

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

Memoria de Título

**BIODISPONIBILIDAD DE PLOMO EN SUELOS AGRÍCOLAS CERCANOS A LA
CARRETERA DE LA FRUTA (RUTA CH-66), REGIÓN DE O'HIGGINS**

ROBERTO EDUARDO CANCINO JARA

SANTIAGO, CHILE.
2016

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

Memoria de Título

**BIODISPONIBILIDAD DE PLOMO EN SUELOS AGRÍCOLAS CERCANOS A LA
CARRETERA DE LA FRUTA (RUTA CH-66), REGIÓN DE O'HIGGINS**

**BIOAVAILABILITY OF LEAD IN AGRICULTURAL SOILS NEAR THE “DE LA
FRUTA” HIGHWAY
(ROUTE CH-66), O'HIGGINS REGION**

ROBERTO EDUARDO CANCINO JARA

SANTIAGO, CHILE
2016

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

**BIODISPONIBILIDAD DE PLOMO EN SUELOS AGRÍCOLAS CERCANOS A LA
CARRETERA DE LA FRUTA (RUTA CH-66), REGIÓN DE O'HIGGINS**

Memoria para optar al título profesional de
Ingeniero Agrónomo

ROBERTO EDUARDO CANCINO JARA

Profesores Guías	Calificaciones
Osvaldo Salazar Guerrero Ingeniero Agrónomo, MS. Ph. D.	6,7
Yasna Tapia Fernández Ingeniera en Alimentos, Dra.	7,0
Profesores Evaluadores	
Gerardo Soto Mundaca Ingeniero Forestal, Ms. Dr.	7,0
Juan Manuel Uribe Meneses Ingeniero Agrónomo	7,0

SANTIAGO, CHILE
2016

AGRADECIMIENTOS

Primero que todo me gustaría agradecer a mi familia que me brindo todo su apoyo para yo poder estudiar y sacar mi título profesional.

A mi madre por darme todo su cariño y afecto y a mi padre por ser un pilar importante y enseñarme tantas cosas.

Al departamento de Ingeniería y suelos por hacer posible este trabajo. También me gustaría agradecer a la profesora Yasna Tapia y al profesor Osvaldo Salazar por guiarme en este arduo camino de presentar mi memoria de título. Como olvidar al personal del Laboratorio de Química de suelos, en especial a la señora Marisol por apoyarme y darme su consejo en todos los análisis realizados en este proyecto, y a la señora Consuelo por entregar siempre alegría en los largos días de trabajo en el Laboratorio. Por ultimo agradecer a mis compañeros más cercanos, la “Pandilla” por haber entregado tantos buenos momentos, haciendo de la universidad una experiencia inolvidable.

ÍNDICE

RESUMEN.....	1
ABSTRACT.....	2
INTRODUCCIÓN	3
Hipótesis.....	5
Objetivo general	5
Objetivos específicos.....	5
MATERIALES Y MÉTODOS	7
Lugar de Estudio	7
Determinación de propiedades químicas y físicas de los suelos	8
Extracción secuencial de Pb.....	9
Análisis Estadístico	10
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	11
Propiedades químicas y físicas de los suelos	11
Pb total en suelos.....	13
Resultados de extracción secuencial de Pb	21
Pb disponible en el suelo.....	26
CONCLUSIONES	29
BIBLIOGRAFÍA	30
ANEXO.....	37
APÉNDICE.....	39

RESUMEN

Suelos ubicados a orillas de carreteras son susceptibles a presentar altas concentraciones de elementos traza metálicos provenientes del tránsito vehicular, particularmente el plomo (Pb). El objetivo de este estudio fue evaluar la distribución y biodisponibilidad de Pb en suelos agrícolas adyacentes a la carretera CH-66 en la Comuna de las Cabras, Región de O'Higgins. El estudio evaluó la variación de la concentración de Pb respecto a la distancia desde la carretera y la profundidad del suelo. Para ello se realizaron muestreos a las distancias de 28, 45 y 62 m desde la carretera y a las profundidades de 0-10 y 10-20 cm en dos parcelas distintas ubicadas una en frente de la otra y separadas por la carretera, bajo cultivos de papa (*Solanum tuberosum* L.) en la Parcela 1 y repollo (*Brassica oleracea* var. *capitata* L.) en la Parcela 2. En cada parcela se realizó una caracterización físico-química de los suelos, que incluyó además la biodisponibilidad del Pb mediante extracción secuencial y extracción con DTPA. Los resultados de Pb total en suelos mostraron concentraciones de 29 ± 20 mg kg⁻¹ y 34 ± 18 mg kg⁻¹ para las Parcelas 1 y 2, respectivamente. Estos valores de Pb en suelos son menores a los valores que indican contaminación en suelos para ambas parcelas. La concentración de Pb en suelos no mostró diferencias significativas ($p > 0,05$) respecto a la distancia desde la carretera y la profundidad en el perfil del suelo. Los resultados de la extracción secuencial de Pb indicaron para la Parcela 1 un predominio de Pb retenido por la fracción residual del suelo, alcanzando una media de 66%, seguido por la asociada a carbonatos con un 13%. Similarmente, para la Parcela 2 se encontró predominio de Pb presente en la fracción residual con media de 55%, seguido por la fracción orgánica con un 19%. El Pb extraído con DTPA mostró valores que indican una baja disponibilidad de este elemento para los cultivos. Los resultados permiten concluir que no hay niveles contaminantes de Pb en estos suelos y no existe relación de su distribución con profundidad en los suelos y la distancia respecto a la carretera.

Palabras clave: metales traza, extracción secuencial, DTPA

ABSTRACT

Soils located in the roads edges are susceptible to present high concentration of metallic trace elements from vehicular traffic, particularly lead (Pb). The main aim of this study was to evaluate the Pb concentration in agricultural soils adjacent to the road CH-66 in the Commune of Las Cabras, O'Higgins region. The study evaluated the variation of Pb concentration related to the distance from the road and with soil depth. It was carried out a soil sampling at distances of 28, 45 y 62 m from roads and at depth intervals of 0-10 and 10-20 cm in two different plots located opposite each other and separated by the road, under different crops: potato (*Solanum tuberosum L.*) for Plot 1 and cabbage (*Brassica oleracea var. capitata L.*) for Plot 2. In each plot was realized a characterization physic-chemical of soils that includes also the Pb bioavailability through sequential extraction and Pb-available concentration through DTPA. The result of total Pb concentrations in soil showed values of 29 ± 20 mg kg⁻¹ and 34 ± 18 mg kg⁻¹ for Plots 1 and 2, respectively. These values were below the standard used as a reference in Chile for contaminated soils. The concentration of Pb in soils did not show significant differences ($p > 0.05$) with the distance from the road and the depth intervals in the soil profile. The results of Pb sequential extraction indicated that in Plot 1 there was a predominance of Pb retained by the residual fraction of soil, reaching a mean of the 66%, followed by a carbonated associated fraction with a 13%. Similarly, in Plot 2 there was found predominance of Pb present in the residual fraction with mean the 55%, followed by organic fraction with 19%. The Pb extracted with DTPA showed values indicating a low availability of this element for crops. The results showed that soils were not contaminated with Pb and it was not found a relationship of its distribution with depth intervals in the soils related to the roads.

Keywords: trace metals, Sequential extraction, DTPA

INTRODUCCIÓN

El interés en los Elementos Traza Metálicos (ETM) que puedan ingresar a las cadenas tróficas surge por los problemas que causan a la salud humana y animal (Acevedo *et al.*, 2005), siendo tóxicos cuando las concentraciones de sus formas solubles son altas (Hillel, 2008).

Los niveles considerados tóxicos de ETM no sólo causan problemas ecológicos y a la salud de las personas, sino que también conlleva un daño económico debido a los costos de remediación (Semenzin *et al.*, 2007). El interés ambiental y toxicológico en los elementos traza en los suelos está centrado en la concentración del metal en los tejidos de los cultivos para alimento y forraje (Carrasco, 1994). Los ETM son elementos con un peso atómico relativamente elevado, algunos de ellos (incluyendo el cobalto, cobre, molibdeno, vanadio, wolframio y cinc) tienen funciones como micronutrientes, por lo que se necesitan en pequeñas cantidades por los organismos animales y vegetales. Otros ETM (cadmio, mercurio y plomo) no tienen funciones como nutrientes, siendo tóxicos para plantas y microorganismos (Hillel, 2008; Nies, 1999).

En un suelo los ETM provienen del material parental y de fuentes antropogénicas (Sparks, 2003), siendo ambas fuentes causantes de altos niveles en suelos de uso silvoagropecuario. Sin embargo, la contaminación localizada de una única fuente, pueden tener un marcado efecto en un suelo en particular, en la vegetación y posiblemente en la salud de la población del sector (Alloway, 2010; Hillel, 2008). Dentro de este contexto, una de las principales y más amplias formas de contaminación por ETM en suelos es la depositación atmosférica, ya que los contaminantes pueden viajar largas distancias, siendo transportados mediante partículas de polvo, partículas de aerosol (<30 µm) y de sus formas gaseosas (Alloway, 2010).

Para suelos el concepto de nivel de fondo (background) hace referencia a los niveles de ETM presentes en un suelo en un lugar y tiempo determinado, tanto de carácter natural o antropogénicos (Salminen y Tarvainen, 1997; Kabata-Pendias, 2011). Los niveles de fondo se expresan generalmente en la concentración de ETM obtenida por extracción ácida o total (Iskandar y Kirrkham, 2001). El límite superior de los contenidos de fondo de un suelo corresponde al nivel de referencia, que permite diferenciar suelos contaminados (Ortiz, 2006). Los niveles de fondo son de suma importancia ya que permiten evaluar el estado actual de un medio ambiente y proporcionar las normas de calidad para las legislaciones ambientales, así como la toma de decisiones para una gestión adecuada, especialmente en la evaluación de suelos contaminados (Jiménez *et al.*, 2010).

Los efectos ambientales de los ETM no están directamente relacionados con los contenidos totales presentes en los suelos (Adriano, 2001; Kabata-Pendias, 2011). Las plantas absorben la fracción biodisponible, es decir, la fracción soluble del elemento presente en el suelo

(Adriano, 2001). La fracción biodisponible depende de parámetros físicos y químicos del suelo, tales como la textura, el pH y el contenido de materia orgánica, los que interactúan para determinar los procesos de adsorción/desorción de los metales/metaloideos en los suelos, afectando su disponibilidad para las plantas y otros organismos (Adriano, 2001).

La concentración total del elemento en el suelo puede estar distribuida en distintas fracciones: soluble en la solución del suelo (directamente disponible), formando precipitados, adsorbido en las arcillas, en los oxihidróxidos, en la materia orgánica (biodisponibilidad intermedia) y formando parte de los minerales del suelo (escasamente biodisponibles) (Tessier *et al.*, 1979). La concentración del elemento en la solución del suelo es normalmente muy baja respecto a la concentración total. Para los estudios de solubilidad y movilidad de elementos traza metálicos las metodologías de extracción secuencial de metales (Tessier *et al.*, 1979) son ampliamente utilizadas y han resultado muy útiles para estimar la biodisponibilidad.

Debido a que la toxicidad de los elementos traza son consecuencia directa de sus concentraciones bioasimilables es decir las contenidas en la solución suelo y de las formas adsorbidas (Junta de Andalucía, 1999), existen diversos métodos analíticos que permiten estimar estas concentraciones en el suelo. La determinación de elementos traza metálicos extraídos mediante DTPA (ácido dietilentriaminopentaacético) en suelo y biosólidos ha sido utilizada ampliamente en diversos estudios para determinar la real biodisponibilidad para plantas y microorganismos (Kabata-Pendias, 2011). El DTPA forma complejos con los metales traza como el Pb, por lo que es usado como un quelante para determinar la biodisponibilidad de ETM presentes en el suelo y su movilidad en los medios ambientes acuáticos (Evangelou, 1998). No obstante, debido a las dificultades de extracción el Pb es retenido por las diferentes fracciones del suelo especialmente la compuesta por óxidos de Fe-Mn y por la materia orgánica (Acevedo *et al.*, 2005; Rieuwerts *et al.*, 1998), las normativas de muchos países prefieren evaluar la concentración total de los elementos traza (Junta de Andalucía, 1999).

El plomo (Pb) es el metal contaminante más común en suelos siendo sus principales efectos de toxicidad y destrucción de la fauna silvestre (Sparks, 2003) y las principales fuentes de este metal son la industria, la minería y combustibles fósiles utilizados en medios de transporte. Desde los años veinte que se le agregan aditivos (tetrametilo de Pb o tetraetilo de Pb) a la gasolina principalmente para aumentar su octanaje (Chang, 2007; Walsh, 2009). La mayoría de los países a eliminado el uso de gasolina con Pb, cambio que comenzó durante la década de los 70 (Walsh, 2009). No obstante, se reporta que el desgaste de algunos componentes automotrices, el desgaste del pavimento, materiales usados en la construcción de la carretera, el uso de pinturas demarcadoras en las carreteras y Pb proveniente desde el mismo material parental del suelo, son importantes fuentes de Pb (Adachi y Tainosho, 2004; Fukuzaki *et al.*, 1986; Fergusson y Kim, 1991; Harrison *et al.*, 1981; Lagerwerff y Specht, 1970).

La concentración media mundial de Pb en suelos no contaminados es de 17 mg kg⁻¹ a 27 mg kg⁻¹ (Alloway, 2010; Kabata Pendias, 2011). Sin embargo, contenidos superiores a 1,0 mg kg⁻¹ en vegetación susceptible a la bioacumulación, pueden dar lugar a enfermedades crónicas en los animales y humanos que las consuman (Bear, 1964).

Existen diversos estudios realizados desde la década del 70 que han demostrado que los vehículos que transitan por las carreteras se transforman en una fuente importante de Pb hacia zonas agrícolas adyacentes por depositación atmosférica de partículas de polvo con contenidos de Pb variable (Markus y Mcbratney, 2001; Motto *et al.*, 2009; Nabulo *et al.*, 2006; Turer y Maynard, 2003). Sin embargo, en Chile hay escasa información relacionada a evaluar concentración de Pb en suelos agrícolas expuestos a tránsito vehicular.

La ruta CH-66 es una de las vías más importantes en Chile que vincula directamente al sistema portuario de San Antonio y Valparaíso con las zonas de alta actividad agrícola de la Región de O'Higgins (Ministerio de Obras Públicas (MOP), 2007). Posee una extensión de aproximadamente 138 km. El tramo perteneciente a este estudio (Comuna de las Cabras) tiene un tráfico de 3,8 mil vehículos por día, de los cuales cerca de 900 son camiones de más de 2 ejes (Alvear y Girardi, 2011).

