así, la EMEG se convierte en una guía ambiental de máxima seguridad. Por lo tanto, un contaminante cuya concentración en el ambiente supere a la EMEG en cualquiera de los medios, deberá ser sujeto de un análisis toxicológico. Un contaminante que no supere el EMEG en alguno de los medios analizados, podría ser descartado (Díaz Barriga, 1999). El cálculo de la EMEG (Ecuación 4.3) se obtiene multiplicando la dosis de riesgo mínimo de la USATSDR (MRL) o la dosis de referencia de la USEPA (RfD) por el peso corporal y dividiendo el producto entre la tasa de ingestión diaria de agua, suelo o polvo, según el compartimento que se esté analizando.

$$EMG = \frac{\text{MRL o RfD (mg/kg x día)} \times \text{PC(kg)}}{\text{TI (kg o L /día)}} \quad (\text{Ecuación 4.3})$$

MRL o RfD = La información sobre la RfD de cada sustancia se puede obtener del banco de datos IRIS del sistema TOXNET; el MRL puede obtenerse de la bibliografía publicada por USATSDR.

PC = Peso corporal = 10 kg/infante, 14 kg/niño (3-6 años) o 70 kg/adulto.

TI = Tasa de ingestión diaria de agua = 1 litro/niño y 2 litros/adulto.

Tasa de ingestión diaria de suelo = 350 mg/niño y 50 mg/adulto.

Tasa de ingestión diaria de polvo = 35 mg/niño y 5 mg/adulto.

(Al no existir un valor confiable en la literatura, para el cálculo de la ingesta de polvo se utilizó un factor de incertidumbre de 10 con el factor de ingesta de suelo).

En este trabajo se calcula el EMEG para plomo en el polvo, para infantes, niños y adultos. A modo de ejemplo se muestra el detalle del cálculo para niños (Ecuación 4.4) y en la Tabla 4.21 se detalla los datos utilizados y los valores de EMEG calculados para infantes, niños y adultos.

Niños:

$$\text{EMEG}_{(\text{niños})} = \frac{3,5 \mu\text{g Pb}/(\text{kg masa corporal} \times \text{día}) \times 14 \text{ kg/niño}}{35 \text{ mg polvo/niño} \times \text{día}} \quad (\text{Ecuación 4.4})$$

$$\text{EMEG}_{(\text{niños})} = 1,4 \mu\text{g Pb/mg polvo} \times 1000 \text{ mg polvo/g polvo} = 1400 \mu\text{g Pb/g polvo} = \mathbf{1400 \text{ mg Pb/kgxpolvo.}}$$

MRL o RfD: como estos valores no existen para plomo se utilizó, el valor de la ingesta diaria tolerable (IDT) establecida para plomo por el Comité Mixto FAO/OMS de Expertos en Aditivos Alimentarios que es: **3,5 $\mu\text{g Pb}/(\text{kg masa corporal} \times \text{día})$** . Este valor se utilizó para obtener el valor guía de calidad de agua para consumo humano en Argentina (Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación, 2005).

PC: 14 kg/niño.

Tasa de ingestión diaria de polvo: 35 mg polvo/niño x día

Tabla 4.21: **Cálculo del EMEG en material particulado sedimentable** (polvo) para infantes, niños y adultos.

	<i>Ingesta diaria tolerable ($\mu\text{g Pb}/(\text{kg masa corporal} \times \text{día})$)</i>	<i>Peso Corporal (kg/infante, niño o adulto)</i>	<i>Tasa de ingesta diaria de polvo (mg polvo/niño o adulto \times día)</i>	<i>EMEG (mg Pb/kg de polvo)</i>
Infantes	3,5	10	35	1.000
Niños	3,5	14	35	1.400
Adultos	3,5	70	5	49.000

En la Figura 4.10 se comparan los valores de la Tabla 4.20 con los EMEG de la Tabla 4.21. En primer lugar, se puede observar que ningún sitio, tanto del barrio como del sitio de referencia, supera el valor de EMEG para adultos. Respecto a la población de niños, se observa que para la campaña 2011 los sitios 7 y 21 superan el valor de EMEG, mientras que el sitio de referencia 33 se mantiene por debajo de dicho valor. Para la campaña 2012, tanto los sitios 2, 4, 11, 18 como los de referencia 33, 34, 35, superan el valor de EMEG. Por último, para infantes, en la campaña 2011 los sitios 4, 7, 9 y 21 superan el valor de EMEG, mientras que el sitio de referencia se mantiene por debajo del mismo. Para la campaña 2012 todos los sitios, tanto del barrio (2, 4, 8, 11 y 18) como los de referencia (33, 34, 35) superan el valor de EMEG. El valor medio de MPS en el vecindario es de 2.409,2 mg Pb/kg, dicho valor también supera el EMEG. Nuevamente, la diferencia entre campañas es notable, siendo las precipitaciones una variable importante a la hora de evaluar la contaminación. Recordar que el EMEG no debe utilizarse como valor guía, sino para determinar si el contaminante es crítico en la zona de estudio.

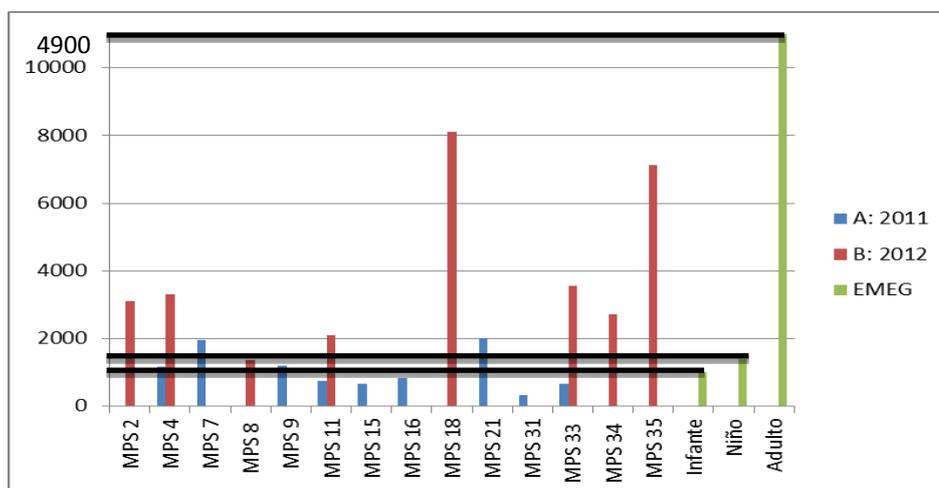


Figura 4.10: Concentración de **plomo en material particulado sedimentable** y **valor de EMEG** para infantes, niños y adultos en **mg Pb/kg MPS**.

4.6 Material particulado en suspensión total TSP

En este apartado se presentan los resultados obtenidos del material particulado suspendido total en aire ($\mu\text{g part./m}^3$) y el plomo asociado a este material particulado, expresado como $\mu\text{g de Pb/m}^3$ de aire. Los datos se comparan con el valor obtenido en el sitio de referencia, con la distancia a la fuente industrial y con los valores establecidos por la norma de calidad de aire ambiente, Decreto N°3.395/1996 de la Ley N° 5.965 antes mencionado. En la Tabla 4.22 se presentan los resultados obtenidos de concentración de material particulado en suspensión en aire en cada sitio, como así también la distancia a la fuente.

Tabla 4.22: Concentración de **material particulado en suspensión en $\mu\text{g part./m}^3$.**

<i>Sitio</i>	<i>Distancia a la fuente (m)</i>	<i>Concentración</i>
TSP 2	94 m	154
TSP 5	225 m	194
TSP 33		44

En la figura 4.11 se puede observar que los dos sitios del área de estudio superan, en promedio, cuatro veces los valores del sitio de referencia, además que la concentración es mayor a una distancia de 225 m. Esto se puede atribuir a que este sitio se encuentra rodeado de calles sin pavimentar, a diferencia del sitio 2 y el de referencia que se encuentran alrededor de calles pavimentadas.

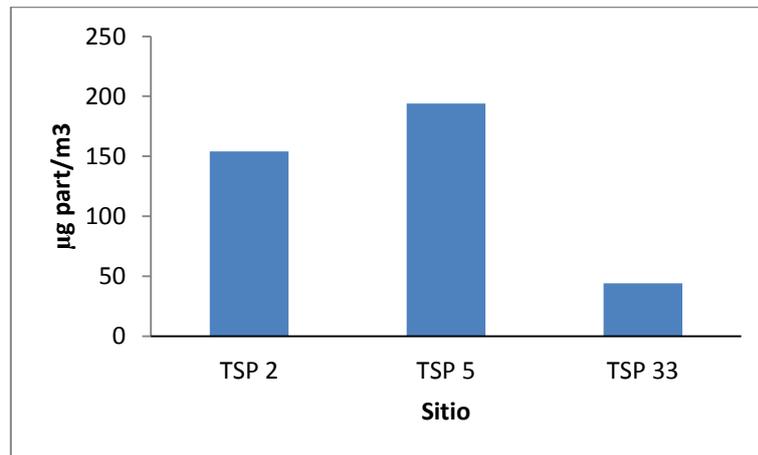


Figura 4.11: Concentración de **material particulado en suspensión (TSP) en aire en $\mu\text{g part./m}^3$**

4.6.1 Plomo asociado al material particulado en suspensión total (TSP)

En la Tabla 4.23 se muestra los resultados de concentración de plomo, expresados en μg de Pb/m^3 de aire, para el material particulado suspendido total, la distancia a la fuente industrial y el valor establecido por la norma nacional, que es $1,5 \mu\text{gPb}/\text{m}^3$ (media aritmética de 3 meses asociado al material particulado en suspensión TSP) y el valor guía internacional establecido por la USEPA de $0,15 \mu\text{gPb}/\text{m}^3$ (media anual). Se calculó el valor medio de concentración de plomo en el TSP, siendo el mismo de $0,3 \mu\text{g Pb}/\text{m}^3$, este valor supera por lo menos 10 veces el valor del sitio de referencia, sin embargo no supera el valor de la norma provincial, aunque sí supera dos veces el valor guía internacional de la USEPA (NAAQS,2008). Esta norma en el año 1978 tenía el mismo valor que la norma provincial, es decir $1,5 \mu\text{gPb}/\text{m}^3$, sin embargo en el año 2008 se realizó una revisión de los potenciales daños en la salud que representa el plomo y se decidió disminuir el valor de referencia en 10 veces, es decir a $0,15 \mu\text{gPb}/\text{m}^3$. Por otro lado podemos observar que, al igual que la concentración de material particulado suspendido, la concentración de plomo es mayor a una distancia de 225 metros de la fuente industrial, lo cual obedecería a las características de las calles ya descriptas.

Tabla 4.23: Concentración de **plomo en el material particulado suspendido total** y norma provincial de calidad de aire y nivel guía internacional, en $\mu\text{gPb}/\text{m}^3$.

<i>Sitio</i>	<i>Distancia a la fuente (m)</i>	<i>Concentración</i>
TSP 2	95	0,2
TSP 5	225	0,4
TSP 33	333	<0,03
Norma provincial		1,5
Nivel guía USEPA		0,15

En el año 2006 se tomaron dos muestras de TSP en el sitio 2 y se midió la concentración de plomo. Las mismas pertenecían al jardín trasero y al jardín delantero de la vivienda. Los resultados fueron de $0,7 \mu\text{gPb}/\text{m}^3$ y $3,4 \mu\text{gPb}/\text{m}^3$ respectivamente. El valor más alto encontrado en el jardín delantero se relacionó y se lo atribuyó a que el mismo se encuentra lindante a la calle con mayor concentración de plomo ($10.099 \text{ mg}/\text{kg}$), de tierra en dicho año (hoy asfaltada) (SPA, 2006b). La muestra tomada en este estudio se extrajo del jardín trasero, siendo su concentración casi cuatro veces menor que la del año 2006.

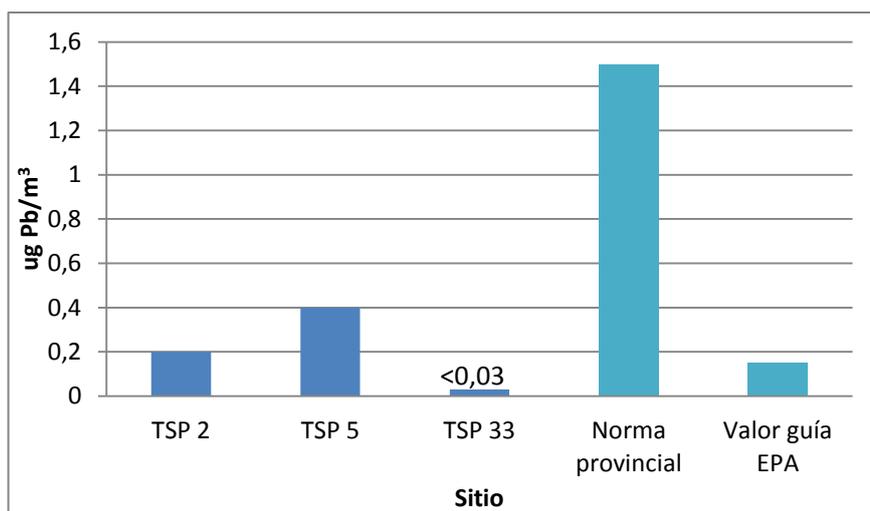


Figura 4.12: Concentración de **plomo en el material particulado suspendido total** y valor establecido por la norma provincial e internacionales en $\mu\text{gPb}/\text{m}^3$.

