



UNIVERSIDAD DE CHILE-FACULTAD DE CIENCIAS-ESCUELA DE PREGRADO

ESTUDIO DE LA CONTAMINACIÓN POR PLOMO EN SUELOS DE UNA PLANTA DE RECICLAJE DE BATERÍAS CERRADA EN FREIRE, IX REGIÓN

Seminario de Título entregado a la Universidad de Chile en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al título de

Químico Ambiental

MARIO ALBERTO ROMERO PAVEZ

Directora del Seminario Dra. Isel Cortés Nodarse

Junio 2017
Santiago – Chile



INFORME DE APROBACIÓN DE SEMINARIO DE TÍTULO

Se informa a la Escuela de Pregrado de la Facultad de Ciencias, de la Universidad de Chile que el Seminario de Título, presentado por el candidato:

MARIO ALBERTO ROMERO PAVEZ

“ESTUDIO DE LA CONTAMINACIÓN POR PLOMO EN SUELOS DE UNA PLANTA DE RECICLAJE DE BATERÍAS CERRADA EN FREIRE, IX REGIÓN”

Ha sido aprobado por la Comisión de Evaluación, en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al título de Químico Ambiental.

Isel Cortés Nodarse
Directora del Seminario de Título

Comisión Revisora y Evaluadora

Sylvia Copaja Castillo
Presidente de Comisión

Inés Ahumada Torres
Evaluador

Santiago de Chile, Junio 2017

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar deseo dar las gracias a la Dra. Isel Cortés por brindarme la oportunidad de realizar mi Seminario de Título en el Centro Nacional del Medio Ambiente. Aprecio mucho lo aprendido en aquel lugar y siempre recordaré a las personas que me ayudaron durante mis actividades por su excelente disposición.

En segundo lugar, quiero dar las gracias a mis padres por su gran apoyo a través de todos estos años y a mi abuela, quién siempre se ha preocupado de que tenga una buena educación.

También deseo agradecer a Mercedes Pinochet por la paciencia eterna que ha tenido durante estos meses y por su amor incondicional.

Finalmente, quiero agradecer a mis amigos de siempre por estar allí desde hace años y por hacer esta travesía más amena.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

| | | |
|------------|---|----|
| I. | INTRODUCCIÓN | 1 |
| 1.1 | Antecedentes generales | 1 |
| 1.1.1 | Contaminación antropogénica con plomo | 1 |
| 1.1.2 | Presencia y movilidad del plomo en suelos..... | 2 |
| 1.1.3 | Efectos del plomo en la salud | 2 |
| 1.2 | Antecedentes específicos | 3 |
| 1.2.1 | Contaminación con plomo en suelos de plantas de reciclaje de baterías..... | 3 |
| 1.2.2 | Planta industrial de recuperación de materiales de baterías en desuso. Contaminación ambiental por plomo en comuna de Freire | 4 |
| 1.2.3 | Características generales de la IX Región | 10 |
| 1.2.4 | Características generales de la comuna de Freire | 12 |
| 1.3 | Métodos para evaluar el riesgo para la población y la capacidad del contaminante para alcanzar cuerpos de agua | 14 |
| 1.3.1 | Evaluación del riesgo para la población..... | 15 |
| 1.3.2 | Evaluación de la capacidad del contaminante para alcanzar cuerpos de agua | 15 |
| 1.4 | Medidas de mitigación | 16 |
| 1.5 | Objetivos generales | 18 |
| 1.6 | Objetivos específicos | 18 |
| II. | MATERIALES Y MÉTODOS | 19 |
| 2.1 | Área de estudio y sitios de recolección | 19 |
| 2.2 | Materiales y equipo | 21 |
| 2.3 | Preparación del material | 23 |
| 2.4 | Caracterización físico-química de los suelos | 23 |
| 2.4.1 | Recolección de muestras de suelo | 23 |
| 2.4.2 | Preparación de muestras de suelo..... | 24 |
| 2.4.3 | Determinación de pH | 24 |
| 2.4.4 | Determinación de humedad | 24 |
| 2.4.5 | Determinación de materia orgánica | 25 |
| 2.5 | Determinación de la concentración de plomo en suelos | 25 |