Hipótesis

En suelos de zonas agrícolas cercanas a carreteras con alto tránsito vehicular se genera un gradiente de concentración de plomo que disminuye con la distancia y la profundidad.

Objetivo general

Evaluar la distribución de plomo y su biodisponibilidad en suelos agrícolas adyacentes a orillas de carretera.

Objetivos específicos

- Comparar las concentraciones de plomo a diferentes distancias y profundidades desde la ruta CH-66.
- Relacionar mediante gráficos de isolíneas la concentración de plomo de suelos agrícolas con la distancia a la carretera.
- Evaluar mediante extracción secuencial y extracción con DTPA la biodisponibilidad

de Pb de acuerdo a su asociación con las diferentes fracciones del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Lugar de Estudio

El estudio se realizó en dos parcelas agrícolas, ubicadas en ambos costados de la Carretera de la Fruta, ruta CH-66 (19H 291377 6201442 UTM), que se encuentra en la Comuna de Las Cabras, Provincia de Cachapoal, Región del Libertador Bernardo O'Higgins (Figura 1). La zona está inserta en la depresión intermedia o valle central de esta región. Los suelos de ambas parcelas pertenecen a la Serie de Suelos Pataguas (Anexo I), que según el Centro de Información de Recursos Naturales (CIREN) (1996) se caracterizan por tener suelos de origen aluvial, profundos, presentando una topografía plana, encontrándose insertos en las terrazas aluviales más antiguas del río Cachapoal, siendo clasificados como un miembro de la familia fina, mixta, térmica de los Typic Palexerolls (Mollisol). El clima predominante en la zona corresponde a mediterráneo templado con verano seco y heladas suaves, presenta una temperatura media anual de 17,0 °C junto con una precipitación media de 503 mm (Santibáñez y Uribe, 1993).

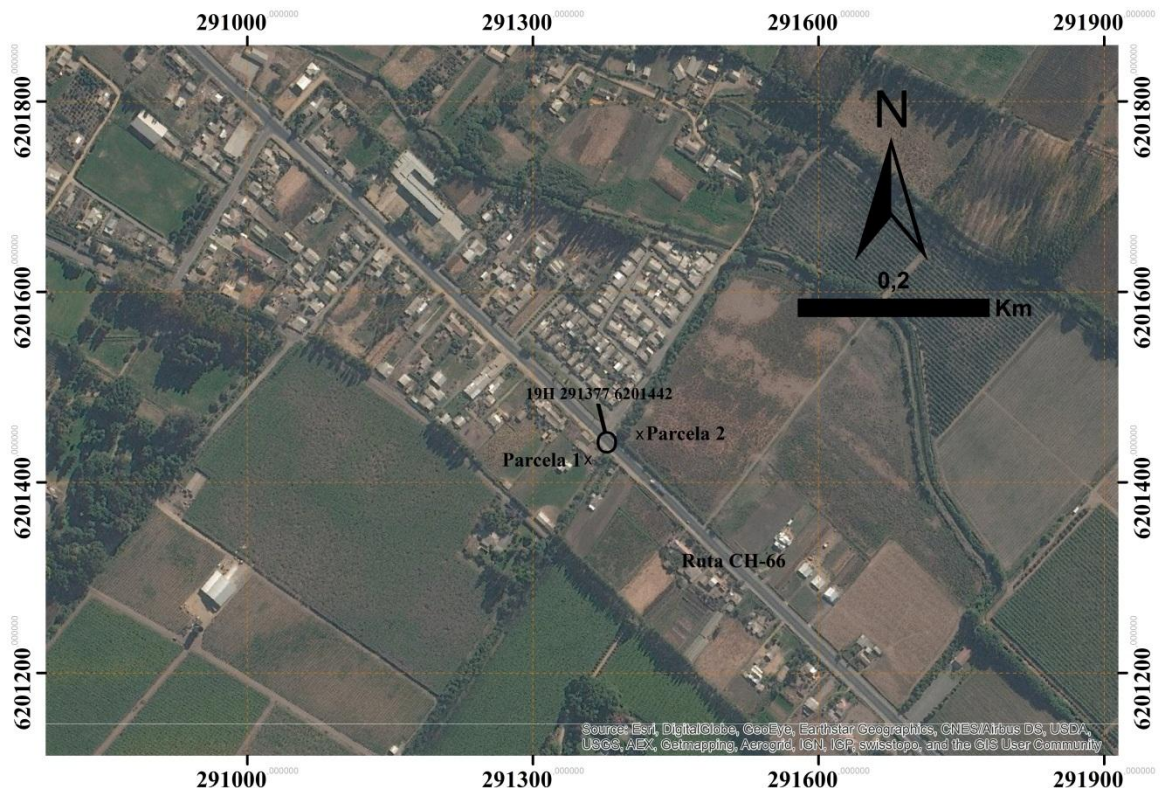


Figura 1. Ubicación de la zona de estudio (coordenadas UTM), comuna Las Cabras, Región de O'Higgins, Chile.

El muestreo de suelos se realizó en diciembre de 2013. Se siguió un diseño de muestreo en cuadrícula (Apéndice I) recolectándose 18 muestras por costado de carretera (Figura 1), además de 2 muestras compuestas por parcela a profundidades de 0-20 cm para caracterización de propiedades químicas y físicas. Las muestras de suelo fueron obtenidas a 28, 45 y a 62 m de la carretera a profundidades de 0-10 cm y 10-20 cm, de modo de recolectar 3 repeticiones por distancia y profundidad. Ambos sitios se encontraban bajo cultivos distintos. Los suelos muestreados ubicados al lado sur de la carretera (Parcela 1) se encontraban bajo un cultivo de papas (*Solanum tuberosum L.*) mientras que los suelos del lado norte (Parcela 2) bajo un cultivo de repollos (*Brassica oleracea var. capitata L.*).

Determinación de propiedades químicas y físicas de los suelos

Se determinaron las principales propiedades químicas y físicas de las muestras de suelo en el Laboratorio de Química de Suelos y Aguas y Laboratorio de Física de Suelos de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile. La textura fue determinada por el método del hidrómetro de Bouyoucos mientras que la densidad aparente por medio del método del cilindro, ambas metodologías propuesta por Sandoval *et al.* (2012). Las propiedades químicas fueron determinadas por medio de las metodologías propuestas por Sadzawka *et al.* (2006). El pH se determinó en suspensión acuosa en proporción suelo: agua 1:2,5 (p/v) mediante el método potenciométrico, con un medidor de pH (HANNA Instruments modelo HI3221). La conductividad eléctrica fue determinada mediante extracto de saturación y determinación potenciométrica, mediante la utilización de un conductivímetro (Oakton modelo CON 510). La materia orgánica (MO) fue determinada mediante el método de calcinación a 360 °C con mufla (Labtech modelo LEF-1155). La capacidad de intercambio catiónico (CIC) fue determinada mediante saturación con acetato de amonio a pH 7, extracción con tubo de percolación y destilación. Los contenidos de N fueron determinados por extracción con cloruro de potasio 2 mol L⁻¹, destilación de NH₃ y determinación por titulación. El P disponible se determinó mediante el método de Olsen, y medido por espectrometría (HACH modelo DR 5000) con molibdato de amonio. Los cationes Ca, Mg, Na y K fueron determinados mediante saturación con solución de acetato de amonio 1 mol L⁻¹ a pH 7,0, extracción con tubo de percolación y medidos por espectrofotometría de absorción atómica (EAA) para Ca y Mg, y espectrofotometría de absorción de llama (EEL) para Na y K (Perkin Elmer modelo 310).

Para determinar la concentración total de Pb de las muestras se sometieron a una digestión ácida, con ácido nítrico concentrado (HNO₃) y peróxido de hidrogeno (H₂O₂) (Ascar *et al.*, 2008; Moreno *et al.*, 2008). La determinación de la concentración total de Pb se hizo mediante EAA. Para el caso del Pb-disponible, Fe-disponible y Mn-disponible se determinaron mediante la extracción con solución de DTPA (DTPA 0,005 M, CaCl₂ 0,01 M y TEA (trietanolamina) 0,1 M tamponada a pH 7, por medio de la metodología propuesta

por Sadzawka *et al.* (1990). Las concentraciones de Fe, Mn y Pb extraíble fueron determinadas por EAA.

Extracción secuencial de Pb

Para determinar el contenido de Pb asociado a las distintas fracciones presentes en el suelo las muestras fueron sometidas a extracción secuencial basada en la metodología de Tessier *et al.* (1979). Los distintos procedimientos para cada fracción se detallan a continuación:

Fracción 1 (intercambiable): Adición de 8 mL de $MgCl_2$ 1 M a pH neutro y a temperatura ambiente, y agitación por 2 horas.

Fracción 2 (soluble a pH 5,0, asociada a carbonatos): Adición de 8 mL de acetato sódico ($NaOAc$) 1 M a pH 5 con ácido acético (CH_3COOH 25%), y agitación por 5 horas.

Fracción 3 (asociada a óxidos e hidróxidos de Fe y Mn): Adición de 20 mL de clorhidrato de hidroxilamina ($NH_2OH-HCl$) en ácido acético (CH_3COOH 25%) y baño de agua a 96 °C por 6 horas junto con agitación periódica.

Fracción 4 (asociada a materia orgánica): Esta se divide a su vez en tres etapas en función de la oxidación de la materia orgánica.

1) Adición de 3 mL de HNO_3 0,02 M y 5 mL H_2O_2 30% y baño de agua a 85 °C por 2 horas junto con agitación periódica.

2) Adición de 3 mL H_2O_2 30%. Baño de agua a 85 °C por 3 horas y agitación periódica.

3) Adición de 5 mL de NH_4Oac 3,2 M en HNO_3 al 20% y agitación por 30 minutos

Fracción 5 (Residual): Digestión con 4 mL H_2O , 4 mL 30% H_2O_2 y 6 mL 65% HNO_3 . Digestión en autoclave a 125 °C durante 35 minutos.

Para obtener cada fracción, la muestra se centrifugó (MLW, modelo TS4) a 4500 rpm por 15 minutos para luego ser filtrada. El sobrenadante fue almacenado para su medición y se continuó a la siguiente fracción con el residuo sólido. Para todas las fracciones, la concentración de Pb fue medida mediante EAA.

Análisis estadístico

Para el análisis estadístico se analizaron las parcelas por separado siguiendo un diseño completamente aleatorizado con estructura factorial de tratamientos, siendo los factores distancia y profundidad, y se realizó un análisis de varianza (ANDEVA) con un intervalo de confianza de 95% para determinar si existen diferencias estadísticamente significativas entre las muestras ($p \leq 0,05$), aplicando la prueba de comparaciones múltiples de Duncan. Para ello se utilizó el programa estadístico INFOSTAT.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Propiedades químicas y físicas de los suelos

En el Cuadro 2 se muestran las propiedades químicas y físicas de los suelos del estudio.

Cuadro 2. Propiedades químicas y físicas en los suelos (0-20 cm) para ambas parcelas (n=3).

Propiedad	Parcela	
	1	2
pH	6,5±0,07	6,6±0,01
CE ¹ (dS m ⁻¹)	0,15±0,03	0,4±0,01
MO (%)	0,89±0,05	1,22±0,05
CIC (cmol _c kg ⁻¹)	21±2,04	35,7±7,10
N disp. (mg kg ⁻¹)	23±1,36	79,6±0,32
P-Olsen. (mg kg ⁻¹)	6,0±0,41	4,2±0,04
K disp. (mg kg ⁻¹)	228±18,0	179±22,0
Ca extraíble (cmol _c kg ⁻¹)	13,8±0,92	22,8±4,34
Mg extraíble (cmol _c kg ⁻¹)	2,33±0,75	2,12±0,77
Na extraíble (cmol _c kg ⁻¹)	0,31±0,41	0,53±0,16
Fe extraíble DTPA(mg kg ⁻¹)	3,27±0,74	4,11±0,24
Mn extraíble DTPA (mg kg ⁻¹)	2,12±0,09	0,7±0,17
Db (Mg m ⁻³)	1,43±0,08	1,32±0,12
Clase textural	Fa	FA

¹CE = conductividad eléctrica; MO = Materia Orgánica; N_{dis.}= Nitrógeno disponible; P_{Olsen.}= Fósforo Olsen; K_{disp.}= Potasio disponible; D_b = Densidad aparente; Fa= Franco arenosa; FA= Franco arcillosa; CIC= Capacidad de intercambio catiónico.

El pH de las muestras obtenidas en ambas parcelas fue débilmente ácido (Bernier y Undurraga, 2002), siendo similar a los valores de pH encontrados en los primeros 24 cm para la Serie de suelos Pataguas (pH de 6,5) según CIREN (1996). Con relación a la MO, de acuerdo a estándares utilizados en suelos chilenos, la Parcela 1 presenta un contenido muy bajo (<1%), en tanto que la Parcela 2 alcanzó un valor bajo (<2,5%) (Nájera *et al.*, 2015), cercano a la media de los suelos aluviales de terrazas antiguas, cuyos contenidos fluctúan entre un 2 a un 4%, decreciendo hasta un 0,1% en los horizontes más profundos

(Universidad de Chile, 1994; Casanova *et al.*, 2013). Valores bajos de MO están relacionados a la degradación biológica ocasionada por la labranza convencional, sin una reposición, además de una baja tasa de reciclaje de los residuos por parte de las plantas (Casanova *et al.*, 2013). Para el caso de N disponible, de acuerdo a estándares utilizados en suelos chilenos, la Parcela 1 obtuvo un valor medio ($<40 \text{ mg kg}^{-1}$), en tanto que el Parcela 2 un valor alto ($>41 \text{ mg kg}^{-1}$) (Nájera *et al.*, 2015).

Los contenidos de N disponible en un suelo son directamente proporcionales a los contenidos de MO (Nájera *et al.*, 2015). Debido a que la MO en ambas parcelas es baja, es posible que las fuentes de N sean producto de una fertilización. Con respecto al P-Olsen, comparado a estándares utilizados en suelos chilenos, la Parcela 1 obtuvo un valor bajo ($<7 \text{ mg kg}^{-1}$), de igual manera para la Parcela 2 (Nájera *et al.*, 2015). Por otra parte los valores de K disponible fueron altos en ambas parcelas ($>120 \text{ mg kg}^{-1}$) (Nájera *et al.*, 2015), por lo que de forma similar al N disponible, valores altos de K disponible podrían indicar fertilización, que aumentaría los niveles de este elemento en la solución suelo.