Tabla 4.24: valores de concentración de **plomo asociadas al TSP, en $\mu\text{g}/\text{m}^3$** , encontrados a nivel mundial en la bibliografía **para distintos países y distintas zonas**.

Zona	Industrial	Urbana	Residencial	Rural	Referencia
País (ciudad)					
Alemania				0,03	OECD, 1993.
Argentina (La Plata)**	0,2 (0,1-0,3)				Catoggio <i>et al.</i> , 1985.
Argentina (Ciudad de Buenos Aires)*		2,4 (1,5-3,9)	0,6 (0,3-1,0)		Banco Mundial, 1995.
Argentina (Palpalá, Jujuy)****	22,9				Banco Mundial, 1995.
Argentina (La Plata)	0,05 (0,01-0,15)	0,14 (0,04-0,27)	0,023(0,002-0,101)		Bilos <i>et al.</i> , 2001.
Bélgica				0,05	OECD, 1993.
China (Beijing)		0,1-0,2			Widoryet <i>et al.</i> , 2010.
España (Valencia)**		2,0 (1,1-3,6)	0,9 (0,8-1,0)		Moltoet <i>et al.</i> , 1995.
EEUU (Washington)		1,4			Greenberg, 1990.
EE.UU (Nueva York)		1,2			Greenberg, 1990.
EEUU (Chicago)		1,5			Greenberg, 1990.
EEUU (StLouis)		0,4			Greenberg, 1990.
Finlandia (Helinski)		0,05		0,005	OECD, 1993.
Reino Unido (Birmingham)			0,07-0,11		Harrison <i>et al.</i> , 1996.
Taiwan***	7,1 (1,2-12,9)				Wang <i>et al.</i> , 1992.
Rusia		0,08		8×10^{-4} 0,02	Snakin & Prisyazhnaya, 2000.

Nafta sin Pb.

*5% nafta sin Pb

**Nafta con Pb

***industria recicladora de plomo de baterías acidas.

****industria fundidora de plomo.

En la Tabla 4.24 se presentan niveles de concentración de plomo en aire encontrados en la bibliografía. Se puede observar que el nivel medio hallado de plomo en aire (asociado a TSP) en el vecindario es similar al hallado en St Louis EEUU, en una zona urbana. Además se observa que supera tres veces la media hallada en La Plata, Argentina para una zona urbana, sin embargo es dos veces menor al valor hallado en Buenos Aires para una zona residencial. En el caso del sitio de referencia los valores son comparables a los comunicados para Alemania y Bélgica en una zona rural, para La Plata, en una zona residencial y para Helinski Finlandia en una zona urbana. Cabe remarcar en esta comparación que la media en el vecindario se obtuvo solo con dos datos. Estudios ulteriores deberán tener en cuenta un mayor número de muestras.

4.6.2 Concentración de plomo en el material particulado en suspensión (TSP)

En la Tabla 4.25 se expresan las concentraciones de plomo asociado al material particulado en suspensión (TSP), en mg/kg.

Tabla 4.25: Concentración de **plomo en el material particulado total (TSP)** en mg/kg TSP.

<i>Sitio</i>	<i>Distancia a la fuente (m)</i>	<i>Concentración</i>
TSP 2	95	1.311
TSP 5	225	2.198
TSP 33	533	<628

Se puede observar en este caso que las concentraciones de plomo en el vecindario en promedio superan por lo menos tres veces la hallada en el sitio de referencia. A su vez se puede ver que, al igual que en el caso de partículas en suspensión en aire y plomo asociado a TSP en aire, el sitio más alejado a la fuente industrial (TSP5) posee una concentración de plomo mayor que el sitio más cercano (TSP 2). Los valores encontrados son del orden a los hallados por Hu et al (2014) en Nanjing, China, en el cual el valor medio fue de 1.117 mg/kg en un intervalo de 266-3.969 mg/kg.

4.7 Análisis de la relación entre los diferentes compartimentos ambientales y su distribución espacial en el Barrio

En las figuras 4.3, 4.13, 4.14 y 4.15, se muestra la distribución espacial de plomo para los distintos compartimentos. El tamaño de las burbujas es proporcional a la concentración encontrada en cada sitio, se muestra a su vez las concentraciones halladas en el sitio de referencia (33) para cada compartimento. Cabe recalcar que la proporción del tamaño de las burbujas es distinto entre figuras.

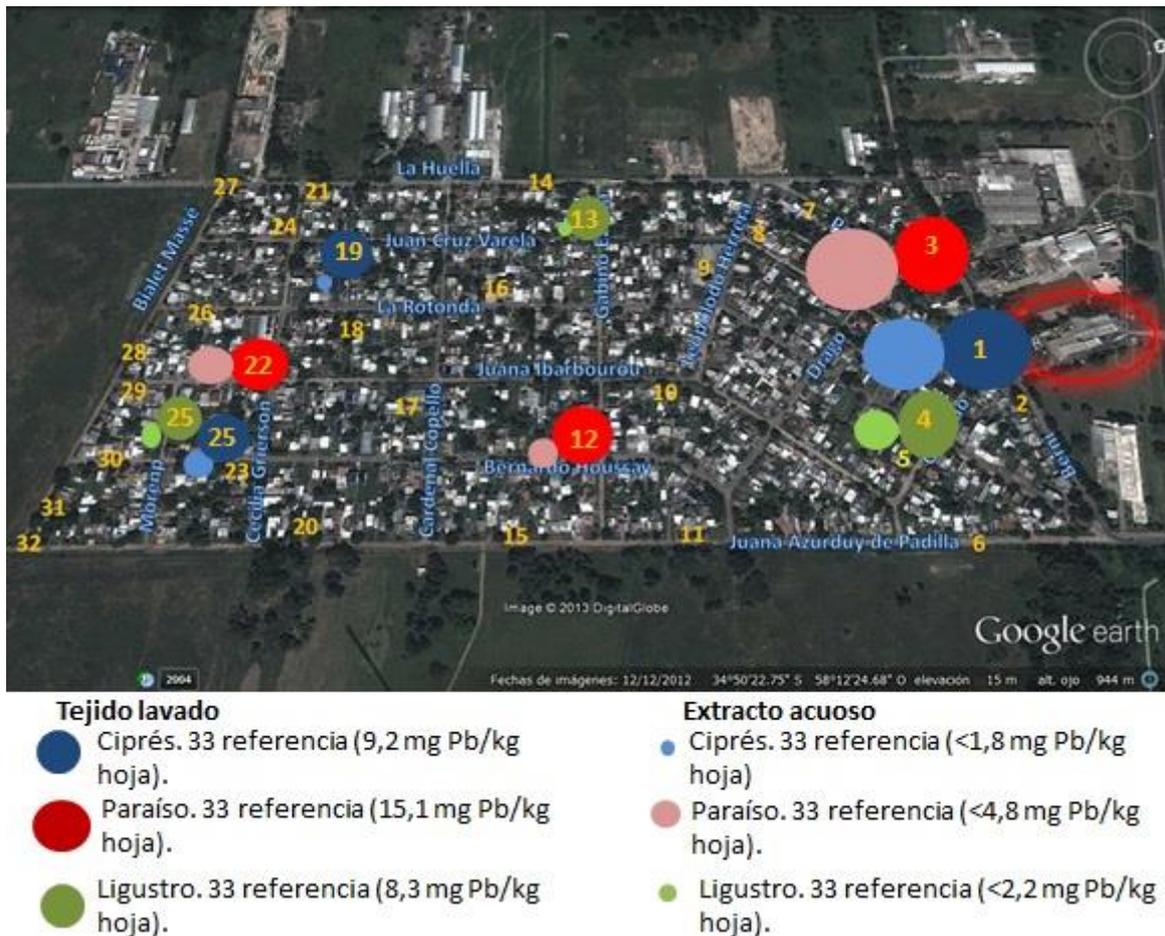


Figura 4.13: Distribución espacial de plomo en las hojas de las **plantas arbóreas del vecindario en mg Pb/kg hoja (seca)**. Colores oscuros representa el tejido de hojas lavadas y tonalidades claras representa el extracto acuoso de las hojas de las plantas.

De las figuras 4.13 (para extracto acuoso), 4.14 y 4.15, se puede observar que existe una mayor concentración de plomo en el sector inmediato a la fuente industrial, disminuye en el sector intermedio y aumenta levemente en el sector lejano. En el caso de los suelos (Figura 4.3), en particular de las calles, se observa que no sigue la tendencia de los compartimentos antes mencionados, ya que las mayores concentraciones de plomo se encontraron en el sector



● 33 referencia ($0,6 \mu\text{g Pb/cm}^2$)

Figura 4.14: Distribucion espacial de plomo en **material particulado sedimentable** para la campaña 2011 en $\mu\text{g Pb/cm}^2$.



● 33 Referencia $1,7 \mu\text{g Pb/cm}^2$

● 35 La Plata $4,1 \mu\text{g Pb/cm}^2$

● 34 Ringuelet $1,7 \mu\text{g/cm}^2$

Figura 4.15: Distribucion espacial de plomo en **material particulado sedimentable** para la campaña 2012 en $\mu\text{g Pb/cm}^2$.

lejano a la fuente industrial. Dentro del mismo, la mayor concentración corresponde al sitio 30, cuyo nivel de plomo supera el valor guía de calidad nacional para un suelo de uso residencial de 350 mg Pb/kg, y el internacional para uso industrial de 600 mg Pb/kg suelo. El índice de geoacumulación de Müller indica que se trata de un suelo “fuertemente contaminado” y a su vez supera el valor propuesto por la USEPA de intervención del suelo urbano (400 mg Pb/kg). Como se mencionó anteriormente en este trabajo, se puede inferir que las mayores concentraciones halladas en los distintos compartimentos ambientales en el sector lejano a la fuente industrial se debería a la presencia de suelos rellenados con material de descarte de las baterías de plomo de la industria de dicho metal.

En el caso del tejido lavado de hojas (Figura 4.13) la concentración mas alta se encuentra en el sitio 1, sector inmediato a la fuente, y corresponde al ciprés, con niveles hallados dentro del intervalo de concentración de plomo considerado tóxico para las plantas según Kabata-Pendias (2001). En este caso la tendencia es mayor concentración en la zona inmediata disminuyendo a medida que se aleja de la fuente industrial.

4.8 Calificación preliminar del sitio

Como se explicó en el capítulo 3, en los casos que fue necesario se realizó la calificación del sitio contaminado según la evaluación de riesgo de la salud propuesta por la OPS/OMS (Díaz-Barriga, 1999). De la misma se tomó la fase dos “**Inspección de los sitios contaminados**”, dentro de esta fase, el tercer paso es “**selección de los contaminantes críticos**”. En este paso el autor remarca que si no existen valores guía o normas de calidad específicas, se debe calcular el EMEG. Si hay sitios que superan dicho valor y a su vez existe preocupación social, el contaminante es crítico y merece un análisis detallado. Como en este estudio el material particulado sedimentable supera el valor del EMEG y el material particulado en suspensión supera el valor guía propuesto por la USEPA, se optó por realizar la “**Calificación de los Sitios contaminados**”, detallado en el **ANEXO 2**. El análisis se realizó sobre la población infantil (niños) debido a que es la más vulnerable y se evaluó por un lado el material particulado sedimentable y por el otro el material particulado en suspensión. Para el MPS la ruta de exposición fue la ingesta del mismo, y se

evaluaron la concentración media (MPS= 2.409,2 mg Pb/kg) por un lado y la concentración máxima (MPS 18= 3116,5 mg/kg) por el otro, teniendo en cuenta así el peor escenario. Para el material particulado en suspensión la ruta de exposición fue la inhalatoria y para esto se asumió que el 80% del material particulado suspendido total (TSP) es PM10 (partículas inhalables), (OMS, 2004). Para el análisis se tomó el valor más alto encontrado en el barrio que fue $0,4 \mu\text{g Pb}/\text{m}^3$ en TSP y por lo tanto $0,3 \mu\text{g Pb}/\text{m}^3$ para PM 10 fue el que se utilizó para el cálculo. El detalle de los cálculos se muestra en el **ANEXO 3**.

El puntaje total de Calificación de los sitios inspeccionados fue de 63 puntos para todos los casos analizados. Por lo tanto el sitio se puede calificar como de RIESGO AMBIENTAL Y DE SALUD PÚBLICA. EL SITIO REQUIERE LA EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN. LOS RESULTADOS DE DICHO ANÁLISIS DETERMINARÁN LA TEMPORALIDAD DE SU RESTAURACIÓN (40 - 74 puntos).

CAPÍTULO 5: CONCLUSIONES

Fue posible cumplir con los objetivos y metas del estudio propuesto, permitiendo el entrenamiento y capacitación además de la obtención de datos para arribar a conclusiones sobre el problema de contaminación por plomo en el barrio La Rotonda, del partido de Florencio Varela, vecino a una planta recuperadora del metal.

La hipótesis propuesta fue válida aunque complementariamente el estudio permitió observar otras fuentes de contaminación por plomo en el barrio posiblemente asociadas a un pasivo ambiental en suelos de un sector más lejano a la fuente industrial.

La comparación con los antecedentes de contaminación de hace casi una década permiten observar que la concentración de plomo en suelos y material en suspensión en aire es significativamente inferior, indicando una mitigación del problema. Ello posiblemente asociado a obras de infraestructura en el barrio (por ejemplo pavimentación de calles afectadas), probable disminución de emisiones de la fuente, además de procesos de dilución natural, entre otros factores, fuera del alcance de este estudio. Sin embargo los resultados obtenidos permiten demostrar que existen aún suelos calificados como “fuertemente contaminados”, según el índice de contaminación empleado. Además que tanto el material sedimentable como el suspendido total indican, de acuerdo a las técnicas de valoración de peligrosidad de sitios contaminados de la Organización Panamericana de la Salud, la “EXISTENCIA DE RIESGO AMBIENTAL Y PARA LA SALUD PÚBLICA. EL SITIO REQUIERE LA EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN. LOS RESULTADOS DE DICHO ANÁLISIS DETERMINARÁN LA TEMPORALIDAD DE SU RESTAURACIÓN”. Futuros relevamientos asociados a esta conclusión deberían considerar una escala de análisis detallada en los sectores críticos detectados en este estudio.