| | |
|---|-----------|
| 2.5.1 Pre-digestión de material de vidrio | 25 |
| 2.5.2 Digestión de muestras de suelo..... | 25 |
| 2.5.3 Filtración y dilución de muestras..... | 26 |
| 2.5.4 Análisis de plomo en equipo de espectrometría de plasma acoplado inductivamente con detector óptico (ICP-OES)..... | 26 |
| 2.6 Evaluación del riesgo para la población..... | 27 |
| 2.7 Evaluación de la capacidad del metal para alcanzar cuerpos de agua | 31 |
| 2.8 Análisis estadístico | 32 |
| III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN..... | 34 |
| 3.1 Caracterización físico-química de las muestras de suelo | 34 |
| 3.1.1 Determinación de pH..... | 34 |
| 3.1.2 Determinación de humedad..... | 36 |
| 3.1.3 Determinación de materia orgánica | 38 |
| 3.2 Evaluación del riesgo para la población..... | 40 |
| 3.2.1 Primera fase de la Guía Metodológica para la Gestión de SPPC..... | 40 |
| 3.2.2 Segunda fase de la Guía Metodológica para la Gestión de SPPC..... | 42 |
| 3.2.3 Tercera fase de la Guía Metodológica para la Gestión de SPPC..... | 45 |
| 3.3 Evaluación de la capacidad del metal para alcanzar cuerpos de agua | 50 |
| 3.4 Plan de Acción y medidas de mitigación | 53 |
| 3.4.1 Medidas de control a corto plazo | 53 |
| 3.4.2 Medidas de control a mediano y largo plazo | 54 |
| 3.4.3 Tecnologías de remediación | 55 |
| IV. CONCLUSIONES..... | 60 |
| V. BIBLIOGRAFÍA..... | 62 |
| VI. ANEXOS | 66 |
| 6.1 Caracterización físico-química de los suelos | 66 |
| 6.2 Evaluación del riesgo para la población..... | 70 |
| 6.3 Determinación de plomo por ICP-OES en muestras del sitio y de niveles basales | 72 |
| 6.4 Determinación de plomo por ICP-OES en lixiviados TCLP | 74 |