Como indican los resultados, los suelos muestreados tienen rangos altos para N y K disponible, no obstante bajos niveles para P disponible, lo que representaría un factor limitante para cultivos de carácter agrícola.

Con relación a los cationes extraíbles, comparados a estándares utilizados en suelos chilenos, la concentración de Ca en la Parcela 1 obtuvo un valor alto ($>8,0 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$), al igual que en la Parcela 2 (Nájera *et al.*, 2015). Para el caso del Mg, ambas parcelas obtuvieron un valor alto ($>0,8 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) (Nájera *et al.*, 2015). Para Na, la Parcela 1 obtuvo un valor medio ($0,31- 0,40 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$), mientras que la Parcela 2 obtuvo un valor muy alto ($>0,51 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) (Bernier y Undurraga, 2002). Es así que la saturación de bases para la Parcela 1 fue de 81%, mientras que la Parcela 2 de 72%, ambas muy similares, siendo común para los suelos de esta zona, en donde las saturaciones de bases se encuentra comúnmente sobre el 65% (Casanova *et al.*, 2013). Para Fe y Mn en relación a estándares utilizados en suelos chilenos, Fe presentó en la Parcela 1 una concentración de rango medio ($2,5-4,5 \text{ mg kg}^{-1}$), al igual que la Parcela 2. Para el caso del Mn, la Parcela 1 presentó un valor de rango alto ($>1 \text{ mg kg}^{-1}$), mientras que la Parcela 2 un valor de rango medio ($0,6-1,0 \text{ mg kg}^{-1}$) (Nájera *et al.*, 2015). Hammer y Keller (2002) encontraron que la extracción con DTPA para determinar Fe y Mn ligado tanto a fracciones orgánicas como a carbonatos así como a óxidos era efectiva.

Ambas parcelas difieren en su textura en la superficie del suelo, ya que la Parcela 1 presentó texturas más gruesas, mientras que para la Parcela 2 texturas más finas. Los resultados de las mediciones de densidad aparente indicaron que los suelos no presentaban problemas de compactación en los primeros 20 cm de suelo.

En suelos cercanos a carreteras las propiedades químicas y físicas pueden ser afectadas dentro del área adyacente a éstas, ya que a menudo durante la construcción de una carretera la capa superior del suelo es removida y enterrada a profundidades superiores a 1 m,

además estos suelos pueden contener un 30% de materiales tecnogénicos y piedras, sumado a depositaciones alcalinas provenientes del desgaste de la carretera por el tránsito vehicular, que repercute en variaciones de pH superiores a 7 (Werkenthin *et al.*, 2014).

Dentro de las propiedades químicas del suelo, el pH tiene la mayor relevancia relacionada a la biodisponibilidad de Pb (Acevedo *et al.*, 2005). Los valores de pH superiores a 7,0 reducen drásticamente su biodisponibilidad y aumentan la adsorción de Pb por parte del suelo; en cambio que a pH más ácidos se afecta el equilibrio entre la especiación metálica, solubilidad, adsorción e intercambio catiónico por el suelo, dejando iones Pb libres en la solución (Kabata-Pendias, 2011; Silveira *et al.*, 2003; Rieuwerts *et al.*, 1998). Al aumentar el pH, los elementos traza metálicos son adsorbidos por los coloides y la MO, o precipitados por agentes químicos aniónicos como el sulfato, fosfatos o carbonatos (Rieuwerts *et al.*, 1998). Es por ello que cabría esperar que según el valor de pH del suelo de ambas parcelas, un porcentaje importante del Pb podría encontrarse retenido por algunas fracciones del suelo, especialmente las asociadas a carbonatos y orgánicas.

Los contenidos de óxidos de Fe y Mn en los suelos también pueden afectar de manera importante la biodisponibilidad de los elementos traza metálicos, ya que dependiendo del pH pueden tener cargas negativas en superficie, además de co-precipitar con compuestos metálicos (Acevedo *et al.*, 2005).

La formación de compuestos insolubles entre ETM con carbonatos, fosfatos y sulfatos puede afectar la biodisponibilidad de los ETM en un suelo (Rieuwerts *et al.*, 1998). A mayor contenido de carbonatos, fosfatos y sulfatos en los suelos en condiciones neutras a alcalinas aumenta la precipitación de Pb y su posterior inmovilización en los suelos. Farrah y Pickering (1977) encontraron un aumento de la retención de Pb al aumentar las concentraciones de aniones como los fosfatos y sulfatos en solución acuosa. Sin embargo, las reacciones de precipitación están asociadas a suelos neutros y alcalinos (calcáreos), a condiciones que favorezcan la baja solubilidad de estos metales o a la presencia de pocos sitios de absorción específica (Brümmer *et al.*, 1983). Así también, los contenidos de MO tienden a disminuir la biodisponibilidad de los elementos traza metálicos debido a que forman complejos órgano-metálicos a pH altos, que son estables y muy poco solubles en agua al aumentar el pH (Alloway, 2010; Rieuwerts *et al.*, 1998), por lo que una parte importante del Pb presente en estos suelos podría estar asociada a la MO, ya que para el caso del Pb las reacciones involucradas con la MO insoluble cumplen un rol predominante en la adsorción del Pb por parte del suelo, dejando en importancia secundaria la sorción de Pb por óxidos y carbonatos en el suelo (Adriano, 2001).

Pb total en suelos

En la Figura 2 se muestran las concentraciones de Pb total en los sitios de estudio. La Parcela 1 mostró una tendencia al aumento de las concentraciones de Pb total a mayores

distancias desde la carretera. Esta concentración tuvo un valor promedio de $29 \pm 20 \text{ mg kg}^{-1}$, siendo 59 mg kg^{-1} a la distancia de 45 m y 10-20 cm de profundidad la media más alta encontrada, en contraposición a la más baja de $7,5 \text{ mg kg}^{-1}$ a los 28 m de distancia y 10-20 cm de profundidad. Estadísticamente no se observó interacción entre los factores distancia y profundidad en las concentraciones de Pb total, no obstante si hay un efecto distancia ($p \leq 0,05$) ya que la concentración media a 28 m desde la carretera fue menor ($8,7 \text{ mg kg}^{-1}$) en comparación a las medias obtenidas a 45 m (41 mg kg^{-1}) y 62 m (37 mg kg^{-1}) las que no presentaron diferencias estadísticamente significativas ($p > 0,05$), como se observa en la Figura 3.

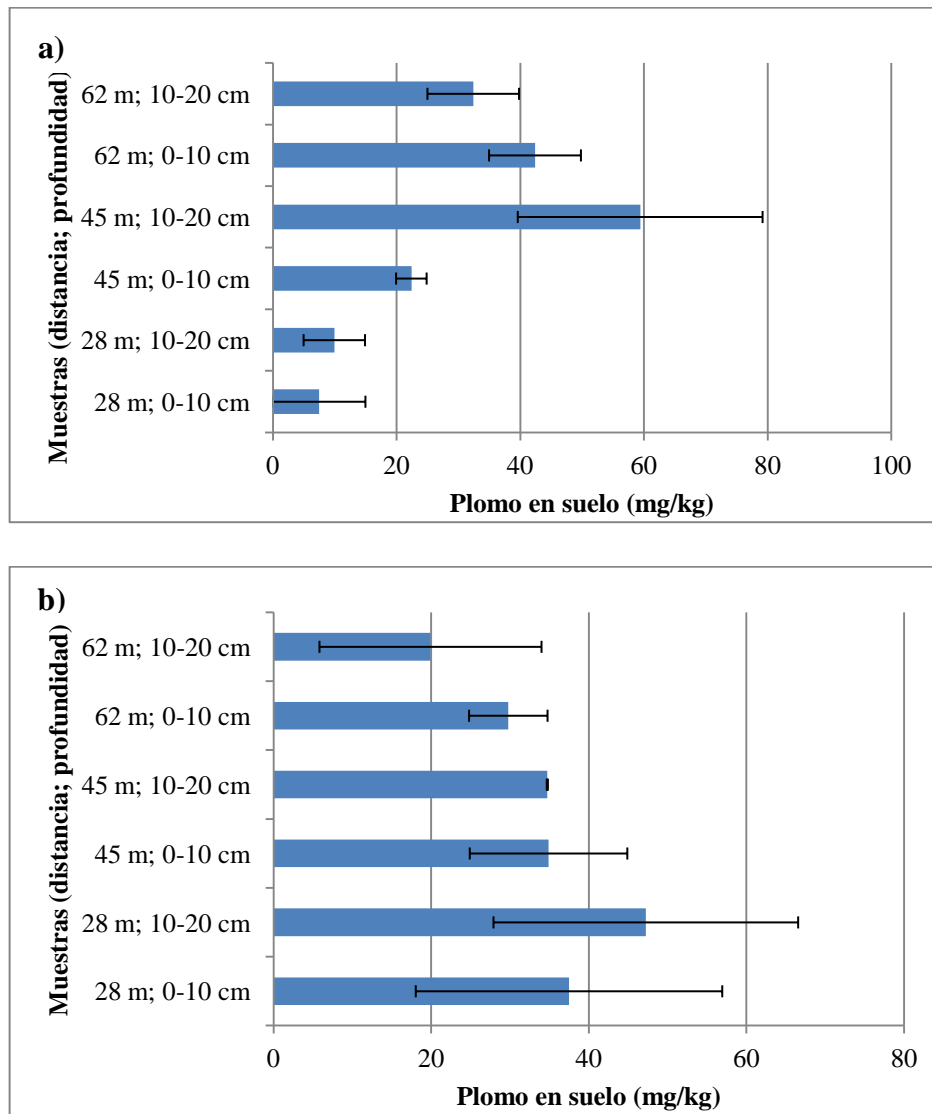


Figura 2. Concentraciones de plomo (Pb) total a distintas distancias y profundidades desde la carretera en: a) Parcela 1 y b) Parcela 2. Las barras verticales indican desviación estándar ($n=3$).

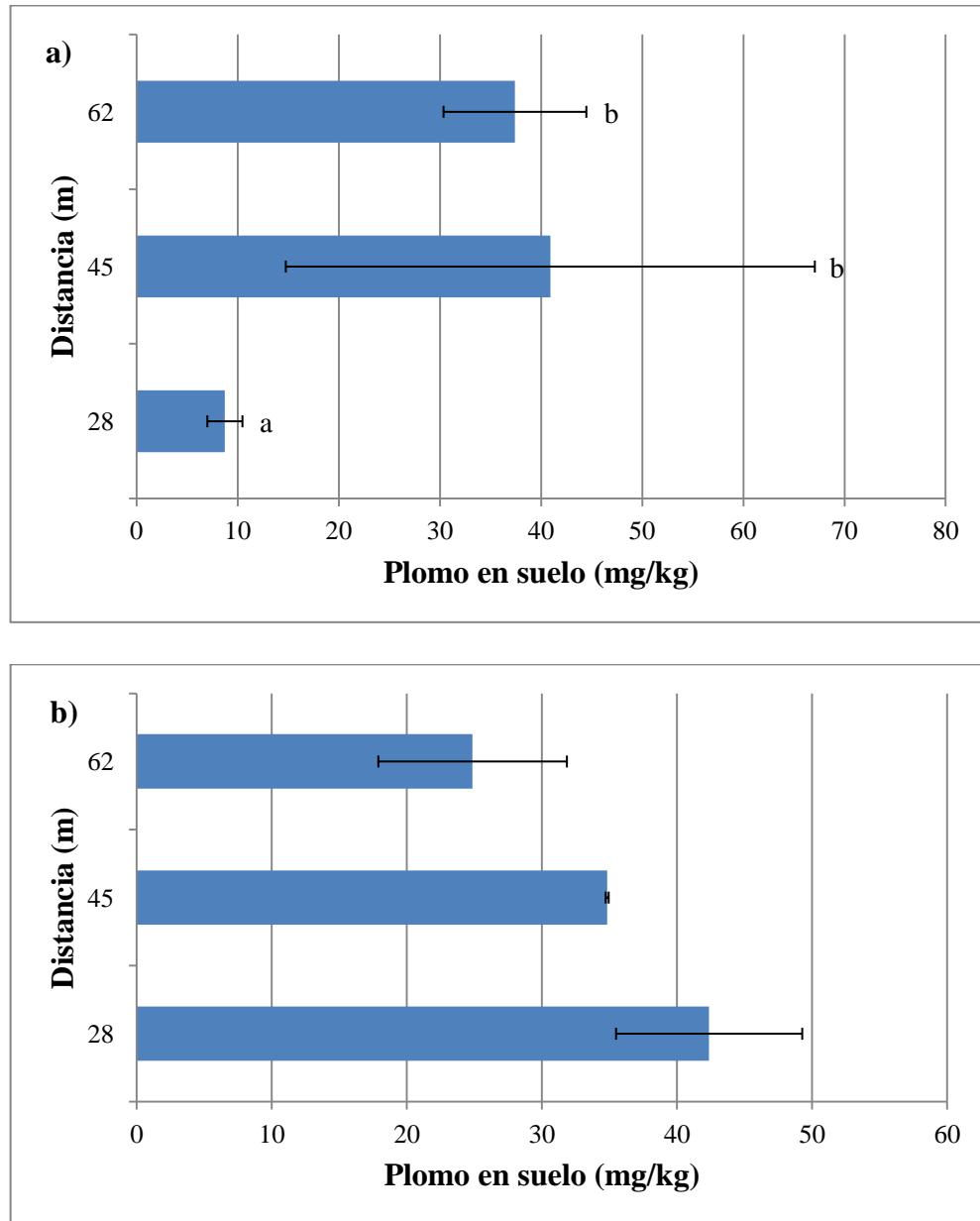


Figura 3. Concentraciones de plomo (Pb) total a distintas distancias desde la carretera en: a) Parcela 1 y b) Parcela 2. Las barras verticales indican desviación estándar ($n=3$). Medias con una letra en común indican diferencias estadísticamente no significativas ($p>0,05$) entre tratamientos según la prueba de Duncan.

La concentración de Pb total para la Parcela 2 alcanzó un valor promedio cercano a los 34 ± 18 mg kg^{-1} , con medias que van de los 47 mg kg^{-1} a los 28 m de distancia y 10-20 cm de profundidad, a 20 mg kg^{-1} a los 62 m y 10-20 cm, como se aprecia en la Figura 2. Al igual que en la Parcela 1, estadísticamente no se encontró una interacción entre la distancia

y la profundidad, ni efecto por separado entre los factores. Bech *et al.* (2006) realizaron muestreos en los suelos de Talcahuano, Chile, con el fin de medir las concentraciones de Pb y otros ETM, tomando en cuenta la ubicación de zonas urbanas y cercanas a los parques industriales. Las concentraciones de Pb encontradas si bien en algunas muestras superaron los 50 mg kg⁻¹ (la más alta fue de 129 mg kg⁻¹), mostraron altos valores de desviación estándar para Pb y Zn, implicando en una alta heterogeneidad en los valores medidos.