BIBLIOGRAFÍA

- ACUMAR (Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo), 2012. Publicación anual del sistema de indicadores. [En <http://www.acumar.gov.ar/content/documents/8/2048.pdf> 8/2013]
- Aikpokpodion, P. 2010: Assessment of heavy metals pollution in fungicide treated Cocoa plantations in Ondo state, Nigeria. *Journal of Applied Biosciences*, 33: 2037-2046.
- Aksoy A., Şahin U., 1999. *Elaeagnus angustifolia* L. as a Biomonitor of Heavy Metal Pollution. *Turk. J. of Botany*, 23:83-87.
- Aksoy A., Şahin U., Duman F., 2000. *Robinia pseudo-acacia* L. as a Biomonitor of Heavy Metal Pollution. *Turk. J. of Botany*, 24:279-284.
- Alcalá J., Sosa M., Moreno M., Quintana C., Quintana G., Miranda S., Rubio A., 2008. Metales pesados en vegetación arbórea como indicador de calidad ambiental urbana: ciudad de Chihuahua, Mexico. *MULTEQUINA*, 17: 39-54.
- Alderete S., Esteves J.L., Carbajal M., Narvarte M., 2009. Informe de la evolución de la contaminación con plomo en la localidad de San Antonio Oeste, Provincia de Río Negro y análisis de otros casos similares. 1a ed. - Puerto Madryn : Fund. Patagonia Natural N°15.
- Al-Khashman O.A., Shawabkeh R.A., 2006. Metals distribution in soils around the cement factory in southern J. *Environmental Pollution*, 140:387-394.
- Alonso Castillo M.L., Sánchez Trujillo I., Vereda Alonso E., García de Torres A., Cano Pavón J.M., 2013. Bioavailability of heavy metals in water and sediments from typical Mediterranean Bay (Málaga Bay, Region of Andalucía, Southern Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 76:427-434.
- Al-Shayeb S.M., Al-Rajhi M.A., Seaward M.R.D., 1995. The date palm (*Phoenix dactylifera* L.) as a biomonitor of lead and other elements in arid environments. *The Science of the Total Environment*, 168:1-10
- Álvarez M.A., Aru R., Barrero M., González E., González Y., Sepúlveda G., 2012. Estudio biogeoquímico del Embalse Suata, Venezuela, de acuerdo al contenido metálico de sus sedimentos de fondo, aguas y peces. *Avances en Ciencias e Ingeniería*, 3(1):103-114. and *Disease Registry. U.S. Department of Health and Human Services. Atlanta Georgia.*
- Aničić, M., Spasić, T., Tomašević, M., Rajšić, S., Tasić, M., 2011. Trace elements accumulation and temporal trends in leaves of urban deciduous trees (*Aesculus hippocastanum* and *Tilia spp.*). *Ecol. Indic.*, 11: 824–830.
- APHA- AWWA- WPCF, 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, Clesceri, L.S.; Greenberg, A.E.; Eaton, A.D. (Eds); American Public Health Association- American Water Works Association- Water Pollution Control Federation: Maryland. Método 3030E. Nitric Acid Digestion .
- APHA- AWWA- WPCF, 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, Clesceri, L.S.; Greenberg, A.E.; Eaton, A.D., (Eds); American Public Health Association- American Water Works Association- Water Pollution Control Federation: Maryland. Método 3111B . Direct Air- Acetylene Flame Method.
- Arrieta M.A, Peri S., Apartin C., Rosenberg C.E., Fink N.E, Salibian A., 2000. Blood Lead Concentration and δ - Aminolevulinic Acid Dehydratase Activity in Adult *Bufo arenarum*. *Archives of Phisiology and Biochemistry*, 108:275-280.
- Arrieta M.A., Bruzzzone L., Apartin C., Rosenberg C.E., Fink N.E., Salibian A., 2004. Biosensors of Inorganic Lead Exposure and Effect in an Adult Amphibian. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 46(2):224-30.
- ASTM Standards, 1991. Atmospheric Analysis: Occupational Health and Safety. Canning et al. (Eds), Philadelphia. Método D 1739-89. Standard Test Method for the Collection and Measurement of Dustfall (Settleable Particulate Matter).
- ASTM Standards, 1991. Atmospheric Analysis: Occupational Health and Safety. Canning et al. (Eds), Philadelphia. Método D 4096-89. Particulate (Airborne Matter), Collection and Mass Determination of, Application of the hi-Vol (High- Volume) Sampler Method.
- Atchison, G.J. et al. 1977. Trace metal contamination of bluegill (*Lepomis macrochirus*) from Indiana lakes. *Trans. Am. Fish. Soc.* 106, 637. En: U.S. Environmental Protection Agency. 1985. Ambient Water Quality Criteria for Lead-1984. EPA 440/5- 84-027. Washington. DC 136 pp.
- Azimi S., Rocher V., Garnaud S., Varrault G., Thevenot D.R., 2005. Decrease of atmospheric deposition of heavy metals in an urban area from 1994 to 2002 (Paris, France). *Chemosphere*, 61:645–651.
- Badillo G.J.F., 1985. Curso básico de toxicología ambiental. Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos, 165-81.
- Badino G., Sberze A., Gulmini M., Ostacoli G., Zelano V., Magrí G., 1998. Biomonitoring method for mountain áreas, design aspects and results. En: Scannerini S. (ed), *Proceeding plant biotechnology as a tool for the exploitation of mountain lands. Acta Hort.*, 457, ISHS, 29-36.
- Banco Mundial, 1995. Technical report. Vol. 2 of Argentina - Managing environmental pollution : issues and options. Washington, DC: World Bank. EN: http://documents.worldbank.org/curated/en/1995/10/696985/argentina-managing-environmental-pollution-issues-options-vol-2-2-technical-report_3/2013].
- Barberis S., Piñeiro A., López C.M, 2006. Estudio sobre contaminación ambiental por plomo en niños de la localidad de Abra Pampa (Jujuy-Argentina). *Acta Toxicol. Argent.*, 14:2-6.

- Berthelsen B.O., Steinnes E., Solberg W., Jingsen L., 1995. Heavy-metal concentrations in plants in relation to atmospheric heavy-metal deposition. *J. Environ. Qual.*, 24(5):1018–1026.
- Bilos C., Colombo J.C., Skorupka C.N., Rodriguez Presa M.J., 2001. Sources, distribution and variability of airborne trace metals in La Plata City área, Argentina. *Environmental Pollution*, 111, 149-158.
- Birke M., & Rauch U., 2000. Urban geochemistry in the Berlin Metropolitan Area. *Environmental Geochemistry and Health*, 22: 233–248.
- Borgmann U. et al. 1978. Rates of mortality, growth and biomass production of *Lymnaea palustris* during chronic exposure to lead. *Jour. Fish. Res. Board Can.* 35: 1109. En: AQUIRE (Aquatic toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division, Duluth, Minnesota.
- Buccolieri A., Buccolieri G., Cardellicchio N., Dell Atti A., Di Leo A., Maci A., 2006. Heavy metals in the marine sediments of Taranto Gulf (Ionian Sea, southern Italy). *Mar. Chem.*, 99: 227-235.
- Burden V.M., Sandheinrich M.I., Caldwell C.A., 1998. Effects of lead on the growth and delta aminolevulinic acid dehydratase activity of juvenile rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Environmental Pollution*, 101(2):285-9.
- Burguer M., Pose Román D., 2010. Plomo salud y ambiente. Experiencia en Uruguay. Universidad de la Republica Montevideo Uruguay. OPS/OMS. [En: <http://www.paho.org/uru.9/2013>].
- Cala V., Kunimine Y., 2003. Distribución de plomo en suelos contaminados en el entorno de una planta de reciclaje de baterías ácidas. *Rev. Int. Contam. Ambient.*, 19(3):109-115.
- Calderón-Salinas J., Hernández-Luna C., Maldonado V.M., Sáenz R.D., 1993. Mechanisms of the toxic effect of lead: I. Free lead in erythrocyte. *J. Expos. Anal. Environ. Epidemiol.*, 3:153-164.
- Camilión M.C., Manassero M.J., Hurtado M.A., Ronco A.E., 2003. Copper, Lead and Zinc Distribution in Soils and Sediments of the South-Western Coast of the Río de la Plata Estuary” *Soils & Sediments* 3(3):213-220.
- Carrillo I.; Lóndero M., E. Matas A. 2009. El sector industrial en Jujuy: Un análisis desde la teoría de la localización y la problemática del medio ambiente. *Revista de estudios regionales y mercado de trabajo* (5), 101-124. En *Memoria Académica*. En: http://www.memoria.fahce.unlp.edu.ar/art_revistas/pr.4522/pr.4522.pdf. [Consultado: 3/14].
- Castro Mariscal J.R., Saavedra O.M., Wierna N.R., Martos Mula A.J., Rojas M.A., Bovi Mitre M.A., 2010. Metodología para caracterizar el riesgo en sitio contaminado. Caso Abra Pampa (Jujuy-Argentina). *Rev. Salud. Ambient.*, 10(1-2):65-72.
- Catoggio J.A., Succar S.D., Roca A.E., 1985. Detection and evaluation of pollutant –some plynuclear aromatic hydrocarbons and heavy metals- in particulate matter suspended in atmospheric air of La Plata (Argentina). 2nd World Congress on Engineering & Environment. New Delhi, India, 1-16.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment), 2007. Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health: Summary tables. Updated September, 2007. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- CDC (Centro para el Control y la Prevencion de Enfermedades), 2012. Response to Advisory Committee on Childhood Lead Poisoning Prevention Recommendations in “Low Level Lead Exposure Harms Children: A Renewed Call of Primary Prevention”.
- Çelik A., Kartal A.A., Akdoğan A., Kaska Y., 2005. Determining the heavy metal pollution in Denizli (Turkey) by using *Robinio pseudo-acacia L.* *Environment International* 31:105– 112.
- Chakrapani P.J. & Subramanian V., 1990. Preliminary studies on the geochemistry of the Mahanadi river basin, India. *Chem. Geol.*, 70:247-266.
- Chandrasekaran A., Mukesh M.V., Anantharaman P., Tamilselvi M., Muthukumarasamy R., Manivel T., Rajmohan R., 2013. Trace Metal Concentration in Sediments of Tamirabarani River in Relationships with Physico Chemical Characteristics - A Study Using Gis Application. *International Journal of Innovative Technology and Exploring Engineering (IJITEE)*, 3(2):2278-3075.
- Chapman G.A., Ota S., Recht F., 1980. Effects of Water Hardness on the Toxicity of Metals to *Daphnia magna* U.S. EPA, Corvallis, OR:17 p. En: U.S. Environmental Protection Agency. 1985. Ambient Water Quality Criteria for Lead-1984. EPA 440/5-84-027. Washington. DC, 136.
- Chen H.Y., Li A.J., Finlow D.E., 2009. The Lead-acid battery industries during 2002-2007 in China. *J. Power Sources*, 199:22-27.
- Chlopecka A. & Adriano D.C., 1997. Influence of zeolite, apatite and Fe-oxide on Cd and Pb uptake by crops. *The Science of the Total Environment*, 207:195-206.
- Colín Cruz A., & Jiménez Moleón M.C., 2003. Principios básicos de la Contaminación Ambiental. Ed, Luz María Solés Segura y Jerónimo Amado López Arriaga, México. Cap 5.
- Connan O., Maro D., Hébert D., Roupsard P., Goujon R., Letellier B., Le Cavalier S., 2013. Wet and dry deposition of particles associated metals (Cd, Pb, Zn, Ni, Hg) in a rural wetland site, Marais Vernier, France. *Atmospheric Environment*, 67:394-403.