ÍNDICE DE TABLAS

| | |
|--|----|
| Tabla 1. Coordenadas de puntos de muestreo de suelos..... | 19 |
| Tabla 2. Cálculo del Puntaje de Priorización | 27 |
| Tabla 3. Normativas internacionales para la concentración de plomo en el suelo | 29 |
| Tabla 4. Determinación de pH-H ₂ O por método potenciométrico para muestras | 34 |
| Tabla 5. Determinación de humedad por pérdida de peso por evaporación para muestras | 36 |
| Tabla 6. Determinación de materia orgánica por pérdida de peso por calcinación para muestras | 38 |
| Tabla 7. Cálculo del puntaje para la priorización del sitio bajo estudio | 41 |
| Tabla 8. Determinación de plomo por espectrometría de plasma acoplado inductivamente con detector óptico (ICP-OES) para muestras..... | 43 |
| Tabla 9. Concentración Máxima Permisible de plomo en lixiviados TCLP | 51 |
| Tabla 10. Determinación de plomo por ICP-OES en lixiviados TCLP para muestras... | 51 |
| Tabla 11. Determinación de pH-H ₂ O por método potenciométrico para muestras del sitio | 66 |
| Tabla 12. Determinación de pH-H ₂ O por método potenciométrico para muestras de niveles basales | 66 |
| Tabla 13. Determinación de humedad por pérdida de peso por evaporación para muestras del sitio..... | 67 |
| Tabla 14. Determinación de humedad por pérdida de peso por evaporación para muestras de niveles basales..... | 68 |
| Tabla 15. Determinación de materia orgánica por pérdida de peso por calcinación para muestras del sitio..... | 69 |
| Tabla 16. Determinación de materia orgánica por pérdida de peso por calcinación para muestras de niveles basales..... | 70 |
| Tabla 17. Curva de calibración para plomo | 72 |
| Tabla 18. Elementos de control de calidad de análisis | 72 |
| Tabla 19. Determinación de plomo por ICP-OES en muestras del sitio | 73 |
| Tabla 20. Determinación de plomo por ICP-OES en muestras de niveles basales | 74 |
| Tabla 21. Elementos de control de calidad de análisis | 74 |
| Tabla 22. Determinación de plomo por ICP-OES en lixiviados TCLP para muestras del sitio | 75 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1. Imagen satelital de la ciudad de Freire..... | 6 |
| Figura 2. Imagen satelital del terreno donde operaba la planta industrial y sus alrededores..... | 7 |
| Figura 3. Fotografía tomada durante salida a terreno | 8 |
| Figura 4. Mapa de la IX Región de La Araucanía..... | 11 |
| Figura 5. Mapa de la ubicación de Freire | 13 |
| Figura 6. Criterios para la clasificación de tecnologías de remediación de SPC..... | 17 |
| Figura 7. Imagen satelital indicando los puntos de muestreo correspondientes a la planta industrial y sus alrededores..... | 20 |
| Figura 8. Imagen satelital indicando los puntos de muestreo correspondientes al sitio de la planta industrial en detalle..... | 20 |
| Figura 9. Diagrama de distribución de especies plomo/hidróxido..... | 35 |
| Figura 10. Modelo conceptual que muestra el escenario de potencial contaminación..... | 42 |
| Figura 11. Curva de distribución generada por el software IEUBK para una concentración de 77.447 [mg/Kg] de plomo en suelo | 48 |
| Figura 12. Curva de distribución generada por el software IEUBK para una concentración de 400 [mg/Kg] de plomo en suelo | 49 |
| Figura 13. Curva de distribución generada por el software IEUBK para una concentración de 59,61 [mg/Kg] de plomo en suelo | 50 |

RESUMEN

Freire es una comuna de la Provincia de Cautín, IX Región de Chile. Hace unos 30 años operaba en dicha comuna una planta industrial de recuperación de materiales de baterías en desuso, proceso que está asociado a la generación de residuos con plomo. En el año 1996 se dispuso el cierre de la planta, sin embargo, tal acción no se realizó bajo los criterios ambientales actuales. Por esta razón, se sospecha que los suelos de la planta puedan contener altos niveles de plomo, generando un riesgo potencial para la salud de la población y el medio ambiente.

Se realizó una campaña de muestreo que consistió en la recolección de 18 muestras simples de suelo a una profundidad de 0-20 cm. el 4 de Octubre de 2016. Se determinó 9 puntos de muestreo dentro del sitio de la planta y otros 8 en los alrededores del mismo correspondientes a los niveles basales o naturales.

Los análisis fueron realizados en el Laboratorio de Química Ambiental del Centro Nacional del Medio Ambiente (CENMA). Se determinaron las características físico-químicas de las muestras de suelo: pH (método potenciométrico), humedad (pérdida de peso por evaporación) y materia orgánica (pérdida de peso por calcinación), y las concentraciones de plomo mediante espectrometría de plasma acoplado inductivamente con detector óptico (ICP-OES).

No se encontró asociaciones estadísticamente significativas entre las variables pH, humedad y materia orgánica en relación con las concentraciones de plomo. Las concentraciones de plomo en el sitio superaban ampliamente los niveles basales y la normativa de referencia elegida (400 [mg/Kg] EPA). Para evaluar si estas concentraciones suponían un riesgo para la población se utilizó el software IEUBK, el cual permite estimar los niveles de plomo sanguíneo en niños expuestos a plomo medio ambiental. Las concentraciones fueron lo suficientemente altas como para sobrepasar el valor máximo de 30 [$\mu\text{g}/\text{dL}$] de plomo en la sangre para el cual el modelo fue calibrado y validado empíricamente.