En general, las concentraciones de Pb en la Parcela 2 fueron más altas en comparación a las obtenidas en la Parcela 1 (Figura 2), lo que pudo haber sido influenciado por las texturas diferentes en ambas parcelas, ya que las texturas en superficie en la Parcela 1 fueron franco arenosas, mientras que en la Parcela 2 se encontraron texturas franco arcillosas. Existe una tendencia a una correlación positiva entre los contenidos de fondo de Pb con la textura del suelo, siendo mayor el contenido de este elemento en texturas más arcillosas (Kabata-Pendias, 2011).

Según estudios del Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA) (1990), para suelos irrigados con aguas del río Cachapoal, se encontraron valores de Pb en suelos que van desde los 10 mg kg⁻¹ a los 340 mg kg⁻¹, con un promedio de 28 mg kg⁻¹, detectando concentraciones mayores de Pb en suelos de la ribera Sur (36 mg kg⁻¹) que en la ribera Norte (20 mg kg⁻¹). Esto haría suponer que los suelos estudiados por estar insertos en la ribera Norte del río Cachapoal no mostrarían naturalmente niveles altos de Pb. Con relación a las características químicas del río Cachapoal, éste está conformado por dos subsistemas: el río Pangal, el que es hiposalino y oligometálico, y el del río Coya, con mayores contenidos salinos dominado por sulfatos, y una gran riqueza cúprica mayoritariamente disuelta asociada a contenidos menores de Pb, Mn y Zn. No obstante, las condiciones del río Cachapoal tienden a mantenerse hiposalinas y oligometálicas en todo su trayecto (INIA, 1990).

Es importante tener presente que se espera que la concentración de Pb disminuya a medida que se aleja de la fuente emisora, por ejemplo McDonell y Pouyat (1991) encontraron una disminución en la concentración de Pb en muestras tomadas a distancias crecientes de la ciudad de New York, además de una estrecha relación entre los contenidos de Pb y otros ETM con el gradiente de uso de suelo urbano-rural. La depositación atmosférica en el caso del Pb representa el 71% de las fuentes de este elemento en el suelo (Adriano, 2011), dependiendo del tamaño de las partículas y las condiciones atmosféricas ocurre contaminación en sitios localizados o en grandes extensiones de terreno, provocando en ambos casos concentraciones más altas en superficie que a través del perfil (Alloway, 2010). Para el caso de suelos cercanos a carreteras, las partículas en aerosol son capaces de alcanzar distancias superiores a 50 m, no obstante partículas contenidas en gotas de agua así como escorrentía y partículas más pesadas provenientes desde la carretera pueden contaminar suelos adyacentes a distancias de hasta 10 m, como se observa en la Figura 4.

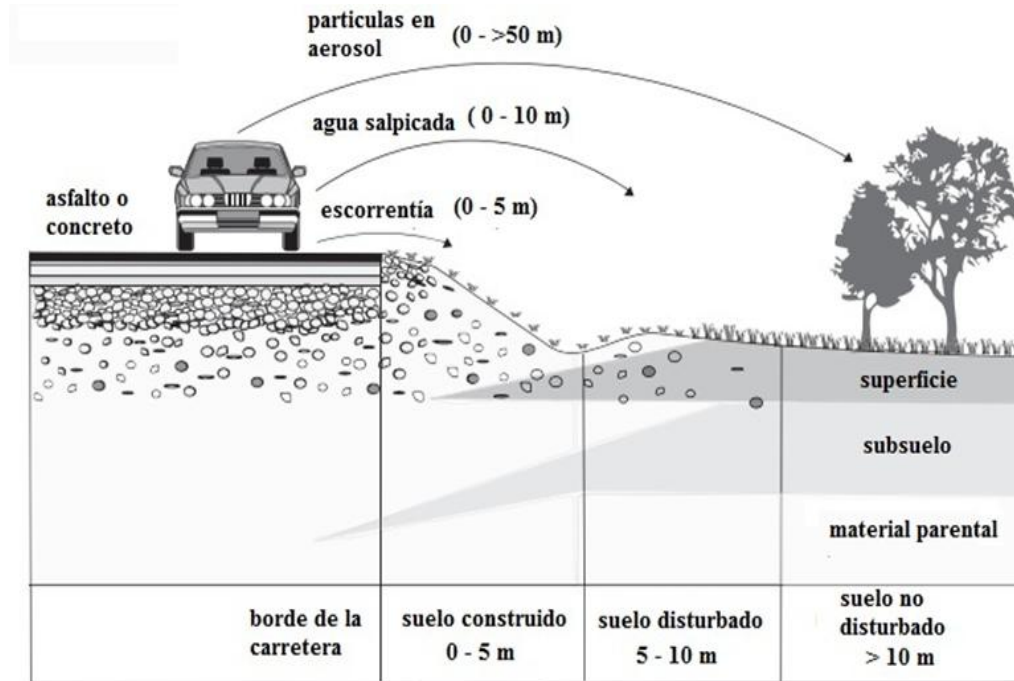


Figura 4. Esquema del entorno de la carretera y las vías de dispersión de los contaminantes (adaptado de Werkenthin *et al.*, 2014).

Lagerwerff y Specht (1970), midieron la concentración de Pb y otros elementos traza metálicos en cuatro suelos cercanos a carreteras en EE.UU., a distancias de 8, 16 y 32 m desde la carretera, y a profundidades de 0-15, 5-10, 10-15 cm. En este estudio se encontró una relación lineal clara entre la concentración de Pb en suelo y plantas, con la distancia creciente desde la carretera, además de una disminución de la concentración de Pb con la profundidad, con muestras entre los rangos $7,5 \text{ mg kg}^{-1}$ a los 540 mg kg^{-1} de Pb en suelo. De forma similar, Agrawal *et al.* (1981), encontraron concentraciones de Pb decrecientes en muestras tomadas en suelo y plantas a diferentes distancias desde una carretera altamente transitada en la Ciudad de Baroda, India. Obtuvieron un promedio de 275 mg kg^{-1} de Pb a 0 metros desde la carretera, aumentando la distancia progresivamente en muestras tomadas cada 5 m, hasta llegar a un valor fondo de 4 mg kg^{-1} a los 100 m. Además se encontró una disminución de Pb a través del perfil en muestras tomadas en superficie, a 4, 6 y 10 cm de profundidad. Gao *et al.* (2014), encontraron una disminución en la concentración de Pb total con el aumento de la distancia desde la carretera, no obstante, la media de las concentraciones de Pb fue de 29 mg kg^{-1} , con una concentración de fondo de 25 mg kg^{-1} . Filippelli *et al.* (2005) encontraron una disminución en la concentración de Pb en superficie a distancias crecientes desde la carretera en caminos urbanos y suburbanos de Indianápolis, Estados Unidos. Según este estudio, las carreteras en condiciones urbanas mostraron mayores contenidos de Pb en suelos (920 mg kg^{-1} a 15 m desde la carretera) relacionados directamente al tránsito vehicular, en comparación a contenidos menores en situaciones suburbanas (200 mg kg^{-1}). También se comprobó que un alto porcentaje del Pb emitido

desde la carretera se depositaba aproximadamente a los 42,5 m del borde de la carretera, pudiendo alcanzar mayores distancias debido al transporte por viento de este Pb depositado en superficie. En general, los estudios sobre los niveles de Pb en suelos cercanos a carreteras concuerdan con que las concentraciones de Pb disminuyen al aumentar las distancias desde la carretera y la profundidad de las muestras tomadas.

Los datos encontrados en este estudio no muestran contaminación de suelos por Pb, acercándose a los valores de fondo, ya que para suelos sin entradas de Pb las concentraciones promedio están entre los 2 a 200 mg kg⁻¹, con un valor promedio entre 10 a 25 mg kg⁻¹ (Acevedo *et al.*, 2005). Mientras que la concentración media mundial de Pb en suelos de 27 a 25 mg kg⁻¹ y la concentración en la corteza terrestre es de 15 mg kg⁻¹ (Kabata-Pendias, 2011; Alloway, 2010). Esto concuerda con diversos estudios sobre las concentraciones de Pb en diversas localidades de Chile sin contaminación. Por ejemplo, Fernández (2011) encontró niveles de Pb para las series Taqueral y Polpaico, de 23 y 36 mg kg⁻¹ respectivamente, siendo ambas series del orden Mollisols (CIREN, 1996).

Según referencias de concentración sobre Pb en Chile, como se observa en el Cuadro 5, para suelos con pH menores y mayores a 6,5, las concentraciones toleradas son de 50 mg kg⁻¹ y 75 mg kg⁻¹ respectivamente, por lo que los niveles de Pb encontrados en las parcelas del presente estudio no sobrepasan las referencias para suelos agrícolas, según los valores de pH (Parcela 1: pH 6,5; Parcela 2: pH 6,6).

Cuadro 5. Concentración de plomo (Pb) total permitida en suelos agrícolas en Chile.

Macrozona ¹	Pb total (mg kg ⁻¹)
Norte pH >6,5	75
Norte pH <6,5	50
Sur pH >5	50

¹ Adaptado de Acevedo *et al.* (2005).

De acuerdo a los mapas de isolíneas (Figura 5), la Parcela 1 presentó un aumento de la concentración de Pb total a mayores distancias desde la carretera. En la Parcela 2 se encontró una distribución similar a la Parcela 1, no obstante ésta tiene una distribución más heterogénea en las concentraciones. Esto se contrapone con la distribución esperada en suelos con signos de contaminación por Pb con fuente desde la carretera. Si la carretera fuera la principal fuente de Pb éste se acumularía en mayor cantidad en superficie, disminuyendo en profundidad, además de mostrar una distribución en los mapas de isolíneas que evidenciara concentraciones mayores a las cercanías de la carretera. No obstante, los resultados en las parcelas estudiadas mostrarían que el Pb en estos suelos es de una probable fuente natural producto de procesos edáficos sobre el material parental que formaron estos suelos.

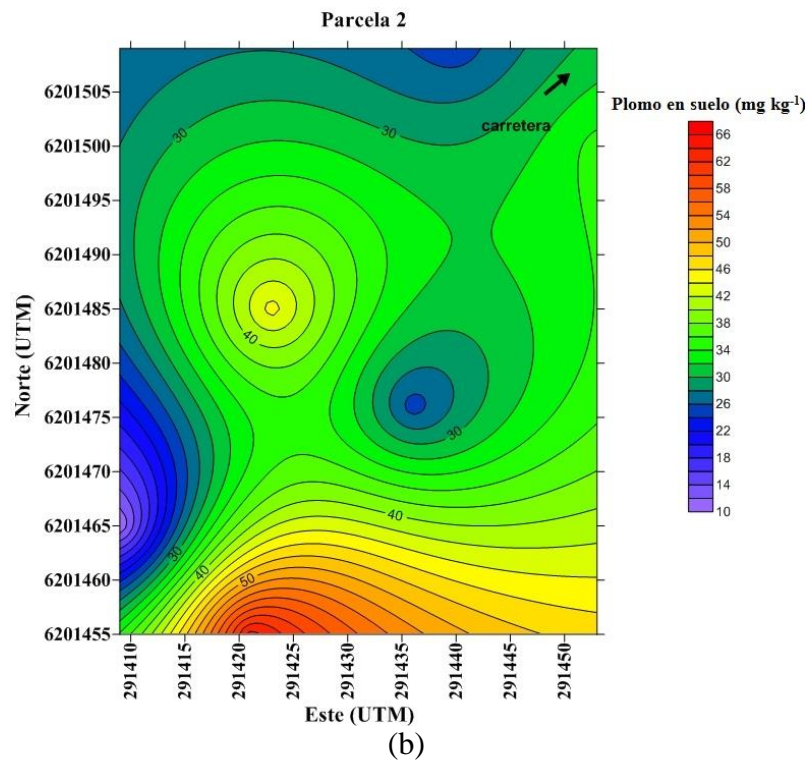
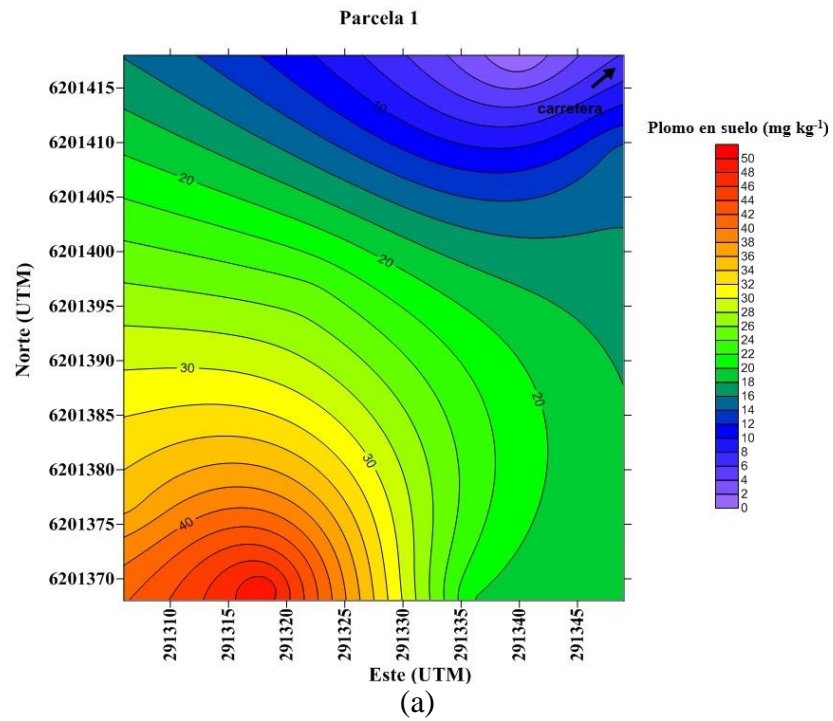


Figura 5. Mapa de isólinas concentración de plomo total en: a) Parcela 1 y b) Parcela 2.