- Cortez-Lugo M., Téllez-Rojo M.M., Gómez-Dantés H., Hernández-Avila M., 2003. Tendencia de los niveles de plomo en la atmósfera de la zona metropolitana de la Ciudad de México. 1988-1998. *Salud Publica Mex.*, 45(2):196-202.
- Czarnowska K., Milewaska A., 2000. The content of heavy metals in an indicator plant (*Taraxacum Officinale*) in Warsaw. *Polish Journal of Environmental Studies* 9, 2, 125-128.
- Datko-Williams L, Wilkie A, Richmond-Bryant J, 2014. Analysis of U.S. soil lead (Pb) studies from 1970 to 2012". *Science of the Total Environment* 468-469, 854-863.
- Davies B.E., 1983 A graphical estimation of the normal lead content of some British soils. *Geoderma*, 29:67-75.
- Davies B.E., 1995. Lead. In: *Heavy metals in soils*, ed. B.J. Alloway, 206–223, Blackie Acad., London.
- Davies P.H. & Everhart W.H., 1973. Effects of chemical variations in aquatic environments: Volume 3 - Lead toxicity to rainbow trout and testing application factor concept. Washington, DC, US Environmental Protection Agency (EPA Report No. R373011C).
- Davies P.H., Goettl Jr J.P., Sinley J.R., Smith N.F., 1976. Acute and Chronic Toxicity of Lead to Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*) in Hard and Soft Water. *Water Res.*, 10,3, 199-206. En: U.S. Environmental Protection Agency. 1985. *Ambient Water Quality Criteria for Lead-1984*. EPA 440/5-84-027. Washington. DC 136 pp.
- Davis R.D., Carlton-Smith C.H., Stark J.H., Campbell J.A., 1988. Distribution of Metals in Grassland Soils Following Surface Applications of Sewage Sludge. *Environmental Pollution* 49:99-115.
- De Miguel E., Jiménez de Grado M., Llamas J.F., Martín- Dorado A., Mazadiego L.F., 1998. The overlooked contribution of compost application to the trace elements load in the urban soil of Madrid (Spain). *Science of the Total Environment*, 215:113–122.
- DGRH (Departamento Provincial de Aguas. Dirección de Protección y Conservación de los Recursos Hídricos), 2000. *Evaluación de la contaminación por metales pesados en la Bahía de San Antonio*. Informe final. Viedma, Río Negro, Argentina.
- Díaz Barriga F., 1999. Metodología de identificación y evaluación de riesgos para la salud en sitios contaminados. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. División de Salud y Ambiente. Organización Panamericana de la Salud. Oficina Sanitaria Panamericana - Oficina Regional de la Organización Mundial de la Salud. Lima 1-42.
- Dixon S.L., Gaitens J.M., Jacobs D.E., Strauss W., Nagaraja J., Pivetz T., Wilson J.W., Ashley P.J., 2009. Exposure of U.S. Children to Residential Dust Lead, 1999–2004: II. The Contribution of Lead-Contaminated Dust to Children's Blood Lead Levels. *Environ Health Perspect.*, 117(3): 468–474.
- Djingova R., Kuleff I., Penev I., Sansoni B., 1986. Br, Cu, Mn and Pb content of the leaves of *Taraxacum officinale*. *Sci Total Environ* 50:197-208.
- Djingova R., Wagner G., Kuleff I., 1999. Screening of heavy metal pollution in Bulgaria using *Populus nigra* "Italica". *Sci. Total Environ.*, 234:175-184.
- Djingova R., Wagner G., Pashev D., 1995. Heavy metal distribution in Bulgaria using *Populus nigra* "Italica" as a biomonitor. *Sci. Total Environ.*, 172:151-158.
- Esterman A.J. & Maynard E.J., 1998. Changes in airborne lead particulate in Port Pirie, South Australia, 1986–1996. *Environmental Research*, 79:122–132.
- Evans R.D. & Rigler F.H., 1985. Long distance transport of anthropogenic lead as measured by lake sediments. *Water Air Soil Pollut.*, 24:141-151.
- Flaherty E.J., 1998. Physiologically based models of metal kinetics. *Crit. Rev. Toxicol.* 28(3):271-317.
- Flegal A.R., Rosman K.J.R., Stephenson M.D., 1987. Isotope systematics of contaminant leads in Monterey Bay. *Environ. Sci. Technol.*, 21:1075-1079.
- Fuentes H.M.V., 2001. Análisis comparativo de los metales trazas (cadmio, cobre, cromo, zinc, níquel y plomo) en los sedimentos de dos lagunas costeras del estado Sucre, Venezuela. *Tecnociencia*, 3(2):115-123.
- Galán E., Blouidi K., González I., Duplay J., 2009. Evaluación de la Contaminación por Elementos Traza en Sedimentos de la Laguna de Nador (Marruecos). *revista de la sociedad española de mineralogía, MACLA*, 11.
- Galindo, G.; Herrero, M.A. Flores, M. y Fernández Turiel, J.L., 1999. Correlación de metales trazas en aguas subterráneas someras en la cuenca del río Salado, Prov. de Bs. As., Arg. en *Hidrogeología Subterránea*, edit: A. Tineo. serie de Correlación Geológica No.13:251-261.
- Galindo G., Sainato C., Dapeña C., Fernandez-Turiel J.L., Gimeno D., Pomposiello M.C., Panarello H.O., 2007. Surface and groundwater quality in the northeastern region of Buenos Aires Province, Argentina. *Journal of South American Earth Sciences*, 23:336-345.
- Garban B., Ollivon D., Carru A.M., Chesterikoff A., 1996. Origin, retention and release of trace metals from sediments of the River Seine. *Water, Air Soil Pollut.*, 87:363-381.
- García-Céspedes J., Acuña-González J., Vargas-Zamora J.A., 2004. Metales traza en sedimentos costeros de Costa Rica. *Rev. biol. Trop.*, 52(2):51-60.
- GEMS, (Global Environmental Monitoring System), 1985. *Assessment of human exposure to lead: Comparison between Belgium, Malta, Mexico and Sweden*. Stockholm, Karolinska Institute.
- Gerald L., 1995. *A geochemical atlas of Jamaica*. Center Nuclear Sciences. Aqueduct flats Kingston, Jamaica, 41-43.

- Gerhardt A., 1994. Short term toxicity of iron (Fe) and lead (Pb) to the mayfly *Leptophlebia marginata* (L.) (Insecta) in relation to freshwater acidification. *Hydrobiologia* 284:157-168.
- Giannuzzi, 2008. Resumen de situación. Contaminación ambiental con plomo en el Barrio La Rotonda", Informe de Proyecto de Extensión : Analisis de potabilidad de aguas en la Plata y alrededores. 2008-2011. En <http://www.maca.org.ar/descargas/archivo/MACA%20-%20Semana%20del%20Agua%202006%20-%20Contaminacion%20con%20plomo...pdf> [Consultado 3/13].
- Gil M., Harvey M., Commendatore M., Colombo J.C., Esteves J.L., 1996. Evaluación de la contaminación por hidrocarburos y metales en la zona costera patagónica. Informes Técnicos del Plan de Manejo Integrado de la Zona Costera Patagónica (Puerto Madryn, Argentina) N° 21.
- Glenn B.S., 2003. The longitudinal association of lead with blood pressure. *Epidemiology*, 14:30–36.
- Godish T., 1991. Atmospheric dispersion, transport and deposition. En *Air quality* (second edition). Lewis Publishers. Michigan.
- Gómez-Ramírez P., Martínez-López E., María-Mojica P., León-Ortega M., García-Fernández A.J., 2011. Blood lead levels and δ -ALAD inhibition in nestlings of Eurasian Eagle Owl (*Bubo bubo*) to assess lead exposure associated to an abandoned mining area. *Ecotoxicology*. 20(1):131-8.
- González Sepúlveda E., Retamal Cifuentes M., Medina Pedreros V., Ahumada Bermúdez R., 2009. Enriquecimiento, disponibilidad y contaminación de metales traza (Cd, Cu, Pb y Zn) en sedimentos de lagunas urbanas de concepción-Chile. *Quim. Nova*. 32(4):902-907.
- Gray J.E., Pribil M.J., Van Metre P.C., Borrok D.M., Tapalia A., 2013. Identification of contamination in a lake sediment core using Hg and Pb isotopic compositions, Lake Ballinger, Washington, USA. *Applied Geochemistry* 29:1-12.
- Greenberg R.R., 1990. Analysis of atmospheric particulate samples via instrumental neutron activation analysis. In: Zielinski Jr., W.L., Dorko, W.D. (Eds.), *Monitoring Methods for Toxics in the Atmosphere*, ASTM STP 1052. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, 175-184.
- Guidelines for Air Quality, WHO, Geneva, 2000. Published by the World Health Organization, Geneva Cluster of Sustainable Development and Healthy Environment (SDE) Department of Protection of the Human Environment (PHE) Occupational and Environmental Health Programme (OEH).
- Gulson B.L., Mizon K.J., Korsch M.J., Palmer J.M., Donnelly J.B., 2003. Mobilization of lead from human bone tissue during pregnancy and lactation – a summary of long-term research. *Science of the Total Environment*, 303:79–104.
- Gunawardena J., Egodawatta P., Ayoko G.A., Goonetilleke A., 2013. Atmospheric deposition as a source of heavy metals in urban stormwater. *Atmospheric Environment*, 68:235-242.
- Harrison R.M., Smith D.J.T., Luhana L., 1996. Source apportionment of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons collected from an urban location in Birmingham, U.K. *Environmental Science and Technology*, 30:825-832.
- Hayes E., Mc Elvaine M., Orbach H., Fernández A.M., Lyne S., Matte T.D., 1994. Long-term trends in blood lead levels among children in Chicago: Relationship to air lead levels. *Pediatrics*, 93(2):195-200.
- Heinke G.W., 1996. Microbiología y Epidemiología (cap. 8). En, Glynn Henry J., Heinke G.W (Eds), *Ingeniería Ambiental*. Perason Educación, México. 278-288.
- Herkovits J., Rodrigues Capitulo A., Boyle T., Servant R., Perez Coll C., Gomez N., Muñoz L., Dominguez O., Cortelezzi A., Licursi M., Vanrell T., Lopez A., Varela L., Castañaga L., Puszczuk E., Cordero M., 2003. Estudio ecotoxicológico del Arroyo Las Conchitas (Buenos Aires): I. Toxicidad en agua y sedimentos. II. Parámetros físico-químicos y relevamiento de la biota. Salud ambiental y humana, una visión holística. Ed Jorge Herkovits. Instituto de Cinecias Ambientales y Salud. Buenos Aires, Argentina. Cap 2 50-54 pp.
- Holcombe G.W., Benoit D.A., Leonard E.N., McKim J.M., 1976. Long-term Effects of Lead Exposure on Three Generations of Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*). *J. Fish. Res. Board Can.* 33(8):1731-1741.
- Holladay S.D., Kerr R., Holladay J.P., Meldrum B., Williams S.M., Gogal Jr. R.M., 2012. Persistent Increase of Blood Lead Level and Suppression of δ -ALAD Activity in Northern Bobwhite Quail Orally Dosed With Even a Single 2-mm Spent Lead Shot. *Arch. Environ. Contam. Toxicol* 63(3):421-8.
- Holmgren G.G.S., Meyer M.W., Daniels R.B., Kubota J., Chaney R.L., 1983. Cadmium, lead, zinc, copper and nickel in agricultural soils of the United States. *Agronomy Abstracts*, 33.
- Holsen T.M., Noll K.E., Fang G.C., Lee W.J., Lin J.M., Keeler G.J., 1993. Dry deposition and particle size distributions measured during the Lake Michigan Urban Air Toxics Study. *Environmental Science and Technology* 27:1327– 1333.
- Horowitz A.J., Meybeck M., Idlafkih Z., Biger E., 1999. Variations in trace element geochemistry in the Seine River Basin based on floodplain deposits and bed sediments *Hydrol. Process.*, 13:1329-1340.
- Hovmand, M.F., Nielsen, S.P., Johnsen, I., 2009. Root uptake of lead by Norway spruce grown on ²¹⁰Pb spiked soils. *Environ. Pollut.* 157, 404–409.
- Hu H., et al., 1996. The relationship of bone and blood lead to hypertension. *The Normative Aging Study*. *JAMA*, 275:1171–1176.