Para determinar si el plomo tenía la capacidad de alcanzar cuerpos de agua adyacentes al sitio, se llevaron a cabo test de lixiviación (TCLP: método 1311 EPA). Las muestras de suelo se colocaron en contacto con una solución de ácido a pH 4,93 por 18 horas a 23°C, posteriormente, fueron filtradas y se midió la concentración de

plomo en los filtrados. Las concentraciones de plomo lixiviado por 4 de las 9 muestras fueron superiores a la Concentración Máxima Permisible (5 [mg/L] de acuerdo al DS 148), por lo que se les clasifica como residuos peligrosos y no deben permanecer en el sitio bajo las condiciones actuales.

Considerando el riesgo potencial al que está expuesta la población, se proponen medidas tanto a corto como largo plazo. Las primeras, incluyen informar a las autoridades y comunidades, cercar el sitio e instalar letreros de advertencia; mientras que en el caso de las segundas, se plantean 4 alternativas de mitigación con sus respectivas ventajas y desventajas: solidificación/estabilización, lavado de suelo/lixiviación ácida, excavación del suelo y disposición fuera del sitio, y cobertura de suelo.

ABSTRACT

Freire is a commune located at the Province of Cautín, IX Region of Chile. About 30 years ago, an industrial plant that recovered disused battery materials operated in this commune, process which is associated with the generation of lead waste. In 1996, the plant was stipulated to be closed, however, such action was not carried out under the current environmental criteria. For this reason, it is suspected that the soils of the industrial plant may contain high levels of lead, generating a potential risk to the health of the population and the environment.

A sampling campaign was carried out on October 4, 2016, and it consisted in the collection of 18 simple soil samples at a depth of 0-20 cm. 9 sampling points were selected in the industrial plant site and 8 in the surrounding area, corresponding to the background/natural levels.

The analyzes were carried out in the Environmental Chemistry Laboratory of the Environment National Center (CENMA). The physico-chemical characteristics of the soil samples were determined: pH (potentiometric method), moisture (loss of weight by evaporation) and organic matter (loss of weight by calcination). Lead concentrations were determined by inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES).

No statistically significant associations were found between pH, moisture and organic matter in relation to lead concentrations. Lead concentrations at the site far exceeded background levels and the chosen reference standard (400 [mg/kg] EPA). IEUBK software was used to evaluate whether these concentrations pose a risk to the population, allowing the estimation of blood lead levels in children exposed to environmental lead. Concentrations were high enough to exceed the maximum value of 30 [$\mu\text{g}/\text{dL}$] of lead in blood for which the model was calibrated and empirically validated.

To determine if lead had the capability to reach water bodies adjacent to the industrial plant site, leaching tests (TCLP: method 1311 EPA) were conducted. Soil samples were placed in contact with an acid solution of pH 4.93 for 18 hours at 23°C, after which they were filtered and the concentration of lead in the filtrates was measured. Lead concentrations leached by 4 of the 9 samples were higher than the Maximum Permissible Concentration (5 [mg/L] according to DS 148), therefore, they

were classified as hazardous waste and should not remain in the site under current conditions.

Considering the potential risk to which the population is exposed, both short and long term measures are proposed. Short-term measures include informing authorities and communities, fencing the site and installing warning signs. As regards long-term measures, 4 mitigation alternatives are proposed with their respective advantages and disadvantages: solidification/stabilization, soil washing/acid leaching, soil excavation and off-site disposal, and soil-capping.

I. INTRODUCCIÓN

1.1 Antecedentes generales

1.1.1 Contaminación antropogénica con plomo

El plomo es un metal pesado tóxico, no degradable y bioacumulable. Su símbolo químico en la tabla periódica es Pb y su número atómico es 82. Tiene una densidad de $11,4 \text{ g/cm}^3$ y una masa atómica de $207,2 \text{ g/mol}$. Se empaña en aire húmedo, pero es estable frente a oxígeno y agua. Se disuelve en ácido nítrico y acético. Presenta dos estados de oxidación: +2 y +4. Se encuentra en el medio ambiente de forma natural en minerales como la galena (PbS), la cerusita (PbCO₃) y la anglesita (PbSO₄), pero también ha sido aportado por el hombre a lo largo de la historia.