En general la movilidad de Pb es muy baja en suelos, quedando acumulado en los primeros cm de suelo y disminuyendo en profundidad, cuando las fuentes contaminantes de éstos son de carácter antrópico (Belmonte *et al.*, 2010; Junta de Andalucía, 1999). Lo anterior se explica porque la depositación atmosférica es la principal fuente de Pb en suelos contaminados, junto con la gran afinidad que tiene el Pb por la materia orgánica, que en general disminuye con la profundidad (Adriano, 2001; Kabata-Pendias, 2011). El Pb se presenta en suelos como Pb^{+2} , lo que determina su baja movilidad debido a la formación de complejos estables con compuestos inorgánicos (Cl^- , CO_3^{-2}) y orgánicos (ácidos fúlvicos y húmicos) presentes en el suelo (Kabata-Pendias, 2011). Tume (2008) en estudios de Pb total de suelo en zonas urbanas de Talcahuano, Chile, mostraron que las concentraciones medias en muestras tomadas en superficie (0-10 cm) eran de $35,2 \text{ mg kg}^{-1}$ con rango de $8,0\text{--}129 \text{ mg kg}^{-1}$, en cambio que las muestras tomadas en el subsuelo (10-20 cm) tenían una media de $16,1 \text{ mg kg}^{-1}$ con rango de $1,9\text{--}61,9 \text{ mg kg}^{-1}$.

Las características como el microclima, que influyen en la turbulencia del aire, así como la intervención humana en el perfil de suelo son razones por las que la relación entre la distancia y la profundidad no tengan una correlación fuerte con la concentración de Pb en el suelo (Hafem y Brinkman, 1996).

Según datos de Agromet (2016) durante el periodo 2010-2016 los vientos en la estación meteorológica El Tambo, ubicada en San Vicente de Tagua-Tagua cercana a la zona en estudio, presentaron una moda con dirección Este y una velocidad promedio de $5,06 \text{ km h}^{-1}$. Esto sugiere que los suelos adyacentes a la carretera CH-66 que se encuentren ubicados en la dirección del viento recibieron un mayor aporte de material particulados proveniente de la carretera, en consecuencia mayores contenidos de Pb. Los aportes de Pb desde la carretera se ven influenciados por la dirección y velocidad del viento. Ding *et al.* (2015) encontraron diferencias en las concentraciones de Pb en suelos ubicados a orillas de la carretera Qinghai-Tíbet, China, las que fueron fuertemente influenciadas por el tráfico vehicular y la velocidad del viento que era diferente para cada sector en estudio. Agrawal *et al.* (1981) en un estudio en India determinaron que la magnitud y la distribución de las concentraciones de Pb en muestras de hojas en plantas a lo largo de carreteras se vieron afectadas por la dirección del viento y el lado de la carretera en que fueron tomadas, siendo mayores en los suelos ubicados en la dirección del viento.

Con relación a este estudio, las medias fueron similares en ambas Parcelas (Parcela 1: $29\pm 20 \text{ mg kg}^{-1}$; Parcela 2: $34\pm 9,0 \text{ mg kg}^{-1}$) lo que hace suponer que no hay un efecto en las concentraciones debido a la dirección del viento. No obstante si bien las parcelas estudiadas se encontraban bajo distintos cultivos al momento del muestreo, es probable que ambos estuvieran sometidos a labranza convencional. La preparación del suelo es la actividad relativa a la labranza que produce mayores movimientos de suelo, alcanzando profundidades para el caso de la aradura de inversión de 30 a 45 cm, mientras que para el rastraje una profundidad de 10-20 cm (Faiguenbaum, 2003). Es por esto que la labranza convencional podría haber alterado las concentraciones de Pb a través del perfil.

Por otra parte, la distribución espacial de la concentración de Pb en el suelo es función del comportamiento de las propiedades del suelo, las que están determinadas por condiciones ambientales (Carrillo, 2011), por lo tanto, las concentraciones de Pb en ambas parcelas estudiadas probablemente estén fuertemente influenciadas principalmente por características propias del suelo y no de la carretera.

Resultados extracción secuencial de Pb

En la figura 6 se muestran en forma general los resultados de la extracción secuencial de Pb, mientras que en los Apéndices II y III se presentan en detalle los resultados en los suelos de las parcelas 1 y 2, respectivamente.

Para la Parcela 1 el Pb se encontró asociado principalmente a la a fracción residual de las muestras, obteniéndose una media de 66%, seguida por la fracción asociada a carbonatos con un 13% (Figura 6). Cabe destacar que no se detectó Pb retenido por las fracciones de óxidos de Fe y Mn. La fracción soluble obtuvo una media de 12%, obteniéndose la mayor proporción en las muestras de esta fracción (26%) a los 28 m de distancia y a 0-10 cm de profundidad. Esta fracción está presente también en las muestras a 45 m de distancia, mostrándose una disminución desde un 22% a 0-10 cm, al 16% a 10-20 cm de profundidad. A 62 m se observa un 11% de Pb presente en la fracción soluble, para desaparecer a los 10-20 cm de profundidad.

Al igual que en la Parcela 1, en la Parcela 2 se encontró un predominio de Pb retenido por la fracción residual, con una media de 55 %, seguida por la fracción orgánica con una media de 19%. El Pb con mayor biodisponibilidad se encontró en las muestras obtenidas a 28 m de distancia, con un 14% a los 0-10 cm de profundidad, y de 9% a los 10-20 cm de profundidad, encontrándose luego con un 1% a los 62 m de distancia y 0-10 cm de profundidad. En la Parcela 2 se encontró mayor presencia de Pb retenido por la fracción asociada a carbonatos, con una media de 15%, principalmente en muestras recolectadas a los 28 m de distancia desde la carretera, con un 35% a 0-10 cm de profundidad y un 15% a los 10-20 cm de profundidad.

La distribución de la fracción soluble para la Parcela 1 no mostró interacción entre los factores distancia y profundidad pero si efecto profundidad ($p \leq 0,05$). Las concentraciones a los 0-10 cm de profundidad fueron mayores que a los 10-20 cm, como se observa en el Cuadro 8.

En la Parcela 2 no se encontró interacción entre los factores distancia y profundidad, pero se identificó un efecto en la distancia en las concentraciones de la fracción soluble ($p \leq 0,05$), encontrándose concentraciones mayores a los 28 m de distancia desde la carretera y disminuyendo a los 62 m, como se observa en el Cuadro 9.

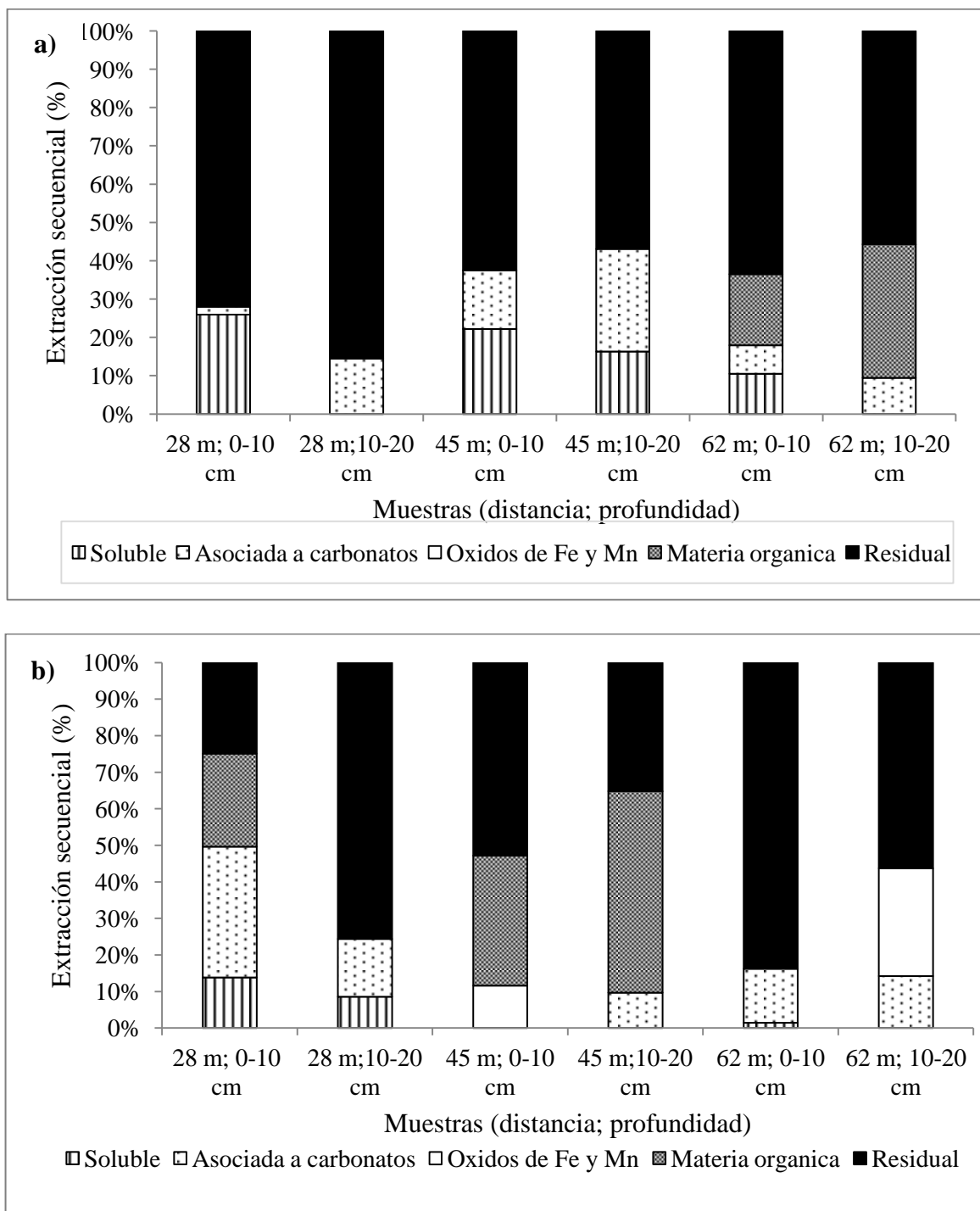


Figura 6. Distribución de plomo en las distintas fracciones del suelo en: a) Parcela 1 y b) Parcela 2.

Cuadro 8. Concentración de plomo (Pb) en la fracción soluble a distintas distancias desde la carretera en la Parcela 1.

Profundidad (cm)	Concentración soluble Pb (mg kg ⁻¹) ¹
0-10	13,20 a
10-20	5,37 b

¹ Letras distintas en una columna indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($p \leq 0,05$) según la prueba de Duncan.

Cuadro 9. Concentración de plomo (Pb) en la fracción soluble a distintas distancias desde la carretera en la Parcela 2.

Distancia (m)	Concentración soluble Pb (mg kg ⁻¹)
28	2,52 a
45	0,93 ab
62	0,05 b

¹ Letras distintas en una columna indican diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0,05$) entre tratamientos según la prueba de Duncan.

La extracción secuencial es útil para evaluar la movilidad potencial y biodisponibilidad de los metales traza en el suelo (Ma y Rao, 1997). Esta biodisponibilidad relacionada a la solubilidad, disminuye en el siguiente orden: solubles en agua > Intercambiables > carbonatos > óxidos de Fe-Mn > orgánica > residual. Si bien este orden es sólo una generalización ofrece información útil sobre biodisponibilidad de un ETM y su potencial movilidad (Ma y Rao, 1997; Donn *et al.*, 2007). La distribución de los metales en diferentes fases del suelo ofrece una indicación de su disponibilidad, que a su vez refleja el riesgo asociado con la movilización de metales (Chimwamurobe *et al.*, 2014), por lo que concentraciones altas de Pb en la fracción orgánica y residual indican baja biodisponibilidad de Pb para un suelo. La fracción residual corresponde a la de menor biodisponibilidad, ya que el Pb se encuentra retenido en minerales que en forma natural liberan Pb al suelo luego de ser meteorizados. La lixiviación del material parental de un suelo implica en la descomposición de minerales primarios, que libres en solución pueden formar minerales secundarios, no obstante la parte químicamente incapaz de ser descompuesta junto con residuos insolubles y ETM retenidos en partículas de lodo, es improbable que este biodisponible para las plantas por un buen tiempo (Alloway, 2010).

Las fracciones soluble y asociada a carbonatos son las más influenciadas por la actividad humana, ya que son las que retienen con mayor debilidad los ETM, además de alcanzar un rápido equilibrio con la solución suelo (Bhattach *et al.*, 2009). Según los resultados, la Parcela 1 presenta un mayor porcentaje de Pb biodisponible, contenido en las fracciones asociada a carbonatos y a la soluble o intercambiable, principalmente a los 28 y 45 m de distancia con respecto a la carretera, no obstante, la mayor proporción de Pb está asociada a las fracciones orgánica y residual.

Según Chimwamurobe *et al.* (2014) es posible mediante el código de evaluación de riesgo (RAC) indicar posibles riesgos de acuerdo a una escala que suma los porcentajes de Pb retenidos en las fracciones solubles y asociada a carbonatos. Para ello valores de <1% no representan un riesgo, 1-10% indica un riesgo bajo, 11-30% indican un riesgo medio, 31-50% un alto riesgo y >50% representan un riesgo muy alto. De acuerdo a estos estándares, la Parcela 1 tiene un porcentaje promedio de 25% de Pb retenido, mientras que la Parcela 2 un 19%, es así que el código de evaluación de riesgo de Pb para ambas parcelas es de riesgo medio.

De acuerdo a los datos de Pb-disponible mediante extracción secuencial encontrados en diversos estudios (Shaheen *et al.*, 2015; Cala y Kunimine, 2003) para suelos sin contaminación por elementos traza, el Pb se encontró principalmente en la fracción residual, mientras que para suelos contaminados el Pb estaba presente en las fracciones orgánicas, en la de los óxidos de Fe-Mn y en la soluble en ácidos, específicamente asociado a carbonatos (Harrison *et al.*, 1981).

Fernández (2011) en estudios de extracción secuencial para suelos de las series Taqueral y Polpaico en la Región Metropolitana, encontró predominio de las fracciones minerales para el caso de la serie Taqueral, mientras que para la serie Polpaico encontró presencia de Pb retenido por las fracciones de óxidos de Fe-Mn y residual. Sólo la aplicación de biosólidos, con el posterior aumento del contenido de materia orgánica hizo disminuir las proporciones de Pb contenidos en la fracción mineral.

Los contenidos de Ca en los suelos tanto de la Parcela 1 y Parcela 2 influyen en la retención de Pb presente en el suelo. A mayor pH se favorecería la precipitación de compuestos de Pb. El CaCO_3 es uno de los principales minerales asociados al polvo que se desprende desde los materiales de la carretera (Harrison *et al.*, 1981). Li *et al.* (2001) encontraron en estudios de parques urbanos de la ciudad de Hong Kong que existían altas concentraciones de Pb en suelos (100 mg kg^{-1}) y en el polvo de calle que era depositado en estos suelos. Este polvo de calle contenía Pb que estaba fuertemente retenido por las fracciones asociadas a carbonatos y a óxidos de Fe-Mn, con pequeñas cantidades asociadas a las fracciones residuales y a las orgánicas/sulfuros. Otros estudios (Li *et al.*, 2001; Harrison *et al.*, 1981) demostraron que el polvo de calle es una fuente importante de Ca, con una concentración aproximadamente 5 veces más altas que las muestras de suelo, sumado a que el 60-70% estaba en formas de carbonatos, lo que demostraría la importancia de estas fases de carbonatos en las formas químicas de Pb asociadas a los suelos contaminados.