- Hu X., Sun Y., Ding Z., Zhang Y., Wu J., Lian H., Wang T., 2014. Lead contamination and transfer in urban environmental compartments analyzed by lead levels and isotopic compositions. *Environmental Pollution*, 187:42-48.
- Hu X., Zhang Y., Luo J., Xie M., Wang T., Lian H., 2011. Accumulation and quantitative estimates of airborne lead for a wild plant (*Aster subulatus*). *Chemosphere* 82:1351–1357.
- Ilizaliturri-Hernández C.A., González-Mille D.J., Mejía-Saavedra J., Espinosa-Reyes G., Torres-Dosal A., Pérez-Maldonado I., 2013. Blood lead levels, δ -ALAD inhibition, and hemoglobin content in blood of giant toad (*Rhinella marina*) to assess lead exposure in three areas surrounding an industrial complex in Coatzacoalcos, Veracruz. *Environmental Monitoring and Assessment*. 185(2):1685-98.
- IPCS (International Programme on Chemical Safety), 1989 Environmental health criteria 85: Lead – Environmental effects. Geneva, World Health Organization, 106 pp.
- Iturbe-Argüelles R., Flores-Serrano R.M., Torres-Bustillos L.G., 2006. Análisis de riesgo a la salud de una instalación petrolera del Suroeste de México *INGENIERÍA Investigación y Tecnología* 7(1):1-15.
- Jackson D., Grosse C., Zarus G.M., Rosales-Guevara L., 2012. Higher blood levels among children living in older homes in Evansville Indiana: associations between year house built, soil lead levels and blood levels among children aged 1-5 years-1998 a 2006. *Rev. Salud Ambient* 12(1):34-45.
- Kabata-Pendias A., 2011. Trace elements in soils and plants, 4th Edition. CRC Press, Inc. Boca Raton London New York.
- Klaminder J., Bindler R., Renberg I., 2008. The biogeochemistry of atmospherically derived Pb in the boreal forest of Sweden. *Appl. Geochem.* 23:2922–2931.
- Köck G., Noggler M., Hofer R., 1996. Pb in otoliths and opercula of arctic char (*Salvelinus alpinus*) from oligotrophic lakes. *Wat. Res.* 30(8):1919-1923.
- La Malfa G., Romano D., Leonardi C., 1996. Il potere disinguinante dell'aria quale criterio di scelta delle specie ornamentali per il verde urbano. *Agronomia* 3:461-469.
- Laidlaw M.A.S., Zahran S., Pingitore N., Clague J., Devlin G., Taylor M.P., 2014. Identification of lead sources in residential environments: Sidney Australia. *Environmental Pollution* 184:238-246.
- Lauwerys, R.R. (1994). Toxicología industrial e intoxicaciones profesionales. Masson. Barcelona, España. Masson.
- Li X.D., Poon C.S., Pui S.L., 2001. Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong. *Applied Geochemistry*, 16:1361–1368.
- Lima Cazorla I., Olivares-Rieumont S., Columbie I., Rosa Mederos D., Gil Castillo R., 2005. Niveles de plomo, zinc, cadmio y cobre en el Río Almendares, Ciudad Habana, Cuba. *Rev. Int. Contam. Ambient.*, 21(3):115-124.
- Liu Donghu, Wusheng Jiang, ChangJun Liu, Changhong Xin, Wenqiang Hou. 2000. Uptake and accumulation of lead by roots, hypocotyles and shoots of Indian Mustard (*Brassica juncea* L.). *Bioresource Technology* 71:273-277.
- Llop S., Porta M., et al., 2013. Estudio de la evolución de la exposición a plomo en la población infantil española en los últimos 20 años. ¿Un ejemplo no reconocido de salud en todas las políticas. *Gac Sanit.* 27:149-55.
- López C.M., Piñeiro A.E., Blanco G., Vignati K., Roses O.E., 2007. Identificación de sitios contaminados con plomo en Buenos Aires y relevamiento del reporte de casos de plumbemia en las poblaciones de sus alrededores. Resumen en actas de Congreso. XV Congreso Argentino de Toxicología. Neuquen, Argentina.
- López S.C., Perelman P.E., Rivara-maria M., Castro A., Faggi A., 2006. Características del suelo y concentración de metales a lo largo de un gradiente de urbanización en Buenos Aires, Argentina. *Multequina* 15:69-80.
- Lu Y., Gong Z., Zhang G., Burghardt W., 2003. Concentrations and chemical speciations of Cu, Zn, Pb and Cr of urban soils in Nanjing, China. *Geoderma* 115:101-111.
- Madejón P., 2003. Elementos traza y nutrientes en álamo blanco tras el vertido tóxico de las minas de Aznalcóllar. *Invest. Agrar.: Sist. Recur. For* 12(3):19-32.
- Madrid L., Diaz-Barrientos E., Reinoso R., Madrid F., 2004. Metals in urban soils of Sevilla: Seasonal changes and relations with other soil components and plant contents. *European Journal of Soil Science*, 55:209–217.
- Manta D.S., Angelote M., Bellanca A., Nery R., Sprovieri M., 2003. Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy *The Science of The Total Environment*, 300(1-3):229-243.
- Maravelias C., Athansalelis S., Dona S., Chatzioanov A., Priftis C., Koutselinis A. et al., 1998. Reduction of lead pollution in Greece during the past two decades. *Arch. Environ. Health*, 53:424-426.
- Markich S.J. & Jeffrey R.A., 1994. Absorption of divalent trace metals as analogues of calcium by Australian freshwater bivalves: an explanation of how water hardness reduces metal toxicity. *Aquatic Toxicology* 29:257-290.
- Markus J. & McBratney A.B., 2001. A review of the contamination of soil with lead II. Spatial distribution and risk assessment of soil lead. *Environment International* 27:399-411.

- Martha A., Velázquez Machuca, Pimentel Equihua J.C., 2008. Plomo y metales tóxicos en las aguas subterráneas de la cuenca del Río Duero” Memoria II Coloquio Internacional del Medio Ambiente y desarrollo, Mexico CIIEMED-IPN.
- Martí L., Salcedo C., Troilo S., Filippini M.F., Drovandi A., Valdés A., 2011. Evaluación de metales pesados en suelos de los oasis irrigados de la Provincia de Mendoza: Concentraciones totales de Zn, Pb, Cd y Cu”. Rev. FCA UNCUYO..43(2):203-221.
- Mc Cabe M.J., 1998. Lead (Cap 6). En: Zelikoff J.T., Thomas P.T. (Eds). Immunotoxicology of environmental and occupational metals. Taylor and Francis, London. 111-129 .
- Meerabai G., Venkata Ramana C., Rasheed M., 2012. Effect of air pollutants on leaves of pigeon pea, a pulse crop of Fabaceae growing in the vicinity of a silicon industry. World Rural Observations 4(2).
- MFV (Municipalidad de Florencio Varela), 2006. Relevamiento de plomo en sangre en Barrio La Rotonda y San Rudencio. Informe Técnico (fecha 5/12/2006). Secretaria de Salud. Florencio Varela. Pcia de Buenos Aires
- Mills W.B., Porcella D.B., Unga M.J., Gherini S.A., Summers K.V., Lingfung Mok, Rupp G.L., Bowie G.I., Haith D.A., 1985. Water Quality Assessment: A Screening Procedure for Toxic and Conventional Pollutants in Surface and Ground Water. EPA/600/6-85/002 a. U.S.Environmental Protection Agency.
- Molisani M.M., Salomão M.S.M.B., Ovalle A.R.C., 2005. Partitioning of metals in sediments from the lower Paraíba Do Sul river, se, Brazil. Geochim. Brasil., 19(1):48-59.
- Molto J.C., Viana E., Pica Y., Font G., 1995. The effect of urban pollution on lead levels in air of the city of Valencia (Spain). May 1989-October 1990. The Science of the Total Environment, 162:111-117.
- Monchietti de Maidana M.T., Marcoleri de Olguín M.E., Barberis S., Canelada A., Joaquín E.E., 1986. Investigación epidemiológica sobre contaminación por plomo en la localidad de Abra Pampa en relación a una fundición de plomo ubicada en esa ciudad. Informe Técnico del Laboratorio Central de Salud Pública. Provincia de Jujuy.
- Morselli L., Brusori B., Passarini F., Bernardi E., Francaviglia R., Gataleta L., Marchionni M., Aromolo R., Benedetti A., Olivieri P., 2004. Heavy metals monitoring at a Mediterranean natural ecosystem of Central Italy. Trends in different environmental matrixes. Environmental International, 30:173–181.
- Morselli L., Olivieri P., Brusori B., Passarini F., 2003. Soluble and insoluble fractions of heavy metals in wet and dry atmospheric depositions in Bologna, Italy. Environmental Pollution, 124:457–469.
- Morton-Bermea O., 2006. Contenido de metales pesados en suelos superficiales de la ciudad de México. D.F. © TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas, 9(1):45-47.
- Mosbaek H, Tjell J.C, Hovmand M.F., 1989. Atmospheric Lead Input to Agricultural Crops in Denmark Chemosphere. 19(10):1787-1799.
- MSPBA (Ministerio de Salud de la provincia de Buenos Aires), 2013. Investigación ambiental en el Barrio La Rotonda. Programa de Salud Ambiental, 34 folios.
- MSN (Ministerio de Salud de la Nación), 2012. Químicos Prohibidos y restringidos en la Republica Argentina. Programa nacional de riesgos químicos. Departamento de Salud Ambiental Buenos Aires. En: <http://www.inti.gob.ar/quimica/pdf/ProhibidosyRestringidos2012.pdf>. 11/2012].
- Muezzinoglu A. & Cukurluoglu Cizmecioglu S., 2006. Deposition of heavy metals in a Mediterranean climate area. Atmospheric Research, 81:1– 16.
- Müller G., 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. Geol. J. 2:109-118.
- Müller G., 1979. Schwermetalle in den sedimenten des Rheins-Veränderungen seit 1971. Umschau, 79: 778-783.
- Municipalidad de Florencio Varela , 2006. Determinación de Plomo en muestras de agua y suelo. Informe Técnico. Florencio Varela, Buenos Aires.
- Muntner P., et al., 2003. Blood lead and chronic kidney disease in the general United States population: results from NHANES III. Kidney International, 63:1044–1050.
- Nowak D.J., Crane D.E., Stevens J.C., 2006. Air pollution removal by urban trees in the United States. Urban Forestry and urban Greening. 4:115-123.
- OECD, (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico), 1993. Risk Reduction Monograph No. 1: Lead background and national experience with reducing risk. Paris, Organisation for Economic Co-operation and Development, 277 pp (Report No. OCDE/GD(93)67).
- OMS (Organización Mundial de la Salud)/PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente). 1990. Global Environment Monitoring System. Global Freshwater Quality. A First Assessment. Cambiar siglas en español.
- OMS (Organización Mundial de la Salud), 1995. Environmental health criteria. Inorganic Lead.
- OMS (Organización Mundial de la Salud), 2001. Environment and people’s health in China. Report. 76 p.
- OMS (Organización Mundial de la Salud), 2006. Inorganic and Organic Lead Compounds. Vol 87. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Summary of Data Reported and Evaluation.
- OMS (Organización Mundial de la Salud), 2004. Guías para la Calidad de Aire. Organización Panamericana de la Salud, Centro Sanitario de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales.

- OPS/CEPIS/PUB/04.110. Lima. En <http://www.bvsde.ops-oms.org/bvsci/fulltext/guiasaire.pdf>, [consultado 2/2014].
- OMS (Organización Mundial de la Salud),. Childhood lead Poisoning., 2010. WHO Library Cataloguing-in-Publication Data.
- Padrino de la Mata A.B, Moreno Merino L., Garrido Schneider E., Azcón González A., 2001. Contenido en metales pesados de las aguas subterráneas en la ciudad de Zaragoza. Investigación, gestión y recuperación de acuíferos contaminados. Ballester A. et al (Eds). Madrid. 381-392 pp. En <http://aguas.igme.es/igme/publica/pdflib15/036.pdf>. [Consultado 6/2013].
- Paode R.D., Sofuoglu S.C., Sivadechathep J., Noll K.E., Holsen T.M., 1998. Dry deposition fluxes and mass size distributions of Pb, Cu, and Zn measured in Southern Lake Michigan during AEOLOS. *Environmental Science and Technology*, 32:1629–1635.
- Paoliello M.M.B. & De Capitani E.M., 2005. Environmental contamination and human exposure to lead in Brazil. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 184:59–96.
- Patterson C.C., 1983. Criticism of flow of metals into the global atmosphere. *Geochim Cosmochim Acta*, 47:1163-1168.
- Pérez J.R., 2007. Problemática Ambiental de Palpalá. Cuadernos de la facultad 2:68-83. En <http://www.ucasal.edu.ar/htm/ingenieria/cuadernos/archivos/2-p68-JPerez.pdf> [consultado 2/2014].
- Perí S.I, Arrieta M.A., Fink N.E., Salibián A., 1998a. Delta-aminolevulinic acid dehydratase (ALAD) activity in blood of *Bufo arenarum* (Anura): *Biological Research*, 31(4):339-42.
- Perí S.I, Fink N.E, Salibián A., 1998b. Hematological parameters in *Bufo arenarum* injected with sublethal dose of Pb acetate. *Biomed Environ Sci* 11(1):70-4.
- Phipps G.L., Mattson V.R., Ankley G.T., 1995. Relative Sensitivity of Three Freshwater Benthic Macroinvertebrates to Ten Contaminants. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 28(3):281-286.
- Pickering Q.H. & Henderson C., 1966. The acute toxicity of some heavy metals to different species of warmwater fishes. *Air Water Pollut. Int. Jour.* 10: 453.
- PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente), 2013. Lead in enamel decorative paints national paint testing results: a nine country study. En http://www.unep.org/chemicalsandwaste/Portals/9/Mercury/Documents/publications/LEAD_FL_YERS_SPA.pdf. 5/2013].
- Ponce R., Forja J.M., Gómez-Parra A., 2000. Influencia de la actividad antropogénica en la distribución vertical de Zn, Cd, Pb y Cu en agua intersticial y sedimentos marinos costeros (Bahía de Cádiz, SW de España). *Ciencias Marinas*, 26(3):479–502.
- Pönkä A., 1998. Lead in the Ambient Air and Blood of Children in Helsinki. *Sci. Total Environ.*, 219:1-5.
- Posada Ayala I., Murillo Jiménez J., Nava Sánchez E., Choumiline E., Mirlean N., Choumiline K., 2010. Geoquímica de los sedimentos superficiales de la cuenca de San Juan de los ríos y de la plataforma continental interna de la Bahía La Ventana, Baja California Sur, México. *Geos.*, 30(1).
- Pouyat R.V., Mc Donnell M. J., 1991. Heavy metal accumulations in forest soils along an urban-rural gradient in southeastern New York, USA. *Water Air Soil Pollut* 57/58:797-808.
- Prego R., Belzunce Segarra M.J., Helios-Rybycka E., Barciela M.C., 1999. Cadmium, manganese, nickel and lead contents in surface sediments of the lower Ulla River and its estuary (northwest Spain). *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, 15(1-4):495-500.
- Rabinowitz M.R., 1972. Plant uptake of soil and atmospheric lead in southern California. *Chemosphere* 4:175–180.
- Raja J., Sampath K., Alagurathinam S., 1994. Accumulation and prediction of lead elimination in *Oreochromis mossambicus* as a function of body size. *Acta Hydrobiol.* 36(1):115-124.
- Ramos A & Legorburu I., 1990. Impacto ambiental por metales pesados en sedimentos superficiales de los estuarios exteriores de Guipuzcoa. *Lurralde*, 13:157-164.
- Ratto S., Marceca E., Moscatelli G., Abbruzese D., Bardi H., Bossi M., Bres P., Cordón G., Dinano M.P., Murrini L., Potarsky K., Williams F., 2004. Evaluación de la contaminación orgánica e inorgánica en un suelo aluvial de la costa del Riachuelo, Buenos Aires, Argentina. *Asociación Argentina de Ecología Austral* 14:179-190.
- Reimann C., Koller F., Kashulina G., Niskavaara H., Englemaier P., 2001. Influence of extreme pollution on the inorganic chemical composition of some plants. *Environ. Pollut.*, 115:239-252.
- Reynoso L. & Andriulo A., 2008. Estado actual de la calidad del agua en la cuenca del arroyo Pergamino. INTA. Estación Experimental Agropecuaria Pergamino. [en línea. <http://inta.gob.ar/>, 4/2014].
- Roca N., Pazos M.S., Bech J., 2012. Background levels of potentially toxic elements in soils : A case study in Catamarca (a semiarid region in Argentina) *Catena* 55-56.
- Rodríguez-Estival J., Barasona J.A., Mateo R., 2012. Blood Pb and δ -ALAD inhibition in cattle and sheep from a Pb-polluted mining area. *Environ. Pollut.*, 160(1):118-24.
- Roesijadi G. & Robinson W.E., 1994. Metal regulation in aquatic animals: mechanisms of uptake, accumulation, and release. In, Malins D. C. y G. K. Ostrander (Eds), *Aquatic toxicology. Molecular, biochemical and cellular perspectives*. CRC Press. 387-420.
- Romano D. & Abate L., 1995. Lead and cadmium in leaves of ornamentals grown along urban roads. *Agric. Medit.*, 189-193.