El plomo se ha descargado al ambiente producto de actividades humanas más que cualquier otro metal. En los sedimentos de los lagos representa un registro de la contaminación del medio ambiente global a lo largo de los años. En las capas correspondientes a tiempos previos a la minería y el uso del plomo, sólo existen trazas del metal que provenían del polvo atmosférico, alcanzando $0,5 \text{ ng/Kg}$. Sin embargo, durante la era romana el nivel aumentó a 2 ng/Kg , estimándose que los romanos fundieron alrededor de 80.000 toneladas anuales de plomo. Con la caída del imperio luego del 400 DC, el nivel bajó a rangos prehistóricos. En 1921, Thomas Midgley descubrió que añadiendo tetraetilo de plomo a la gasolina aumentaba su desempeño y por los 1960s todos los autos lo utilizaban. El plomo en las nieves del ártico reflejó esto alcanzando un máximo de 300 ng/L para los fines de los 1970s, aunque los niveles han disminuido desde ese entonces.

En el último siglo muchos usos del plomo han disminuido o sido prohibidos, sin embargo, el plomo aún está en demanda. La mayor parte (80%) se utiliza en las baterías de plomo-ácido, principalmente para vehículos. Otros usos son: pigmentos, planchas, municiones, aleaciones, revestimiento de cables, pesos para levantar, cinturones de peso para buceo y ropa para protegerse de la radiación.

En cuanto a los compartimentos medio ambientales, el plomo se encuentra en la corteza terrestre en 14 mg/Kg, mientras que en los suelos aproximadamente en 23 mg/Kg, con un rango entre 2-190 mg/Kg. En el agua de mar y la atmósfera se encuentra en 2 ng/L y trazas, respectivamente (Emsley, J., 2011).

1.1.2 Presencia y movilidad del plomo en suelos

La concentración de metales pesados en el suelo depende básicamente de la forma en que estos elementos se muevan dentro del sistema natural. Los mecanismos de movilidad, transporte y distribución están íntimamente ligados con la forma química y con las interacciones fisicoquímicas que estos metales sostengan con las demás especies del medio. Estos mecanismos básicamente son: procesos de dilución, adsorción, precipitación, oclusión, migración, acomplejamiento, difusión en los minerales, unión con constituyentes orgánicos, absorción por la microbiota y volatilización, entre otros (Paradelo, R. y col., 2011).

La movilidad de metales pesados como el Pb en el suelo depende de varios factores: pH, textura, mineralogía de arcillas, materia orgánica, capacidad de cambio, condiciones redox, carbonatos, óxidos e hidróxidos de hierro y manganeso, y salinidad. En el caso del pH por ejemplo, la mayoría de metales tienden a estar más disponibles a pH ácido porque son menos fuertemente adsorbidos. Por otro lado, la materia orgánica reacciona con los metales formando complejos de cambio o quelatos. La adsorción puede ser tan fuerte que queden estabilizados (como el cobre) o formen quelatos también muy estables con el plomo y cinc (Galán, E. y Romero, A., 2008).

En Chile, el Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA 1990) realizó un estudio sobre el contenido de metales pesados en los suelos cultivados del país, entre la III y XI región. Para el caso de la IX región se llevaron a cabo 67 observaciones, arrojando como resultado un promedio de 23 mg Pb/kg suelo seco, con un mínimo de 5 y un máximo de 88.

1.1.3 Efectos del plomo en la salud

De acuerdo a la Organización Mundial de la Salud (OMS 2015), el plomo es un metal tóxico que se va acumulando en el organismo afectando a diversos sistemas (nervioso, hematológico, gastrointestinal, cardiovascular y renal), con efectos

especialmente dañinos en los niños de corta edad, ya que un nivel relativamente bajo de exposición puede causar daños neurológicos graves, y en algunos casos, irreversibles. El plomo se distribuye por el organismo hasta alcanzar el cerebro, el hígado, los riñones y los huesos, depositándose en dientes y huesos, donde se va acumulando con el paso del tiempo. Para evaluar el grado de exposición humana, se suele medir la concentración de plomo en sangre.

La Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR 2016) sostiene que el cuerpo no transforma el plomo a ninguna otra forma. Una vez en el cuerpo, el plomo que no se almacena en los huesos abandona el cuerpo en la orina o las heces. Aproximadamente 99% de la cantidad de plomo que entra al cuerpo de un adulto se eliminará en la orina y las heces dentro de dos semanas. Sin embargo, solamente 32% del plomo que entra al cuerpo de un niño abandonará el cuerpo en el mismo período. Si la exposición es continua, no todo el plomo que entra al cuerpo será eliminado, lo que puede causar acumulación de plomo en los tejidos, especialmente en los huesos.

No existe un nivel de exposición al plomo que pueda considerarse seguro, sin embargo, la intoxicación por plomo es totalmente prevenible. Las fuentes y vías de exposición al contaminante son principalmente: la inhalación de partículas de plomo generadas por la combustión de materiales que contienen al metal y la ingestión de polvos, agua o alimentos contaminados. También es posible la exposición al plomo mediante el uso de determinados productos cosméticos y medicamentos tradicionales (OMS 2015).

1.2 Antecedentes específicos

1.2.1 Contaminación con plomo en suelos de plantas de reciclaje de baterías

Las actividades llevadas a cabo en las plantas de reciclaje de baterías suelen ser responsables de la presencia de elevados niveles de plomo en los suelos y en la vegetación de sus alrededores, ya sea por la inadecuada gestión de los vertidos ácidos generados o por la depositación de partículas de plomo procedentes de los acopios de

residuos y escorias así como de las emisiones de las chimeneas de las fundiciones (Nedwed, T. y Clifford, D. A., 1998).

En un estudio llevado a cabo por la Universidad Autónoma de Madrid (Cala, V. y Kunimine, Y., 2003) en donde se investigó la distribución de plomo en suelos contaminados en el entorno de una planta de reciclaje de baterías ácidas, se encontró que las concentraciones totales del metal pesado disminuían con la distancia a la planta (5.906 a 171 mg Pb/kg suelo) en muestras tomadas de 40 a 400 m respecto a la misma. Por otra parte, se encontró que el vertido de efluentes ácidos de la planta de reciclaje disminuyó drásticamente el pH de los suelos afectados (de aprox. 7,0 a 3,14) y elevó los contenidos de Pb en la fracción soluble o intercambiable llegando a alcanzar el 37% del contenido total del metal pesado en el suelo.

1.2.2 Planta industrial de recuperación de materiales de baterías en desuso. Contaminación ambiental por plomo en comuna de Freire

En el año 1986 se publicó un estudio en la Revista Médica del Sur (Quijada, I. y col., 1986) en el cual se analizó los niveles de plomo en la sangre de 4 grupos poblacionales de la comuna de Freire para determinar si existía algún riesgo para su salud producto del funcionamiento de la planta. El muestreo evaluó la sangre de 77 habitantes de la comuna mayores de 15 años, dividiendo los grupos en: rural absoluto, urbano de Freire, adyacente a la planta y trabajadores de la planta.

Se concluyó que existía un problema de contaminación por plomo en la comuna de Freire, siendo los grupos afectados aquellos constituidos por los trabajadores y los habitantes del sector adyacente a la planta. El estudio planteaba que la contaminación se generaba por deficiencias en las medidas de higiene ambiental tales como: inadecuada ventilación, ausencia de métodos apropiados para limpieza de paredes y pisos, falta de uso de equipos de protección personal y de filtros en las chimeneas de fundición.