Los porcentajes de Pb en las fracciones asociadas a carbonatos en la Parcela 1 (13%) y 2 (15%) reflejan que parte del Pb está precipitado en carbonatos insolubles en agua, pero con biodisponibilidad relativamente alta en condiciones en las que pudiera disminuir el pH de la solución suelo. Por otro lado, si bien las concentraciones de Fe y Mn disponibles son medias y altas respectivamente no se encontró Pb retenido en las fracciones de óxidos de Fe y Mn, existiendo un predominio de Pb en las fracciones orgánicas. Los contenidos de

óxidos de Fe y Mn están ligados íntimamente al pH y a las condiciones de óxido-reducción presentes en un suelo (Alloway, 2010; Kabata-Pendias, 2011; Rieuwerts *et al.*, 1998). Estos óxidos hidratados de Fe y Mn son importantes componentes en la solubilidad de ETM, en donde los óxidos de Mn tienen una particular afinidad por la absorción de Pb (Rieuwerts *et al.*, 1998). Para la Parcela 1 no se encontró Pb retenido en la fracción asociada a los óxidos, en tanto que la Parcela 2 solo presentó Pb retenido por esta fracción a los 45 y 62 m de distancia. Esto permite inferir que parte importante del Pb presente en estos suelos está siendo quelado por compuestos orgánicos con biodisponibilidad media para las plantas o forma parte de minerales con baja biodisponibilidad.

El Pb tiene una elevada persistencia en el suelo debido a su fuerte afinidad a algunas fracciones de éste. Lejano y Ericson (2005) detectaron Pb en suelos con alta persistencia, proveniente de emisiones por tránsito vehicular emitidas desde la década de 1970 en carreteras de la comunidad de Pacoima, California. Encontraron que más del 33% de las muestras detectaron niveles mayores a los 100 mg kg⁻¹. Los elementos traza metálicos son muy estables en el suelo concentrándose luego de la meteorización del material parental, pero en general no sobrepasan los umbrales de toxicidad, y aunque así fuera, estos metales se encuentran generalmente en formas estables y por tanto poco disponibles para las plantas (Huertos y Romero, 2008), a pesar de ello no existe un límite claro entre las concentraciones de Pb que son consideradas naturales para dicho suelo de las que son de origen antrópico (McBratney y Markus, 2001).

Los minerales más comunes en el suelo que contienen Pb son los óxidos, carbonatos y sulfatos. No obstante, el Pb se encuentra en todas las rocas de la corteza terrestre como elemento traza. Este varía dependiendo del tipo de roca. Las que contienen mayor contenido de Pb son las series ácidas ígneas y los sedimentos argílicos con rangos de 10-25 mg kg⁻¹ y 14-40 mg kg⁻¹ respectivamente. En tanto que las rocas ultramáficas y los sedimentos calcáreos están dentro de los rangos 0,1-8,0 mg kg⁻¹ y 3,0-10 mg kg⁻¹ respectivamente (Kabata-Pendias, 2011). Según el Servicio Nacional de Geología y Minería de Chile (SERNAGEOMIN) (2003) los suelos muestreados descansarían sobre depósitos fluviales y en menor proporción fluvioglacial, depositada durante el Pleistoceno-Holoceno, lo que hace suponer que la composición del material parental de estos suelos sería una combinación de materiales ígneos ácidos y máficos principalmente provenientes de la Cordillera de los Andes. Además, los suelos de la Región de O'Higgins reflejan una identidad química con el basamento rocoso de las partes altas de las cuencas correspondientes, lo que es característico de suelos con un origen sedimentario de materiales transportados por aguas (INIA, 1990).

Los suelos de este estudio mostraron predominancia de Pb retenidas en las fracciones residuales y asociada a carbonatos. Si bien las variaciones de Pb soluble mostraron diferencias en profundidad para la Parcela 1, y en distancia para la Parcela 2, estas son atribuibles a diferencias en manejo o a características químicas o físicas entre los Parcelas, y no a un marcado efecto desde la carretera. Estos resultados además son apoyados por los

obtenidos en las concentraciones de Pb total y en la distribución de las concentraciones de Pb en la distancia y profundidad.

Pb disponible en el suelo

En Chile no existen normativas que señalen la concentración límite de Pb en suelos, no obstante, según lo indicado en el artículo N° 11 de la ley de Bases generales del Medio Ambiente, se utilizaran como referencia las normativas señaladas en el Reglamento del sistema de evaluación de Impacto Ambiental (Cortez y Muñoz, 2012). Según la norma Kelly propuesta por la Unión Europea (Acevedo *et al.*, 2005), que es la utilizada actualmente como norma de referencia por el Servicio Agrícola y Ganadero (SAG), indica un rango para suelos no contaminados de Pb-disponible entre los 0 a los 200 mg kg⁻¹. Según Chang y Broadbent (1981), umbrales de toxicidad mínimos para Pb extraído mediante DTPA que afectan la actividad microbiana en el suelo medida en emisiones de CO₂ serían de 5,5 mg kg⁻¹.

La Figura 7 muestra que en la Parcela 1 las concentraciones de Pb disponible oscilan entre 0,16 a 0,21 mg kg⁻¹, con una media de 0,19±0,07 mg kg⁻¹. Además se observa que no hay una disminución en la concentración de Pb-disponible al aumentar la distancia y la profundidad de las muestras, donde no hay diferencias estadísticamente significativas entre las muestras ($p>0,05$) en relación a la concentración de Pb-disponible.

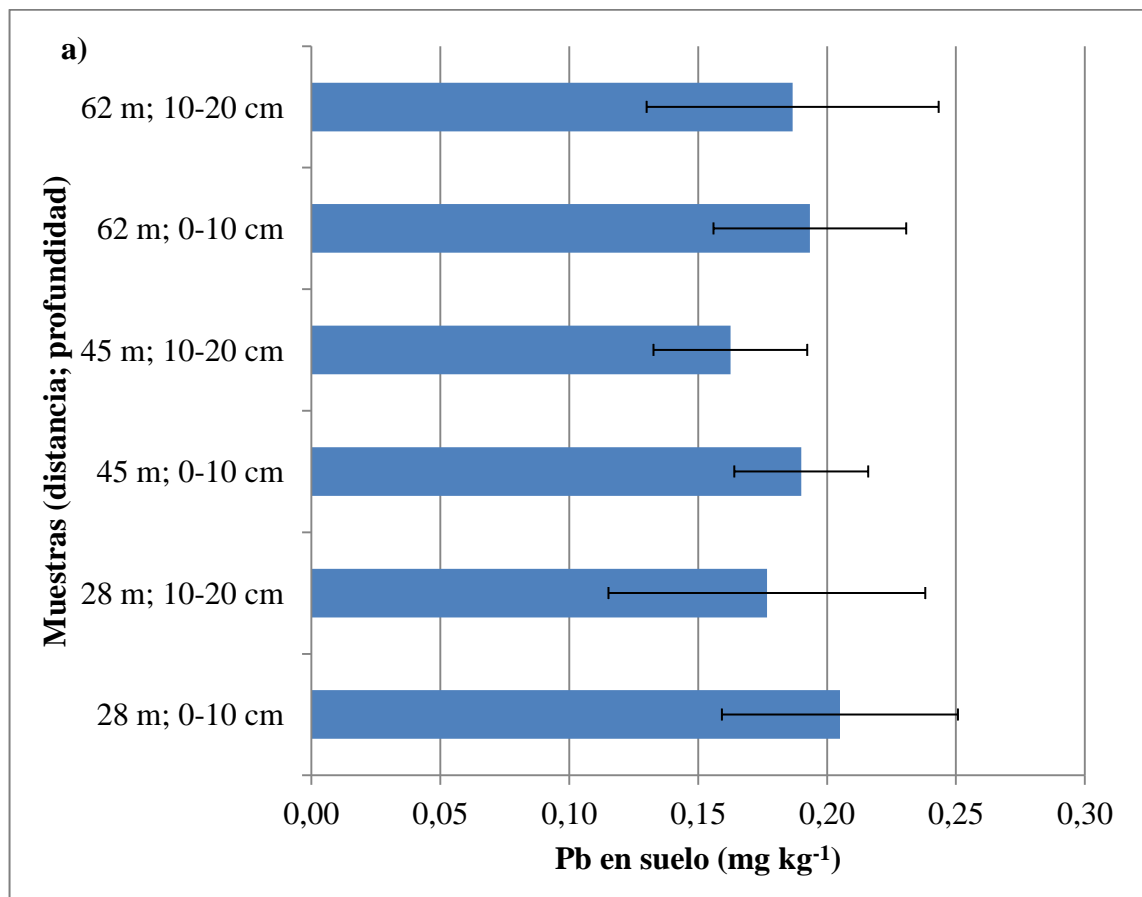
En el caso de la Parcela 2, los valores obtenidos de Pb disponible variaron entre 0,16 a 0,47 mg kg⁻¹, con una media de 0,29±0,15 mg kg⁻¹ como se observa en la Figura 7. Los resultados del ANDEVA para esta parcela mostraron diferencias estadísticamente significativas en la concentración de Pb disponible entre las muestras ($p\leq 0,05$), observándose una interacción entre la distancia y la profundidad. No obstante, no se evidencia una tendencia clara que sugiera que la biodisponibilidad del Pb aumenta con mayor cercanía a la carretera, ya que las concentraciones mayores de Pb-disponible se encontraron a los 28 y 62 m. Esto concuerda con los datos obtenidos en la extracción secuencial, dado que a distancias de 28 y 62 m se encontró un mayor porcentaje del Pb presente en el suelo retenido en fracciones fácilmente biodisponibles, pero que no indicaría contaminación. En otros estudios relacionados a Pb disponible en muestras de suelos pertenecientes a las Series de Suelos de la zona central de Chile: Lonquén y Rancagua no se detectaron niveles de Pb-disponible mediante DTPA; y Mapocho se encontraron valores de 2,5 mg kg⁻¹ lo que evidencia las bajas concentraciones de Pb-disponible para suelos que no presentan contaminación (Oviedo, 2007; Pérez, 2012).

Los contenidos de Pb disponible dependen de las propiedades del suelo, como el pH, el contenido de materia orgánica, los contenidos de óxidos de Fe y Mn, además de la textura (Bixiong *et al.*, 2014). Con respecto a esto, los contenidos de Pb coinciden con las propiedades químicas y físicas de ambas parcelas, ya que en promedio se determinó un

mayor contenido de Pb-disponible en la Parcela 2, la que posee una CIC mayor además de texturas más finas en superficie.

Los porcentajes de extracción de Pb-disponible respecto al Pb total fueron en promedio de 0,7% para la Parcela 1 y de 0,9% para la Parcela 2, esto representaría menos del 1% del Pb presente en los suelos potencialmente biodisponible para las plantas y otros microorganismos del suelo. Esto es atribuible a la formación de complejos entre el Pb con la materia orgánica y a los coloides inorgánicos del suelo.

Las plantas absorben el Pb, pero no son capaces de trastocarlo a la parte aérea como tallos y hojas excepto cuando las concentraciones biodisponibles son muy altas, es por ello que la bioacumulación de Pb en plantas ocurre en el tejido radical principalmente por medio de mecanismos pasivos de absorción (Acevedo *et al.*, 2005). Los síntomas de toxicidad por Pb en plantas serían hojas verde oscuras, marchitamiento de las hojas más viejas, follaje atrofiado y raíces marrones cortas (Kabata Pendias, 2011).



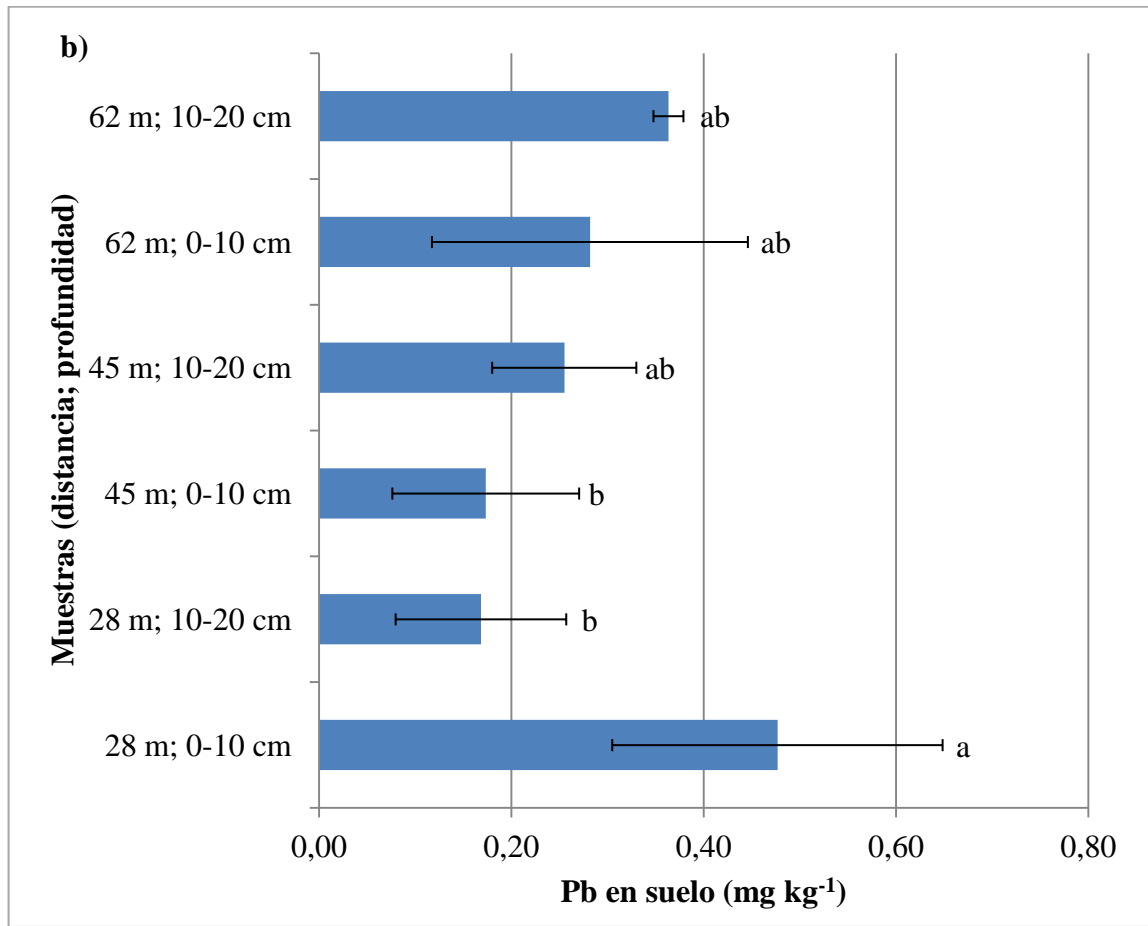


Figura 7. Concentraciones de plomo (Pb) extraíble con DTPA en las muestras obtenidas en las parcelas 1 (a) y 2 (b). Las barras verticales indican desviación estándar ($n=3$). Medias con letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0,05$) entre tratamientos según la prueba de Duncan.