- Romero A.M., Vandecasteele C., Cooreman H., 2000. Metales (Cr, Pb y Zn) en sedimentos y quironómidos del Río Rocha. *Rev. Bol. Ecol.*, 8:37 – 47.
- Ronco A., Camilion.C, Manassero M. 2001. Geochemistry og heavy metals in bottom sediments from stern of the western coast of the Río de La Plata estuary, Argentina. *Environmental Geochemistry and Health* 23:89-103.
- Rosenberg C.E., Carpinetti B.N., Apartin C.D., 2001. Contenido de metales pesados en tejidos de Sábalos (*Prochilodus lineatus*) del Río Pilcomayo, misión La Paz, Salta. *Natura Neotropicalis*, 32(2):147-152.
- Rosini Olivia S. & Raitio H., 2003. Review of cleaning techniques and their effects on the chemical composition of foliar samples. *Boreal Environmental Research*, 8:263-272.
- Subsecretaria de Recursos Hídricos de la Nación, 2005. Desarrollo de niveles guia nacionales de calidad de agua ambiente correspondientes a plomo.
- Sakata M. & Marumoto K., 2004. Dry deposition fluxes and deposition velocities of trace metals in the Tokyo Metropolitan Area measured with a water surface sampler. *Environmental Science and Technology*, 38:2190– 2197.
- Saldívar Osorio L., Tovar A., Namihira Guerrero D., 1997. Plomo (cap 11). En Albert Palacios y Lilia América (Eds), *Introducción a la toxicología ambiental*. Metepec ECO, México 177-196.
- Sawidis T., Breuste J., Mitrovic M., Pavlovic P., Tsigaridas K., 2011. Trees as bioindicator of heavy metal pollution in three European cities. *Environmental pollution* 159:3560-3570.
- Schubauer-Berigan M.K., Dierkes J.R., Monson P.D., Ankley G.T., 1993. pH-dependent toxicity of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn to *Ceriodaphnia dubia*, *Pimephales promelas*, *Hyalella azteca* and *Lumbriculus variegatus*. *Environ. Toxicol. Chem.*, 12:1261-1266.
- Schutz A., et al, 2005. Lead in finger bone, whole blood, plasma and urine in lead-smelter workers: extended exposure range. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 78:35–43.
- Sehgal R., & Saxena A.B, 1987. Determination of Acute Toxicity Levels of Cadmium and Lead to the Fish *Lebistes reticulatus* (Peters). *Int. J. Environ. Stud.* 29: 157-161. En: AQUIRE (Aquatic toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division, Duluth, Minnesota.
- Serrano Sánchez B., 2011. El impacto por contaminación de las Baterías de Plomo-Acido. Seminario especial de titulación, Universidad de Mayor, Santiago Chile.
- Shah M.H., Shaheen N., Jaffar M., Saqib M., 2004. Distribution of lead in relation to size of airborne particulate matter in Islamabad, Pakistan. *Journal of Environmental Management*, 70:95-100.
- Shen X-M et al., 2001. Impacts of low-level lead exposure on development of children: recent studies in China. *Clinica Chimica Acta*, 313:217–220.
- Siboney Bergues Garrido P., 2011. Evaluación de metales pesados en los suelos del coto minero manganesífero Cristo –Barrancas. *Minería y Geología*, 27(3):43-57.
- Skerfving S., 1993. Criteria documents from Nordic Expert Group. *Arbete och Hälsa*, No. 1:125–235.
- Skerfving S., 2005. Criteria document for Swedish Occupational Standards. *Inorganic lead – an update 1991–2004*. *Arbete och Hälsa*, 3:1–119.
- Snakin V.V & Prisyazhnaya A.A, 2000. Lead contamination of the environment in Russia. *The Science of the Total Environment*, 256:95-10.
- Soriano A., Pallarés S., Pardo F., Vicente A.B., Sanfeliu T., Bech J., 2012. Deposition of heavy metals from particulate settleable matter in soils of an industrialised área. *Journal of Geochemical Exploration* 113:36–44.
- SPA (Secretaría de Política Ambiental), 2006a. Análisis de suelo y agua. Informe Técnico (fecha 3/11/2006) realizado por la Subsecretaría de Control y Regulación Ambiental de la SPA. Provincia de Buenos Aires.
- SPA (Secretaría de Política Ambiental), 2006b. Análisis de Plomo en dos viviendas del Barrio La Rotonda. Informe Técnico. Buenos Aires.
- Spehar R.L, Anderson R.L., Fiandt J.T., 1978. Toxicity and Bioaccumulations of Cadmium and Lead in Aquatic Invertebrates. *Environ. Pollut.* 15(3):195-208. En: U.S. Environmental Protection Agency. 1985. *Ambient Water Quality Criteria for Lead-1984*. EPA 440/5-84-027. Washington. DC 136 pp.
- Spehar R.L. & Fiandt J.T., 1986. Acute and Chronic Effects of Water Quality Criteria-Based Metal Mixtures on Three Aquatic Species. *Environ. Toxicol. Chem.*, 5(10):917-931. En: AQUIRE (Aquatic toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division, Duluth, Minnesota.
- Stanley R.A., 1974. Toxicity of Heavy Metals and Salts to Eurasian Watermilfoil (*Myriophyllum spicatum* L.). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2(4):331-341. En: AQUIRE (Aquatic toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division, Duluth, Minnesota.
- Stokes P.M., 1981. Multiple Metal Tolerance in Copper Tolerant Green Algae. *J. Plant Nutr.* 3(1-4):667-678. En: AQUIRE (Aquatic toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental

- Protection Agency, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division, Duluth, Minnesota.
- Stouthart A.J.H.X., Spanings F.A.T., Locks R.A.C., Wendelaar Bonga S.E., 1994. Effects of low water pH on lead toxicity to early life stages of the common carp (*Cyprinus carpio*). *Aquatic Toxicology* 30:137-151.
- Sun F., Wen D., Kuang Y., Li Jiong., Li Jianli , Zuo W., 2010 Concentrations of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in needles of Masson pine (*Pinus massoniana* L.) growing nearby different industrial sources. *Journal of Environmental Sciences* , 22(7):1006–1013.
- Sutton P.M, Athanasoulis M., Flessel P., Guirguis G., Haan M., Schlag R., 1995. Lead levels in the household environment of children in three high-risk communities in California. *Environ Res.*, 68:45-57.
- Sweet C.W., Weiss A., Vermette S.J., 1998. Atmospheric deposition of trace metals in three sites near the Great Lakes. *Water, Air, and Soil Pollution*, 103:423–439.
- Taguchi M., Castro de Esparza M.L., 1986. Evaluación del desempeño de los laboratorios de Latinoamérica que miden trazas de metales en agua mediante muestras de control. CEPIS. Hojas de divulgación técnica CEPIS (Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente), (31):1-15. [En <http://www.bvsde.paho.org/eswww/proyecto/repidisc/publica/hdt/hdt031.html>, 7/8/12].
- Taylor R., Bazelmans J., Golec R., Oakes S., 1995. Declining blood lead levels in Victorian children. *Aust J. Public Health*, 19:455-459.
- Tellerías L.C., Paris E., 2008. Impacto de los tóxicos en el neurodesarrollo. *Rev Chil Pediatr* ., 79(1):55-63.
- Thornton I., 1991. Metal contamination of soils in urban areas. In P. Bullock & P. J. Gregory (Eds.), *Soils in the urban environment*, Oxford, UK: Blackwell, 47-75.
- Tomlinson D.L., Wilson J.G., Harris C.R., Jeffrey D.W., 1980. Problems in the assesment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Hegol Meeresunters*, 33:566-575.
- Tume P., Bech J., Sepulveda B., Tume L., Bech J., 2008. Concentrations of heavy metals in urban soils of Talcahuano (Chile): a preliminary study. *Environ Monit Assess.*, 140:91-98.
- UNLP (Universidad Nacional de La Plata), 2006. Informe medioambiental del Barrio La Rotonda, Florencio Varela. Informe Técnico realizado por Taller de control y potabilidad de aguas. Facultad de Ciencias Exactas. La Plata, Buenos Aires.
- US. ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), 1992. Public health assessment guidance manual. Agency for Toxic Substances. Lewis Publishers. Boca Raton, Florida.
- US. ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), 1997. Public health statement for lead. U.S. Department of Health and Human Services. Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Atlanta, GA. U.S.A.
- US. ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), 2005. Toxicological profile for lead. (Draft for Public Comment). U.S. Department of Health and Human Services. Public Health Service. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, U.S.A.
- US. E.P.A. SW 846. "Test Methods for Evaluating Solid Waste. Volume C". método 3050 ACID DIGESTION OF SEDIMENTS, SLUDGES, AND SOILS. En: [<http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3050b.pdf> 4/11]
- US.EPA, 1991. National air quality and emission trends report. Research Triangle Park, North Carolina, US Environmental Protection Agency (EPA-450/4-91-023).
- US. EPA, 1993. Standards for the Use or Disposal of Sewage Sludgel Final Rules. Environmental Protection Agency, Federal Register, Part II 40 CFR Part 257.
- US.EPA, 2001. Lead; Identification of Dangerous Levels of Lead; Final Rule. Code of Federal Register 66(4).
- Valdés J. & Sifeddine A., 2009. Composición elemental y contenido de metales en sedimentos marinos de la bahía Mejillones del Sur, Chile: evaluación ambiental de la zona costera. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 37(2):131-141.
- Van der Kuip T.J, Huang L., Cherry C.R., 2013. Health hazards of China's lead-acid-battery industry: a review of its market drivers, production processes, and health impacts. *Environmental Health* 12:61.
- Vogt G. & Quinitio E.T., 1994. Accumulation and excretion of metal granules in the prawn, *Penaeus monodon*, exposed to water-borne copper, lead, iron and calcium. *Aquatic Toxicology* 28:223-241.
- Wang C.L., Chuang H.Y., Ho C.K., Yang C.Y., Tsai J.L., Wu T.S., Wu T.N., 2002 Relationship between blood lead concentrations and learning achievement among primary school children in Taiwan. *Environ Res.*, 89(1):12-8.
- Wang J.D., Jang C.S., Hwang Y.H., Chen Z.S., 1992. Lead contamination around a kindergarten near a battery recycling plant. *Bull Environ Contam Toxicol.*, 49:23-30.
- Widory D., Liu X., Dong S., 2010. Isotopes as tracers of sources of lead and strontium in aerosols (TSP & PM2.5) in Beijing. *Atmospheric Environment*, 44:3679-3687.
- Wijaya A.R., Ouchi A.K., Tanaka K., Shinjo R., Ohde S., 2012. Metal contents Pb in road-side dust and sediment of Japan. *Journal of Geochemical Exploration*, 118:68-76.

- Wilhelm M., et al., 2004. Revised and new reference values for some trace elements in blood and urine for human biomonitoring in environmental medicine. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 207:69–73.
- Wilhelm M. et al., 2005. Human biomonitoring of cadmium and lead exposure of child–mother pairs from Germany living in the vicinity of industrial sources (hot spot study NRW). *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology.*, 19:83–90.
- Wilhelm M. et al., 2006. Revised and new reference values for arsenic, cadmium, lead, and mercury in blood or urine of children: basis for validation of human biomonitoring data in environmental medicine. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 209:301–305.
- Wonga C.S.C., Lia X.D., Zhangb G., Qib S.H., Pengb X.Z., 2003. Atmospheric deposition of heavy metals in the Pearl River Delta, China. *Atmospheric Environment*, 37:767–776.
- Wu J., Edwards R., He X. E., Liu Z., Kleinman M., 2010. Spatial analysis of bioavailable soil lead concentrations in Los Angeles, California. *Environm Res*, 110:309-317.
- Yi S.M., Totten L.A, Thotab S., Yan S., Offenbergl J.H, Eisenreich S.J, GraneydJ., Holsen T.M., 2006. Atmospheric dry deposition of trace elements measured around the urban and industrially impacted NY–NJ harbor. *Atmospheric Environment*, 40:6626–6637.
- Yilmaz S., Zengin M., 2004. Monitoring environmental pollution in Erzurum by chemical analysis of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) needles. *Environ Int.*, 29:1041–1047.
- Zelikoff J.T., 1993. Metal pollution-induced immunomodulation in fish. *Annu. Rev. Fish. Dis.*, 3:305–325.

ANEXO 1: Plano del Barrio “La Rotonda” y listado de industrias.