El plomo provenía de las malas prácticas e implementación de la planta durante los procesos de recuperación de los materiales que conformaban las baterías. Small y col. (1995) afirman que en las plantas de reciclaje de baterías ácidas se realizan las siguientes operaciones: ruptura de la batería, drenaje del ácido, separación del metal y

en algunos casos fundición del plomo recuperado. De acuerdo a la Guía Técnica Sobre Manejo de Baterías de Plomo Ácido Usadas (2009), la composición en peso de una batería de plomo ácido corresponde a: 65-75% plomo (plomo, dióxido de plomo, sulfato de plomo), 15-25% electrolito (ácido sulfúrico), 5% separadores de plástico y 5% caja de plástico.

En el año 1995 la Corte de Apelaciones de Temuco acogió un recurso de protección, por acto ilegal y arbitrario, en contra de la planta industrial ubicada en las proximidades de la ciudad de Freire. El acto era considerado ilegal ya que vulneraba el derecho a vivir en un medio ambiente libre de contaminación (Art. 19 N° 8 de la Constitución) y era arbitrario, ya que correspondía a un proceder caprichoso, contrario a la justicia, o a las leyes, inicuo, antojadizo, o infundado, despótico.

El funcionamiento de dicha planta provocaba la contaminación del sector mediante la emisión de partículas y gases con plomo, implicando un riesgo tanto para la salud de los trabajadores del establecimiento como para la población aledaña. Por ende, se dispuso el cese de funcionamiento de la planta para el año 1996 (Revista de Derecho y Jurisprudencia y Gaceta de los Tribunales 1995).

La figura 1 muestra en su centro a la ciudad de Freire con menos de 2 km de longitud. En el límite oriente de la ciudad se extiende de norte a sur la carretera Panamericana, la cual atraviesa el río Toltén para llegar a la ciudad de Pitrufquén. Aparte del sector urbano de Freire, es posible apreciar que la zona es mayormente utilizada para el cultivo, donde algunas de las franjas verdes continuas corresponden a vegetación junto a canales de agua. El punto rojo ubicado en los límites de la ciudad de Freire y al costado de la carretera Panamericana, indica el sitio donde anteriormente se emplazaba la planta industrial de recuperación de baterías. Sus coordenadas corresponden a 5685465 Norte y 706130 Este (Datum WGS 84).



Figura 1. Imagen satelital de la ciudad de Freire. El punto rojo indica donde anteriormente se ubicaba la planta industrial de recuperación de baterías. (Fuente: IGM)

En la figura 2, es posible observar que el sitio se encuentra muy cercano a zonas residenciales, separadas solamente por la carretera Panamericana y una calle lateral de pavimento (Freire-Gualpín-Queule). Por otra parte, tanto al norte como al este del sitio existen industrias que procesan alimento, mientras que en la esquina inferior derecha de la imagen se ubica un campo de cultivo. Si bien no se aprecian en la imagen, también existen pequeños canales de agua cercanos al sitio.



Figura 2. Imagen satelital del terreno donde operaba la planta industrial y sus alrededores. El punto rojo indica su ubicación exacta. (Fuente: IGM)

El sitio en cuestión corresponde a una propiedad privada no protegida que tiene una superficie de aproximadamente 3,4 hectáreas. Fue visitado el 30 de Junio y el 4 de Julio de 2016 para confeccionar su ficha de inspección. De acuerdo a esta última, el sitio se encuentra inactivo y abandonado hace más de 15 años y cuando la planta fue cerrada, los restos de baterías fueron enterrados en ese lugar. Por otra parte, existen aguas subterráneas que se extraen mediante un pozo a 500 metros del sitio con el fin de ser empleadas como agua potable y de riego. También existen aguas superficiales con usos industriales y de regadío: un canal y el río Toltén, a 150 y 2.000 metros del sitio respectivamente.

Existen registros de denuncias e inspecciones previas. En la Oficina de Acción Sanitaria (OAS) de Pitrufrquén indican que esta planta fue cerrada por una resolución de salud ocupacional, sin embargo, este documento no fue encontrado en los registros de la OAS. En relación a lo informado por el médico veterinario Gastón Venegas, jefe

de acción sanitaria en los años de funcionamiento de la planta, se realizaron estudios médicos a las familias que vivían en el sector y estas resultaron con un grado de contaminación por plomo atribuible al funcionamiento de esta industria, siendo los afectados familias y trabajadores aledaños al lugar.