CONCLUSIONES

Las concentraciones de Pb total obtenidas en suelos de la localidad de Las Cabras (Región de O'Higgins), tanto para el Parcela 1 y 2, están dentro de los límites normales según las referencias utilizadas en Chile y corresponden a concentraciones que en forma natural se encuentran en los suelos de la cuenca del Río Cachapoal.

Las concentraciones de Pb total de los suelos estudiados no mostraron interacción entre los factores profundidad ni distancia de la Ruta CH-66. De forma similar, los mapas de isolíneas no mostraron una distribución que relacione a la carretera con las concentraciones de Pb total en los suelos.

Los resultados de la extracción secuencial muestran que el Pb se encuentra retenido principalmente por la fracción residual del suelo, seguido en menor medida por la fracción asociada a carbonatos y soluble e intercambiable, lo que confirmaría que las principales fuentes de Pb provienen del material parental del suelo.

El Pb extraíble con DTPA, indicador de disponibilidad en suelos, indicó que los niveles para ambas parcelas son valores menores a las referencias nacionales que indican contaminación. Así mismo, las concentraciones de Pb extraídas por DTPA no muestran influencia por la cercanía a la carretera, ni con la profundidad de las muestras.

El presente estudio permitió concluir que la carretera Ruta CH-66 no tiene impacto en las concentraciones de Pb en las parcelas estudiadas, y que la presencia de este metal en el suelo es de origen natural.

BIBLIOGRAFÍA

Acevedo, E.; A. Carrasco; O. León; E. Martínez; P. Silva, G. Castillo; I. Almeda; G. Borie y S. Gonzales. 2005. Criterios de Calidad de Suelos y Aguas de Riego. [En línea]. Servicio Agrícola y Ganadero, División de Protección de los Recursos Naturales Renovables. 188 p. Recuperado en: <http://biblioteca-digital.sag.gob.cl/documentos/medio_ambiente/criterios_calidad_suelos_aguas_agricolas/inicio.htm> Consultado el: 5 de marzo del 2014.

Adachi, K. y Y. Tainosho. 2004. Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust. *Environmental International*. 30: 1009–1017.

Adriano, D. 2001. Trace Elements in terrestrial environment: biogeochemistry, bioavailability and risks of metals. 2ª edición. Estados Unidos: Springer. 867p.

Agromet. 2016. [en línea]. Chile: Red meteorológica del INIA. Recuperado en: <<http://agromet.inia.cl/estaciones.php?watch=2012>>. Consultado el: 20 de junio de 2016.

Alvear, F. y Girardi, D. Concesión Ruta 66: la nueva cara de la carretera. El Rancagüino. Rancagua, Chile. 13 de junio de 2011. p. 2, col. 3. (En sección regional).

Alloway, B. 2010. Heavy Metals in soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. 3ª edición. Estados Unidos: Springer. 492p.

Ascar, L.; I. Ahumada y P. Richter. 2008. Effect of biosolid incorporation on arsenic distribution in Mollisol soils in central Chile. *Chemosphere*. 70(7): 1211-1217.

Agrawal, K.; M. P. Patel y S.S. Merh. 1981. Lead in soil and plants: its relationship to traffic volume and proximity to highway (Lalbag, Baroda City). *International Journal Environmental Studies*. 16: 222-224.

Bear, F. 1964. Chemistry of the soil. 2ª edición. Nueva Jersey, Estados Unidos: Reinhold Publishing Corporation. 515p.

Bech, J; B Sepulveda y P. Tume. 2006. Concentraciones de metales pesados en suelos de Talcahuano, Chile. *Obras y Proyectos*. (1): 11-13.

Belmonte, F.; D. Romero; S. Alonso; B. Moreno y L. Rojas. 2010. Afecciones de suelos agrícolas por metales pesados en áreas limítrofes a explotaciones mineras del sureste de España. *Papeles de Geografía*. 51-52: 45-54.

- Bernier, V. y D. Undurraga. 2002. Análisis de suelo, metodología e interpretación: Prácticas para el manejo sustentable de los recursos naturales en la recuperación de los suelos degradados. Santiago, Chile: Instituto de Investigaciones Agropecuarias. 148 p. (Serie de actas N^o 16).
- Bixiong Y.; T. Krafft; H. Li; X. Liao; W. Li; Y. Li; W. Wang; B. Wei; L. Yang; F. Zhang. 2014, diciembre. Stabilize lead and cadmium in contaminated soils using hydroxyapatite and potassium chloride. *Environmental Monitoring and Assessment*. 186 (12): 9041-9050.
- Bhattach, D.; Pandab U. C.; Ratha P. y Sahus K. C. 2009. Use of sequential leaching, mineralogy, morphology and multivariate statistical technique for quantifying metal pollution in highly polluted aquatic sediments—A case study: Brahmani and Nandira Rivers, India. *Journal of Hazardous Materials*. 163 (2–3): 632–644.
- Brinkman, R. y M. Hafen. 1996. Analysis of lead in soil adjacent to an interstate highway in Tampa, Florida. *Geochemistry an health*. (18): 171-179.
- Brümmer, G.; K. Tiller; U. Herms y P. Clayton. 1983. Adsorption/desorption and/or precipitation/dissolution processes of zing in soils. *Geoderma*. 31 (4): 337-354.
- Carrasco, A. Química de Metales Pesados en Suelos de Chile. En: Simposio sobre contaminación ambiental (6^o, 19 y 20 de abril 1994, Santiago, Chile). Impacto ambiental de metales pesados en Chile: VI Simposio sobre contaminación ambiental. Santiago, Chile: Instituto de Investigaciones Agropecuarias. 261p.
- Cala, V. y K. Yukihilo. 2003. distribución de plomo en suelos contaminados en el entorno de una planta de reciclaje de baterías ácidas. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 19 (3): 109-115
- Carrillo, A.; A. Galmiche; A. Guerrero; M. Fortis; R. Santos; E. Salazar y A. Vázquez. 2011. Contaminación de suelos por Cu, Cr, Pb por actividad minera y su distribución espacial en el parque natural sierra Nanchititla. Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo (36^a, noviembre 2011, Campeche, México). Libro de Resúmenes en extenso. Haciendo química en Campeche con los suelos de México. A. C. Montecillo, México: Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. 1126 p
- Casanova, M.; O. Salazar; O. Seguel y W. Luzio. 2013. The Soils of Chile. Dordrecht, Holanda: Springer. 183 p. (World Soils Book Series).
- Chang, R. 2007. Química. 9^a edición. México: McGraw-Hill. 1063 p.
- Chang, F. H. y F. E. Broadbent. 1981. Influence of trace metals on carbon dioxide evolution from a Yolo soil. *Soil Science*. 132 (6): 416-421.

Centro de información recursos naturales (CIREN). 1996. Estudio Agrológico VI Región: Descripción de suelos materiales y símbolos. Santiago, Chile. 570 p. (Publicaciones CIREN N° 114).

Chimwamurobe, P. M.; Kamona A.; Mapani B.; Mapaure I.; Mileusnić M. y Ružičić S. 2014. Assessment of agricultural soil contamination by potentially toxic metals dispersed from improperly disposed tailings, Kombat mine, Namibia. *Journal of Geochemical Exploration*. 144: 409-420.

Cortez, A. y K. Muñoz. 2012. Informe pericial ambiental (N° 153/2012). Policía de Investigaciones de Chile. Ministerio Publico, Fiscalía local Los Vilos. 21p.

Ding, M.; L. Li; H. Zhang; Y. Zhang y Z. Wang. 2015. Identification of traffic-related metals and the effects of different environments on their enrichment in roadside soils along the Qinghai–Tibet highway. *Science of the Total Environment*. 521-522: 160-172.

Donn, M.; P. Kopittke y N. Menzies. 2007. Evaluation of extractants for estimation of the phytoavailable trace metals in soils. *Environmental Pollution*. (145): 121-130.

Evangelou, V. 1998. Environmental soil and water chemistry: principles and applications. New York, Estados Unidos: John Wiley. 564 p.

Faiguenbaum, H. 2003. Labranza, siembra y producción de los principales cultivos de Chile. Santiago, Chile: Facultad de ciencias Agrarias y Forestales, Universidad de Chile. 760 p.

Farrah, H. y Pickering W. F. 1977. The sorption of lead and cadmium species by clay minerals. *Australian Journal of Chemistry*. 30 (7): 1417-1422.

Fukuzaki, N.; T. Yanaka y Y. Urushiyama. 1986. Effects of studded tires on roadside airborne dust pollution in Niigata, Japan. *Atmospheric Environment*. 20: 377 –386.

Fernández, C. 2011. Determinación de la fracción biodisponible de metales traza (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) en suelos tratados con biosólidos por medio de métodos biosimuladores validados a través de ensayos con plantas de maravilla. Memoria para optar al título de Químico. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacéuticas. Departamento de Química Inorgánica y Analítica, Universidad de Chile. Santiago, Chile. 63 h.

Fergusson, J. y N. Kim. 1991. Trace elements in street and house dusts: sources and speciation. *The Science of the Total Environment*. 100: 125 – 150.

Filippelli, G.; M. Laidlaw; J. Latimer y R. Raftis. 2005. Urban lead poisoning and medical geology: and unfinished story. *GSA Today*. 15 (1): 4–11.

Gao, D.; G. Wang; X. Yan; C. Zeng y F Zhang. 2014. Traffic-related trace element accumulation in roadside soils and wild grasses in the Qinghai-Tibet Plateau, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 11: 456-472.

Harrison, R.; D. Laxen y S. Wilson. 1981. Chemical association of lead, cadmium, copper, and zinc in street dust and roadside soil. *Environmental Science & Technology*. 15 (11): 1378-1383.

Hillel, D. 2008. Soil in Environment, Crucible of Terrestrial Life. 1ª edición. Estados Unidos: Academic Press. 307p.

Hafen, M. y R. Brinkmann. 1996. Analysis of lead in soils adjacent to an interstate highway in Tampa, Florida. *Environmental Geochemistry and Health*. 18 (1): 171 – 180.

Hammer, D. y C. Keller. 2002. Changes in the rhizosphere of metal-accumulating plants evidenced by chemical extractants. *Journal Environmental Quality*. 31(5): 1561-1569.

Instituto de Investigación Agropecuaria (INIA). 1990. Proyecto: Fuentes de contaminación con residuos de plaguicidas organoclorados y metales pesados en sectores agrícolas, regiones cuarta a undécima: Informe final Proyecto de Investigación Registro FIA N° 1/86. Santiago, Chile. 386 p.

Iskandar, I. y M. Kirkham. 2001. Trace elements in soil: bioavailability flux, and transfer. Estados Unidos: Lewis Publisher. 304 p.

Jiménez, R.; B. Conde; J. A. Martín y R. García. 2010. Niveles de fondo geoquímico e influencia del marco geológico en las concentraciones edafogeoquímicas de base de suelos seleccionados de Castilla- La Mancha. *Estudios Geológicos*. 66(1): 123-130.

Junta de Andalucía. 1999. Los criterios y estándares para declarar un suelo contaminado en Andalucía y la metodología y técnicas de toma de muestra y análisis para su investigación. [en línea]. España: Conserjería del Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. 253 p. Recuperado en: <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/portalweb/menuitem.7e1cf46ddf59bb227a9ebe205510e1ca?vgnextoid=47dbbb45c8bab010VgnVCM1000000624e50aRCRD&vgnnextchannel=2896a7aaaf4f4310VgnVCM2000000624e50aRCRD> Consultado el: 14 de noviembre 2015.

Kabata-Pendias, A. 2011. Trace elements in soils and plants. 4ª edición. Estados Unidos: CRC Press . 548 p.

Lagerwerff, J. y A. Specht. 1970. Contamination of roadside soil and vegetation with cadmium, nickel, lead and zinc. *Environmental Science & Technology*. 4 (7): 583 – 586.

- Lejano, R. y J. Ericson. 2005. Tragedy of the temporal commons: soil-bound lead and the anachronicity of risk. *Journal of Environmental Planning and Management*, 48 (2): 301 – 320.
- Li, X.; Ch. Poom y P. S. Liw. 2001. Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong. *Applied Geochemistry*, 16: 1361–1368.
- Ma, Q y N. Rao. 1997. Chemical Fractionation of Cadmium, Copper, Nickel, and Zinc in Contaminated Soils. *Journal of Environmental Quality*, 26(1): 259–264.
- Markus, J. y A. B. Mcbratney. 2001, noviembre. A review of the contamination of soil with lead: II. Spatial distribution and risk assessment of soil lead. *Environment International*, 27(5): 399-411.
- McDonell, M. y R. Pouyat. 1991. Heavy metal accumulations in forest soil along an urban-rural gradient in southeastern New York, USA. *Water, air and soil Pollution* 57-58: 797-807.
- McKeague, J. y J. Day. 1966. Dithionite and oxalate-extractable Fe and Al oxides in differentiating various classes of soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 46 (1): 13-22.
- Ministerio de Obras Públicas (MOP). 2007. Infraestructura para la competitividad, actualización antecedentes 2008; Regiones de Valparaíso, Metropolitana de Santiago, del Libertador Bernardo O'Higgins y Maule. [en línea]. Chile. Disponible en < http://www.dirplan.cl/centrodedocumentacion/documentosgenerales/Documents/Plan_Competitividad_Regiones/Plan_Competitividad_tomo_2.pdf >. Consultado el 10 de noviembre 2015.
- Moreno, E.; J. Peñalosa; R. Carpena y E. Esteban. 2008. Comparison of arsenic resistance in Mediterranean woody shrubs used in restoration activities. *Chemosphere*, 70(7): 466-473.
- Motto, H.; R. Daines; D. Chilko y C. Motto. 2009. Lead in soils and plants: its relation to traffic volume and proximity to highways. *Environmental Science & Technology*, 4(3): 231-237.
- Nabulo, G.; H. Oryem-Origa y M. Diamond. 2006. Assessment of lead, cadmium, and zinc contamination of roadside soils, surface films, and vegetables in Kampala City, Uganda. *Environmental Research*, 101: 42-52.
- Nájera, F.; Y. Tapia; C. Baginsky; V. Figueroa; R. Cabeza y O. Salazar. 2015. Evaluation of soil fertility and fertilization practices for irrigated maize (*Zea mays L.*) under Mediterranean conditions in central Chile. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 15 (1): 84-97.