Actividad industrial en los alrededores del Barrio La Rotonda

<i>Empresa</i>	<i>Actividad</i>
Galaxia Coop. de Trabajo	Fábrica de motores y extractores de aire.
Industrial Varela	Recuperación y refinación de plomo.
Praxair Argentina S.A.	Industria química
GibautHnos	Curtido y manufactura de cueros.
Ventura Hnos.	Manufactura y terminación de cueros.
Malden S.A.	Fábrica de pinturas, barnices y lacas.
Marambio Catán	Manufactura de pieles lanares.
Socosia (Galpones)	Se desconoce su actividad.
Fatam S.R.L.	Lavado y recuperación de tambores industriales.
Nueva E/C.	Se desconoce su actividad
Cahesa S.A.	Industria química. Fabricación de materiales para el tratamiento de aguas.
Quilter S.A.	Fabricación de colorantes para cueros
Quilvaco S.A	Fabricación de pinturas para cueros.
Arquimia S.A	Elaboración de sulfato de aluminio.
S/Nombre	Se desconoce su actividad.
Soluciones Ecológicas	Clausurado. Tambores al aire libre.
La Huella Industrias Cárnicas	Faenamiento y enfriado de reses
Fibran Sur S. A	Se desconoce su actividad
Chimagro S.R.L	Industria agroquímica. Formulación y fraccionamiento de plaguicidas de uso agropecuario.
Alpargatas (textil)	Acabado de productos textiles.
Alpargatas (calzados)	Fábrica de suelas de goma y calzados con suelas de goma

ANEXO 2: Bases para la Calificación de los sitios inspeccionados.**1. Antecedentes del sitio. Máximo: 17 puntos****1.1 Poblaciones cercanas al sitio (MULTIPLIQUE DISTANCIA X TAMAÑO)**

Distancia al sitio (dentro de un radio):

0-1500 m: 3 PUNTOS

1501-3000 m: 2 PUNTOS

>3000 m: 1 PUNTO

Tamaño de la población:

>100 mil personas: 4 PUNTOS

>10 mil-100 mil personas: 3 PUNTOS

>mil-10mil personas: 2 PUNTOS

≤mil personas: 1 PUNTO

1.2. ¿Existe preocupación social?

Sí: 2 puntos No: 0 puntos

1.3. ¿Tipos de contaminantes presentes en el sitio? (SUME EL TOTAL)

Orgánicos: 1 punto Inorgánicos: 1 punto Microbiológicos: 1 punto

2. Contaminación ambiental. Máximo: 28 puntos**2.1. Análisis preliminar de la contaminación**

1. Evidencia de contaminación dentro del sitio. (CINCO PUNTOS)

2. Evidencia de contaminación fuera del sitio. (CINCO PUNTOS)

3. Control de calidad y confiabilidad de las muestras. (CINCO PUNTOS)

4. Presencia de contaminantes críticos. (CINCO PUNTOS)

2.2. Toxicidad del contaminante más significativo

El contaminante más significativo se define por ser el contaminante crítico que superó con mayor valor la EMEG respectiva, o por ser el que más preocupación generó en la comunidad.

SIN TOXICIDAD: 0 PUNTOS. TOXICIDAD LIGERA: 2 PUNTOS

TOXICIDAD MODERADA: 3 PUNTOS. TOXICIDAD SEVERA: 4 PUNTOS

El cálculo de la EMEG se obtiene multiplicando la dosis de riesgo mínimo de la US ATSDR (MRL) o la dosis de referencia de la USEPA (RfD) por el peso corporal y dividiendo el producto entre la tasa de ingestión diaria de agua, suelo o polvo.

$$EMG = \frac{\text{MRL o RfD (mg/kg x día) x PC(kg)}}{\text{TI (kg o L /día)}} \quad (\text{Ecuación 2.1})$$

MRL o RfD = La información sobre la RfD de cada sustancia se puede obtener del banco de datos IRIS del sistema TOXNET; el MRL puede obtenerse de la bibliografía publicada por US ATSDR.

PC = Peso corporal = 10 kg/infante, 14 kg/niño (3-6 años) o 70 kg/adulto.

TI = Tasa de ingestión diaria de agua = 1 litro/niño y 2 litros/adulto.

Tasa de ingestión diaria de suelo = 350 mg/niño y 50 mg/adulto.

Tasa de ingestión diaria de polvo = 35 mg/niño y 5 mg/adulto.

tasa de inhalación diaria de aire = 3,8 m³ / infante, 15 m³ /niño, 21 m³ /mujer y 23 m³ /hombre.

(Al no existir un valor confiable en la literatura, para el cálculo de la ingesta de polvo se utilizó un factor de incertidumbre de 10 con el factor de ingesta de suelo).

Nótese que para el cálculo de la EMEG no se han utilizado factores de exposición, tal como el índice de biodisponibilidad. Por lo tanto la EMEG es un factor conservador, ya que busca prevenir el máximo riesgo. No obstante, por esta razón la EMEG no se debe utilizar como norma ambiental

2.3. Persistencia del contaminante más significativo

NO PERSISTENTE: 0 PUNTOS. ALGO PERSISTENTE: 2 PUNTOS

PERSISTENTE: 3 PUNTOS. ALTAMENTE PERSISTENTE: 4 PUNTOS

(En el caso de que no exista información sobre toxicidad y/o persistencia del contaminante más crítico, se asumirá toxicidad severa y alta persistencia).

3. Análisis de rutas de exposición. Máximo: 15 puntos

Para esta sección se considerará la información directa obtenida mediante el análisis ambiental en los puntos de exposición y la estimación teórica que se realice tomando en cuenta las propiedades fisicoquímicas de los contaminantes críticos, así como los factores específicos del sitio que pudiesen influir en el destino y transporte de los contaminantes.

3.1. Medio ambiental impactado (SUME EL TOTAL)

Suelo: 2 puntos. Aire: 3 puntos. Alimento: 2 puntos

Agua subterránea: 4 puntos. Agua superficial: 2 puntos

Otro _____: 2 puntos

Los parámetros fisicoquímicos que a continuación se listan, se tomarán en cuenta para suponer la presencia del contaminante significativo en más de un medio:

Solubilidad en agua, Coeficiente de partición octanol/agua,

Constante de la Ley de Henry, Coeficiente de partición de carbono orgánico,

Factor de bioconcentración (FBC) y Velocidad de transformación y de degradación.

Las características del sitio que a continuación se listan, se tomarán en cuenta para suponer la presencia del contaminante significativo en más de un medio:

Índice de precipitación anual, Condiciones de temperatura,
Cubierta del suelo, Características geomorfológicas,
Características hidrogeológicas, Flora y fauna,
Canales de aguas superficiales, Características del suelo,
Obras públicas y Velocidad y dirección de los vientos.

4. Caracterización preliminar del riesgo. Máximo: 40 puntos

**SE CONSIDERARÁ SOLAMENTE AL CONTAMINANTE MÁS SIGNIFICATIVO
(MULTIPLICAR EL PUNTAJE DE LA CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO POR EL
DE SEVERIDAD DEL EFECTO)**

4.1. Caracterización del riesgo cancerígeno

INCIDENCIA DE CÁNCER (RIESGO INDIVIDUAL X POBLACIÓN)

>1000: 10 PUNTOS . 100 -1000: 9 PUNTOS.

10 -100: 8 PUNTOS <10: 7 PUNTOS

4.2. Caracterización del riesgo no cancerígeno

RELACIÓN DE RIESGO (DOSIS ESTIMADA / RfD O MRL). Significa que entre más alto sea este factor, mayor será el riesgo individual de desarrollar un efecto adverso. A diferencia de la caracterización del riesgo cancerígeno, aquí el riesgo individual no se multiplica por el tamaño de la población expuesta, ya que la relación dosis-respuesta no es lineal para todas las sustancias. Por lo tanto, en la caracterización de riesgo no cancerígeno el **tamaño de la población** sólo se apunta como un factor a considerar en la evaluación final.

>1000 10 puntos 100 -1000: 9 puntos

10 -100: 8 puntos <10: 7 puntos.

De acuerdo con el método de la fase de inspección, sólo se considerará la ruta de exposición crítica, la más importante, o la que se quiera evaluar.

La Dosis es un parámetros para la estimación de la exposición se calcula según la Ecuación 2.2:

$$\text{Dosis (mg/kg/día)} = \frac{\text{Conc.} \times \text{TI} \times \text{FE}}{\text{PC}} \quad (\text{Ecuación 2.2})$$

Dosis de exposición que está estimándose

Conc. Concentración del contaminante en el medio ambiental seleccionado

TI tasa de ingestión diaria de agua = 1 litro/niño 2 litros/adulto

Tasa de ingestión diaria de suelo = 350 mg/niño 50 mg/adulto

Tasa ingestión diaria de polvo = 35 mg/ niño 5 mg/adulto

Tasa de inhalación diaria de aire = 3,8 m³ / infante 15 m³ /niño 21 m³ /mujer 23 m³ /hombre.

[Para el caso de suelo y polvo, la TI deberá multiplicarse por 1x10⁻⁶ kg/mg]

En el caso de los alimentos, mediante cuestionario a levantarse entre la población expuesta, se obtendrá información sobre el tipo de alimento, frecuencia de ingesta, cantidad consumida y método de preparación culinaria; no existen valores estándares ya que las costumbres pueden variar de manera importante según la región.

PC Peso corporal = 10 kg/infante, 14 kg/niño (3-6 años) ó 70 kg/adulto

FE Factor de exposición; incluye datos de biodisponibilidad, absorción y/o temporalidad. Los datos pueden provenir de la literatura científica y del estudio efectuado en el sitio.

4.3. Severidad del efecto en salud

La severidad del efecto puede clasificarse como catastrófico, serio o adverso. El efecto catastrófico es el que pone en riesgo la vida (por ejemplo, efecto letal, daño cardiaco, invalidez, retardo mental, desorden hereditario, osificación anormal). El efecto serio es aquél que sin poner en riesgo la vida sí causa un problema de salud (por ejemplo, función alterada de órganos, daño neurológico, efecto en el comportamiento, aborto, infertilidad, etc.). El efecto adverso es el que no se puede definir directamente como una enfermedad, pero sí como una alteración (por ejemplo, bajo peso al nacer, actividad enzimática disminuida, hiperplasia o hipertrofia de tejidos, irritación de ojos o piel, alteración reversible del funcionamiento orgánico, etc.).

CATASTRÓFICA: 3 PUNTOS SERIA: 2 PUNTOS ADVERSA: 1 PUNTO

Si la sustancia es cancerígena, se multiplicará su incidencia por tres puntos, (en el concepto de severidad, es el valor de una enfermedad catastrófica).

En caso de que se caracterice el riesgo como no cancerígeno, se multiplicará su relación dosis/RfD por la severidad del padecimiento que se haya seleccionado para su caracterización (que debe ser para la cual fue calculada la RfD).

4.4. Factores asociados al riesgo (NIVEL DE MARGINACIÓN ECONÓMICA)

Alta marginación: 10 PUNTOS Marginación media: 5 PUNTOS

5. Calificación de los sitios inspeccionados

(75 - 100 puntos)

URGENCIA AMBIENTAL Y DE SALUD PÚBLICA. EL SITIO REQUIERE RESTAURACIÓN INMEDIATA Y UNA EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN.

(40 - 74 puntos)

RIESGO AMBIENTAL Y DE SALUD PÚBLICA. EL SITIO REQUIERE LA EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN. LOS RESULTADOS DE DICHO ANÁLISIS DETERMINARÁN LA TEMPORALIDAD DE SU RESTAURACIÓN.

(0 - 39 puntos)

MÍNIMO RIESGO AMBIENTAL Y DE SALUD PÚBLICA. EL SITIO NO REQUIERE UN ANÁLISIS MÁS PROFUNDO. SE INSTRUMENTARÁ UN PROGRAMA DE VIGILANCIA AMBIENTAL PARA EVITAR UN RIESGO FUTURO.

ANEXO 3: Calificación del área de estudio.**I. Material particulado sedimentable****Población expuesta: niños****Vía de exposición: ingesta de polvo proveniente del material particulado sedimentable.****I.i) Concentración empleada: concentración máxima de plomo en el material particulado sedimentable **8.116,5 mg Pb/kg MPS.******1. Antecedentes del sitio. Máximo: 17 puntos**

1.a) Poblaciones cercanas al sitio (MULTIPLIQUE DISTANCIA X TAMAÑO):

Distancia al sitio (dentro de un radio):

0-1500 m: 3 puntos

Tamaño de la población: 3500 habitantes

>mil-10mil personas: 2 puntos

Distancia x tamaño= 6 PUNTOS

1.b). ¿Existe preocupación social?

Sí: 2 PUNTOS

1.c). ¿Tipos de contaminantes presentes en el sitio? (SUME EL TOTAL)

Inorgánicos: 1 PUNTO

Total por este concepto 9 PUNTOS.**2. Contaminación ambiental. Máximo: 28 puntos**

2.a). Análisis preliminar de la contaminación

Evidencia de contaminación dentro del sitio. Sí, 5 PUNTOS

Evidencia de contaminación fuera del sitio. Sí, 5 PUNTOS

Control de calidad y confiabilidad de las muestras. 5 PUNTOS

Presencia de contaminantes críticos. Sí, 5 PUNTOS

2.b). Toxicidad del contaminante más significativo

El contaminante más significativo se define por ser el contaminante crítico que superó con mayor valor la EMEG respectiva, o por ser el que más preocupación generó en la comunidad.

TOXICIDAD SEVERA: 4 PUNTOS (Diaz-Barriga, 1999)

2.c). Persistencia del contaminante más significativo

ALTAMENTE PERSISTENTE: 4 PUNTOS (Diaz-Barriga, 1999)

Total por este concepto : 28 PUNTOS**3. Análisis de rutas de exposición. Máximo: 15 puntos**

Para esta sección se considerará la información directa obtenida mediante el análisis ambiental en los puntos de exposición y la estimación teórica que se realice tomando en cuenta las propiedades fisicoquímicas de los contaminantes críticos, así como los

factores específicos del sitio que pudiesen influir en el destino y transporte de los contaminantes.

3 a). Medio ambiental impactado (SUME EL TOTAL)

Suelo: 2 PUNTOS

Aire: 3 PUNTOS

Otro:biota (vegetales): 2 PUNTOS

Total por este concepto: 7 PUNTOS

4. Caracterización preliminar del riesgo. Máximo: 40 puntos

Se considerará solamente al contaminante más significativo

(MULTIPLICAR EL PUNTAJE DE LA CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO POR EL DE SEVERIDAD DEL EFECTO).

4.b). Caracterización del riesgo no cancerígeno

RELACIÓN DE RIESGO (DOSIS ESTIMADA / RfD O MRL)

La dosis se calcula según la Ecuación 2.2.

Los datos utilizados se muestran a continuación y el cálculo se muestra en la Ecuación 3.1)

Conc. Concentración de contaminante en el medio ambiental seleccionado. Mayor concentración de plomo encontrada en el vecindario (peor escenario) en material particulado sedimentable: 8116,5 mg Pb/kg.

TI tasa ingestión diaria de polvo (MPS) = 35 mg MPS/ niñoxdía

[Para el caso de suelo y polvo, la TI deberá multiplicarse por 1×10^{-6} kg/mg]

PC Peso corporal = 14 kg/niño (3-6 años)

FE Factor de exposición: 11 % de biodisponibilidad (Diaz-Barriga, 1999)

Dosis (mg/kg/día) = $\frac{8.116,5 \text{ mg Pb/kg MPS} \times 35 \text{ mgMPS/niñoxdía} \times 1 \times 10^{-6} \text{ kg/mg} \times (0,11)}{14 \text{ kg/niño}}$

= 0,002 mg/kgxdía = **2,2 µg Pb/kg (peso corporal)xdía** (Ecuación 3.1)

Como se procedió en el cálculo de EMEG, se tomó la Ingesta Diaria Tolerable de plomo: 3,5 ug Pb/kg(peso corporal)xdía en lugar de RfD O MRL:

Dosis de exposición /IDT = $\frac{2,2 \text{ µg Pb/kg (peso corporal)xdía}}{3,5 \text{ µg Pb/kg (peso corporal)día}} = \mathbf{0,6}$

Relación de riesgo (DOSIS ESTIMADA / IDT) < 10: 7 puntos.

4.c). Severidad del efecto en salud

En caso de que se caracterice el riesgo como no cancerígeno, se multiplicará su relación dosis/RfD por la severidad del padecimiento que se haya seleccionado para su caracterización (que debe ser para la cual fue calculada la RfD).

Severidad SERIA: 2 puntos

El efecto serio es aquél que sin poner en riesgo la vida sí causa un problema de salud, (por ejemplo, función alterada de órganos, daño neurológico, efecto en el comportamiento, aborto, infertilidad, etc.), este es el caso del plomo.

Puntaje en Riesgo x puntaje en severidad= 7 x 2 = 14 PUNTOS

4.d). Factores asociados al riesgo (NIVEL DE MARGINACIÓN ECONÓMICA)

Marginación media: 5 PUNTOS

Total por este concepto: 19 PUNTOS

5. Calificación de los sitios inspeccionados

Calificación total del sitio:

1 Antecedentes del sitio	=9 puntos (de 17)
2 Contaminación ambiental	=28 puntos (de 28)
3 Análisis de rutas de exposición	=7 puntos (de 15)
4 Caracterización preliminar del riesgo	=19 puntos (de 40)
Total de puntos	=63 (de 100)

(40 - 74 puntos)RIESGO AMBIENTAL Y DE SALUD PÚBLICA. EL SITIO REQUIERE LA EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN. LOS RESULTADOS DE DICHO ANÁLISIS DETERMINARÁN LA TEMPORALIDAD DE SU RESTAURACIÓN.

I.ii) Concentración empleada: concentración media encontrada en el material particulado sedimentable, 2.409,2 mg Pb/kg.

En análisis de los puntos 1, 2 y 3 es igual que en I.i).

1. Antecedentes del sitio. Máximo: 17 puntos

Total por este concepto 9 PUNTOS.

2. Contaminación ambiental. Máximo: 28 puntos

Total por este concepto : 28 PUNTOS

3. Análisis de rutas de exposición. Máximo: 15 puntos

Total por este concepto: 7 PUNTOS

4. Caracterización preliminar del riesgo. Máximo: 40 puntos

Se considerará solamente al contaminante más significativo

(MULTIPLICAR EL PUNTAJE DE LA CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO POR EL DE SEVERIDAD DEL EFECTO).

4.b). Caracterización del riesgo no cancerígeno

RELACIÓN DE RIESGO (DOSIS ESTIMADA / RfD O MRL)

La dosis se calculó según la Ecuación 2.2. Los datos utilizados se muestran a continuación y el cálculo se muestra en la Ecuación 3.2.

Conc. Concentración de contaminante en el medio ambiental seleccionado.
Concentración media de plomo en el vecindario en material particulado sedimentable:
2.409,2 mg Pb/kg.

TI tasa ingestión diaria de polvo(MPS) = 35 mg MPS/ niño x día

[Para el caso de suelo y polvo, la TI deberá multiplicarse por 1×10^{-6} kg/mg]

PC Peso corporal = 14 kg/niño (3-6 años)

FE Factor de exposición: 11 % de biodisponibilidad (Diaz-Barriga, 1999)

$$\text{Dosis (mg/kg/día)} = \frac{2.409,2 \text{ mg Pb/kg MPS.} \times 35 \text{ mgMPS/niño} \times \text{día} \times 1 \times 10^{-6} \text{ kg/mg} \times (0,11)}{14 \text{ kg/niño}}$$

$$= 0,0007 \text{ mg/kg} \times \text{día} = \mathbf{0,7 \mu\text{g Pb/kg (peso corporal)xdía}} \quad (\text{Ecuación 3.2})$$

Como se procedió en el cálculo de EMEG, se tomó la Ingesta Diaria Tolerable de plomo: 3,5 ug Pb/kg(peso corporal)xdía en lugar de RfD O MRL:

Dosis de exposición /IDT= $0,7 \mu\text{g Pb/kg (peso corporal)xdía} / 3,5 \mu\text{g Pb/kg (peso corporal)día} = \mathbf{0,2}$

Relación de riesgo (DOSIS ESTIMADA / IDT)<10: 7 puntos.

4.c). Severidad del efecto en salud

En caso de que se caracterice el riesgo como no cancerígeno, se multiplicará su relación dosis/RfD por la severidad del padecimiento que se haya seleccionado para su caracterización (que debe ser para la cual fue calculada la RfD).

Severidad SERIA: 2 puntos

El efecto serio es aquél que sin poner en riesgo la vida sí causa un problema de salud, (por ejemplo, función alterada de órganos, daño neurológico, efecto en el comportamiento, aborto, infertilidad, etc.), este es el caso del plomo.

Puntaje en Riesgo x puntaje en severidad= $7 \times 2 = 14$ PUNTOS

4.d). Factores asociados al riesgo (NIVEL DE MARGINACIÓN ECONÓMICA)

Marginación media: 5 PUNTOS

Total por este concepto: 19 PUNTOS

5. Calificación de los sitios inspeccionados

Calificación total del sitio:

1 Antecedentes del sitio	=9 puntos (de 17)
2 Contaminación ambiental	=28 puntos (de 28)
3 Análisis de rutas de exposición	=7 puntos (de 15)
4 Caracterización preliminar del riesgo	=19 puntos (de 40)
Total de puntos	=63 (de 100)

(40 - 74 puntos)RIESGO AMBIENTAL Y DE SALUD PÚBLICA. EL SITIO REQUIERE LA EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN. LOS RESULTADOS DE DICHO ANÁLISIS DETERMINARÁN LA TEMPORALIDAD DE SU RESTAURACIÓN.

II. Plomo en PM10.

Población expuesta: niños

Vía de exposición: inhalación de partículas con diámetro aerodinámico < 10µm

Concentración empleada: concentración máxima encontrada en PM10. Se asume que el 80% del material particulado suspendido total es PM10. TSP=0,4 µg Pb/m³,

PM10= 0,3 µg Pb/m³

En análisis de los puntos 1, 2 y 3 es igual que en I.i) y I. ii).

1. Antecedentes del sitio. Máximo: 17 puntos

Total por este concepto 9 PUNTOS.

2. Contaminación ambiental. Máximo: 28 puntos

Total por este concepto : 28 PUNTOS

3. Análisis de rutas de exposición. Máximo: 15 puntos

Total por este concepto: 7 PUNTOS

4. Caracterización preliminar del riesgo. Máximo: 40 puntos

Se considerará solamente al contaminante más significativo

(MULTIPLICAR EL PUNTAJE DE LA CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO POR EL DE SEVERIDAD DEL EFECTO).

4.b). Caracterización del riesgo no cancerígeno

RELACIÓN DE RIESGO (DOSIS ESTIMADA / RfD O MRL)

La dosis se calcula según la Ecuación 2.2. Los datos usados en este cálculo se muestran a continuación y el mismo se detalla en la Ecuación 3.3.

Conc. Concentración de contaminante en el medio ambiente seleccionado. 0,3 µg Pb/m³

TI tasa inhalación diaria = 15 m³/ niño x día

PC Peso corporal = 14 kg/niño (3-6 años)

FE Factor de exposición: 1

$$\text{Dosis (mg/kg/día)} = \frac{0,3 \mu\text{g Pb/m}^3 \times 15\text{m}^3/\text{niño} \times \text{día}}{14 \text{ kg/niño}} \quad (\text{Ecuación 3.3})$$

$$= 0,3 \mu\text{g Pb/kg (peso corporal)} \times \text{día}$$

Como no se encontró en la bibliografía datos de “inhalación diaria tolerable de plomo” se realizó un cálculo para estimarla. Se calcula que una concentración de 1 µgPb/m³ en el aire inhalado está asociado con una concentración de plomo en sangre de 1,9 µg/dl de sangre (OMS, 2004). Sabiendo que el límite máximo aconsejable de plomo en sangre en niños es de 5 µg Pb/dl, se puede calcular la concentración de plomo en el ambiente que origina dicha concentración en sangre La misma es 2,6 µg

Pb/m^3 (Ecuación 3.4). Si se toma este valor, se lo divide por dos (como factor de seguridad), se multiplica por la tasa de inhalación diaria de un niño y se divide por el peso del niño se obtiene la "Inhalación diaria tolerable", como se muestra en la Ecuación 3.5.

$$\text{Conc} = \frac{(\text{conc de Pb en el amb que origina una conc de Pb en sangre de } 5 \mu\text{gPb/dL})}{1,9 \mu\text{gPb/dL}} = 2,6 \mu\text{g Pb}/\text{m}^3 \quad (\text{Ecuación 3.4})$$

$$\text{IDT} = \frac{\text{Conc } (\mu\text{g Pb}/\text{m}^3) \times \text{TI } (\text{m}^3/(\text{niño} \times \text{día}))}{2 \text{ PC (kg/niño)}} \quad (\text{Ecuación 3.5})$$

Conc= concentración de plomo en el ambiente que origina una concentración de plomo en sangre de $5 \mu\text{g Pb}/\text{dl}$ ($2,6 \mu\text{g Pb}/\text{m}^3$)

TI: tasa de inhalación diaria por niño ($15\text{m}^3/\text{niño} \times \text{día}$)

PC: peso corporal de un niño ($14 \text{kg}/\text{niño}$)

Factor de seguridad: 2

IDT= $1,4 \mu\text{g Pb}/\text{kg}$ peso corporal x día.

Dosis de exposición /IDT= $0,3 \mu\text{g Pb}/\text{kg}$ (peso corporal)x día/ $1,4 \mu\text{g Pb}/\text{kg}$ (peso corporal)x día = **0,2**

Relación de riesgo (DOSIS ESTIMADA / IDT)<10: 7 puntos.

4.c). Severidad del efecto en salud

En caso de que se caracterice el riesgo como no cancerígeno, se multiplicará su relación dosis/RfD por la severidad del padecimiento que se haya seleccionado para su caracterización (que debe ser para la cual fue calculada la RfD).

Severidad SERIA: 2 puntos

El efecto serio es aquél que sin poner en riesgo la vida sí causa un problema de salud, (por ejemplo, función alterada de órganos, daño neurológico, efecto en el comportamiento, aborto, infertilidad, etc.), este es el caso del plomo.

Puntaje en Riesgo x puntaje en severidad= $7 \times 2 = 14$ PUNTOS

4.d). Factores asociados al riesgo (NIVEL DE MARGINACIÓN ECONÓMICA)

Marginación media: 5 PUNTOS

Total por este concepto: 19 PUNTOS

5. Calificación de los sitios inspeccionados

Calificación total del sitio:

1 Antecedentes del sitio	=9 puntos (de 17)
2 Contaminación ambiental	=28 puntos (de 28)
3 Análisis de rutas de exposición	=7 puntos (de 15)

4 Caracterización preliminar del riesgo =19 puntos (de 40)

Total de puntos =63 (de 100)

(40 - 74 puntos)RIESGO AMBIENTAL Y DE SALUD PÚBLICA. EL SITIO REQUIERE LA EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN. LOS RESULTADOS DE DICHO ANÁLISIS DETERMINARÁN LA TEMPORALIDAD DE SU RESTAURACIÓN.