- Nies, D. 1999. Microbial heavy-metal resistance. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 51: 730–750.
- Ortiz, D. 2006. Valores de fondo de elementos traza en suelos de la provincial de Granada. Tesis para el grado de Doctora. Departamento de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Granada. Granada, España. 189 h.
- Oviedo, N. 2007. Efecto de la materia orgánica sobre la biodisponibilidad de cobre y plomo en solución. Tesis para optar al título de Químico. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacéuticas, Departamento de Química inorgánica y Analítica, Universidad de Chile. 58 h.
- Pérez, A. 2012. Mineralización de nitrógeno en un suelo franco arcilloso dela región metropolitana, tratado con biosólidos urbanos. Memoria para optar al Título Profesional de Ingeniero Agrónomo. Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. Escuela de Pregrado. 63h.
- Rieuwerts, J. S.; I. Thonton; M. E. Farago y M. R. Ashmore. 1998. Factors influencing metals bioavailability in soils: preliminary investigations for the development of a critical loads approach for metals. *Chemical Spectiation and Bioavailability*. 10(2): 61-75.
- Sadzawka, A. 1990. Métodos de análisis de suelos. Instituto de investigaciones Agropecuarias. 130 p (Serie La Platina N° 16).
- Sadzawka, A.; A. Carrasco; R. Grez; M. Mora; H. Flores y A. Neaman. 2006. Métodos de análisis recomendados para los suelos de Chile. Revisión 2006. Manual INIA y CNA de la Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo. 164p (Serie Actas INIA N° 34).
- Salminen, R. y T. Tarvainen. 1997. The problem of defining geochemical baselines. A case study of selected elements and geological materials in Finland. *Journal of Geochemical Exploration*. 60:91-98.
- Sandoval, M.; J. Dörner; O. Seguel; J. Cuevas y D. Rivera. 2012. Métodos de Análisis Físicos de Suelos. Concepción, Chile: Universidad de Concepción, Departamento de Suelos y Recursos Naturales. 80p (Publicación N° 5).
- Santibañez, F. y J. M. Uribe. 1993. Atlas Agroclimático de Chile: regiones sexta, séptima, octava y novena. Ministerio de Agricultura. Fondo de Investigación Agropecuaria. Corporación de Fomento de la Producción. Santiago. 99p.
- Semenzin, E.; A. Critto; C. Carlon; M. Rutgers y A. Marcomini. 2007. Development of a site-specific ecological risk assessment for contaminated sites: part II. A multi-criteria based system for the selection of bioavailability assessment tools. *Science of the Total Environment*. 379: 34-45.

Servicio Nacional de Geología y Minería (SERNAGEOMIN). 2003. Mapa Geológico de Chile: versión digital, Publicación Geológica digital, N° 4. [En línea]. Recuperado en:< <http://www.ipgp.fr>> Consultado el: 6 de mayo de 2015.

Shaheen, S.; J. Rinklebe; M. Sabry y D. Tsadilas. 2015. Fractionation and mobilization of toxic elements in floodplain soils from Egypt, Germany, and Greece: a comparison study. *Eurasian Soil Science*. 48 (12): 1317-1328.

Silveira, M.; L. Alleoni y L. Guimarães. 2003. Biosolid and heavy metals in soils. *Scientia Agricola*. 60 (4): 793-806.

Sparks, D. 2003. Environmental Soil Chemistry. 2ª edición. San Diego, California, Estados Unidos: Academic Press. 352 p.

Tessier, A. ; P. G. C. Campbell y M. Bisson. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*. 51(7): 844-851.

Tume, P.; L. Tume; J. Bech; J. Bech; B. Sepulveda. 2008. Concentrations of heavy metals in urban soils of Talcahuano (Chile): a preliminary study. *Environmental Monitoring and Assessment*. 140(1): 91–98.

Turer, D. y B. Maynard. 2003. Heavy metal contamination in highway soils. Comparison of Corpus Christi, Texas and Cincinnati, Ohio shows organic matter is key to mobility. *Clean Technologies and Environmental Policy*. 4: 235-245.

Universidad de Chile. 1994. Suelos: Una Visión Actualizada del Recurso. Vera, W. (Ed.), Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Departamento de Ingeniería y Suelos. Santiago, Chile. 345 p. (Publicaciones Misceláneas N°38).

Walsh, M. 2007. The global experience with lead in gasoline and the lessons we should apply to the use of MMT. *American Journal of Industrial Medicine*. 50: 853–860

Werkenthin, M.; B. Kluge y G. Wessolek. 2014. Metals in European roadside soils and soil solution – A review. *Environmental Pollution*. 186: 98–110

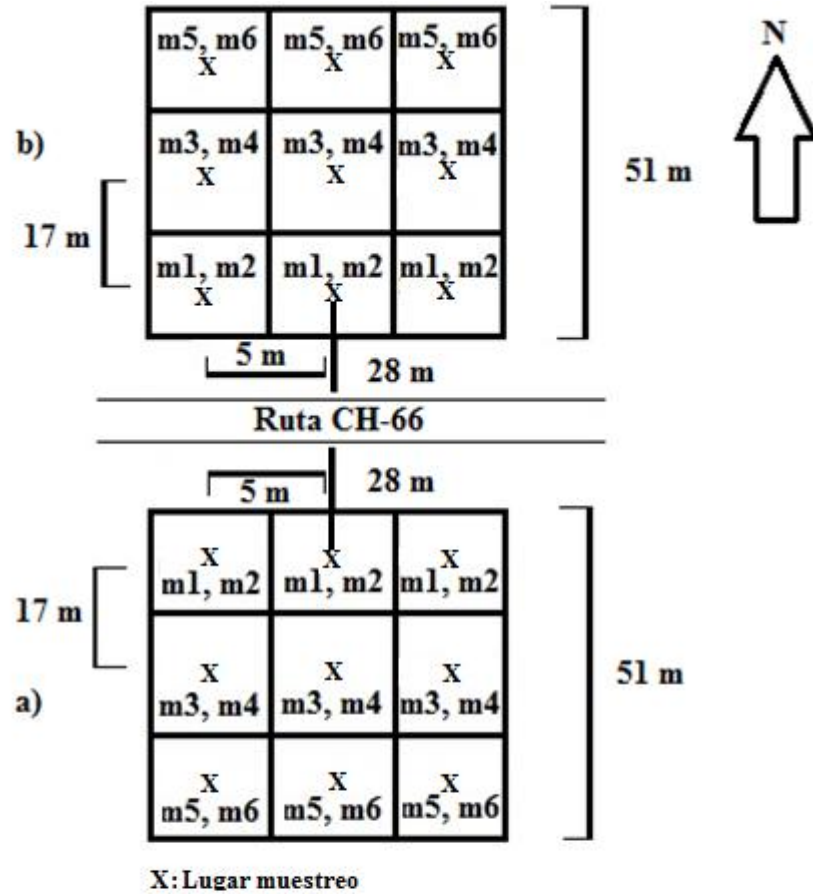
ANEXO

Anexo I. Descripción de suelos Serie Pataguas. Fuente: CIREN (1996).

Horizonte	Profundidad	Descripción
A	0 - 24	Pardo rojizo oscuro (5 YR 3/2) en húmedo, con sectores gris muy oscuro (5 YR 3/1) en húmedo, gris muy oscuro a pardo rojizo oscuro (5 YR 3/1.5) amasado; franco arcillo limosa; plástico y muy adhesivo; firme en húmedo; estructura de bloques angulares medios y finos, fuertes. Raíces finas y medias muy abundantes; poros finos comunes. Límite lineal, claro.
B ₁	24 - 42	Pardo rojizo oscuro (5 YR 3/3) en húmedo, pardo rojizo oscuro (5 YR 3/4) amasado; arcillo limosa; muy plástico y muy adhesivo; firme en húmedo; estructura de bloques angulares medios y gruesos, fuertes con 20% de bloques subangulares medios, fuertes. Raíces finas y medias comunes; poros finos abundantes. Cutanes delgados, continuos cubren parcialmente los agregados y son de colores gris muy oscuro (5 YR 3/1) en húmedo. Límite lineal, claro.
B ₂	42 - 58	Pardo rojizo oscuro (5 Y 3/2.5) en húmedo con 20% de pardo rojizo oscuro (5 YR 3/4) en húmedo, gris rojizo oscuro (5 YR 3.5/2 - 4/2) amasado; arcillosa; muy plástico y muy adhesivo; muy firme en húmedo; estructura de bloques angulares gruesos, moderados que se rompen en bloques subangulares medios, fuertes. Raíces finas comunes y medias escasas; poros finos muy abundantes. Cutanes gruesos y continuos cubren casi totalmente las caras de los agregados y los poros, son de color gris muy oscuro (5 YR 3/1) en húmedo. Límite lineal, claro.
B ₃	58 - 76	Pardo rojizo oscuro (5 YR 3/3) en húmedo con 35% de pardo rojizo oscuro (5 YR 3/4) en húmedo, gris rojizo oscuro (5 YR 3.5/2) - 4/2) amasado; arcillo limosa; muy plástico y muy adhesivo; firme en húmedo; estructura de bloques angulares y subangulares medios y gruesos, moderados. Raíces finas abundantes y medias escasas; poros finos muy abundantes. Cutanes discontinuos, medios cubren parcialmente poros medios y finos en caras de los agregados; Límite lineal, abrupto.

2C ₁	76 - 100	Pardo oscuro (7.5 YR 4/2) en húmedo con 40% de gris rojizo oscuro (5 YR 3/1) en húmedo, pardo oscuro (7.5 YR 4/1.5 - 4/2) amasado; franco arcillo limosa; plástico y adhesivo; friable en húmedo; estructura de bloques subangulares medios, moderados que rompen en bloques subangulares finos, moderados. Raíces finas escasas; poros finos abundantes. Cutanes delgados y discontinuos; bandas finas de carbonato de calcio se presentan entre los agregados, pero sólo en sectores, color pardo muy pálido (10 YR 7/3) en húmedo; Límite lineal, abrupto.
3C ₁	100 - 125	Pardo oscuro (10 YR 3/3) en húmedo con manchas pardo grisáceo muy oscuro (10 YR 3/2) en húmedo; arena; no plástico y no adhesivo; suelto en húmedo; grano simple. Raíces finas aisladas; poros medios comunes. Vetas delgadas de materiales franco limosos y de color gris muy oscuro (10 YR 3/1) se presentan en forma ocasional; los materiales arenosos se presentan ligeramente compactados en sectores.

APÉNDICE



Muestra	Distancia (m)	Profundidad (cm)
m1	28	0-10
m2	28	10-20
m3	45	0-10
m4	45	10-20
m5	62	0-10
m6	62	10-20

Apéndice I. Diseño de muestreo de suelos. Donde a) Parcela 1 b) Parcela 2 (comuna Las Cabras VI Región, Chile).

Apéndice II. Extracción secuencial de Pb (mg kg^{-1}) en suelos a distintas distancias de la carretera para Parcela 1 a una profundidad de 0-20 cm (los valores son promedio \pm desviación estándar ($n=3$)).

Muestras	Fracciones					suma total	Recuperación
	¹ 1	2	3	4	5		
Distancia; profundidad	Concentración						
	----- mg kg ⁻¹ -----						--- % ---
28 m; 0-10cm	5,41 \pm 0,48	0,43 \pm 0,61	<L.D.*	<L.D.	15,00 \pm 0,00	20,84	146
28 m; 10-20 cm	<L.D.	2,54 \pm 1,25	<L.D.	<L.D.	15,00 \pm 0,00	17,54	89
45 m; 0-10 cm	4,89 \pm 0,67	3,37 \pm 0,08	<L.D.	<L.D.	13,75 \pm 1,77	22,01	91
45 m; 10-20 cm	2,87 \pm 1,58	4,71 \pm 0,61	<L.D.	<L.D.	10,00 \pm 0,00	17,58	58
62 m; 0-10 cm	3,11 \pm 0,91	2,19 \pm 0,64	<L.D.	5,50 \pm 0,14	18,75 \pm 1,77	29,55	80
62 m; 10-20 cm	<L.D.	2,12 \pm 0,64	<L.D.	7,84 \pm 0,14	12,50 \pm 3,54	22,46	66

*L.D. límite de detección.

¹1: fracción intercambiable; 2: fracción asociada a carbonatos; 3: fracción de Fe y Mn; 4: fracción asociada a la materia orgánica; 5: fracción residual

Apéndice III. Extracción secuencial de Pb (mg kg^{-1}) en suelos a distintas distancias de la carretera para Parcela 2 a una profundidad de 0-20 cm (los valores son promedio \pm desviación estándar ($n=3$)).

Muestras	Fracciones					suma total	Recuperación
	¹ 1	2	3	4	5		
Distancia; profundidad	Concentración						
	----- mg kg ⁻¹ -----						--- % ---
28 m; 0-10cm	4,17 \pm 1,53	10,77 \pm 1,32	<L.D.*	7,67 \pm 2,64	7,5 \pm 3,11	30,11	79
28 m; 10-20 cm	2,26 \pm 0,75	4,19 \pm 2,42	<L.D.	<L.D.	20,00 \pm 3,54	26,45	120
45 m; 0-10 cm	<L.D.	<L.D.	3,3 \pm 2,88	10,08 \pm 5,81	15,00 \pm 2,50	28,38	86
45 m; 10-20 cm	<L.D.	4,57 \pm 0,49	<L.D.	26,06 \pm 8,97	16,67 \pm 0,00	47,3	95
62 m; 0-10 cm	0,29 \pm 1,14	2,93 \pm 0,55	<L.D.	<L.D.	16,67 \pm 2,89	19,88	163
62 m; 10-20 cm	<L.D.	3,78 \pm 1,83	7,87 \pm 2,88	<L.D.	15,00 \pm 2,41	26,65	58

*L.D. límite de detección

¹1: fracción intercambiable; 2: fracción asociada a carbonatos; 3: fracción de Fe y Mn; 4: fracción asociada a la materia orgánica; 5: fracción residual