El 4 de Octubre de 2016 se realizó una salida a terreno con el fin de recolectar las muestras de suelo del lugar. Esta visita permitió complementar la información previamente recopilada con nuevos antecedentes y fotos. En el sitio sólo es posible encontrar restos de las edificaciones de la planta industrial y unas cuantas zonas del terreno cubiertas por tierra y piedras, ya que todo el resto estaba cubierto por pasto, arbustos y unos cuantos árboles. El sitio en general es plano, salvo algunos montículos o apilamientos de materiales conformados por una mezcla de tierra, piedras, vegetación, escombros, basura y restos de baterías (figura 3).



Figura 3. Fotografía tomada durante salida a terreno. Se observa un acopio de tierra, pasto y restos de baterías.

El cese de funcionamiento de la planta industrial (1996) fue anterior a la publicación del Reglamento de Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (RSEIA) en 1997, por lo que ésta no fue sometida a una evaluación ambiental que incluyera una fase de cierre pertinente. Además, el funcionamiento de la planta comenzó en un contexto temporal en el cual no existía como marco legal la Ley 19.300 Sobre Bases Generales del Medio Ambiente. Dicha ley fue publicada en 1994, siendo la primera ley chilena netamente ambiental, ya que el resto de normativas se relacionaban de forma indirecta con el tema. Tampoco se había publicado el DS 148 del MINSAL Reglamento Sanitario Sobre Manejo de Residuos Peligrosos, del año 2004. Por ende, el aspecto ambiental relativo al funcionamiento de la planta era prácticamente inexistente.

Actualmente, en la letra c.7 del Art. 18 del DS 40/13 RSEIA, se especifica que los proyectos susceptibles de generar impactos ambientales significativos (como por ejemplo: riesgo a la salud humana) deben incluir en sus planificaciones la descripción de la fase de cierre si la hubiere, indicando las partes, obras y acciones asociadas a la misma. Por otra parte, el DS 148 establece las condiciones sanitarias y de seguridad mínimas a las que deberá someterse la generación, tenencia, almacenamiento, transporte, tratamiento, reuso, reciclaje, disposición final y otras formas de eliminación de los residuos peligrosos, como lo son los correspondientes a las baterías de plomo ácido.

Por último, cabe mencionar que en nuestro país a diferencia de las matrices agua y aire, el suelo carece de normativas ambientales que regulen las concentraciones de contaminantes en el mismo. Sin embargo, de acuerdo al Art. 70, letra g, de la Ley 20.417 promulgada en el año 2010 y que modifica a la Ley 19.300, se indica que corresponderá especialmente al Ministerio del Medio Ambiente (MMA): proponer políticas y formular normas, planes y programas en materia de residuos y suelos contaminados, así como la evaluación del riesgo de productos químicos, organismos genéticamente modificados y otras sustancias que puedan afectar el medio ambiente, sin perjuicio de las atribuciones de otros organismos públicos en materia sanitaria.

Considerando lo planteado anteriormente, se hace relevante evaluar la situación de Freire en términos de los niveles de plomo que existen en los suelos de la planta de recuperación de baterías, ya que no es posible demostrar que dicho cierre se

haya efectuado de manera segura para el medio ambiente. El plomo es un metal de toxicidad conocida y que podría causar daños a la salud de la población aledaña o entrar en contacto con cuerpos de agua cercanos como por ejemplo, el río Toltén, esteros, canales de agua o napas subterráneas, extendiendo el problema a otros lugares.

En la zona investigada es posible encontrar sectores residenciales, industrias de alimentos, actividad agrícola y pecuaria, por lo que esta investigación adquiere mayor relevancia. Si bien han transcurrido varios años desde el cierre de la planta, cabe mencionar que el plomo no es una sustancia que se degrade; por otra parte, aunque las lluvias son recurrentes en la región y podrían generar posibles escurrimientos o la lixiviación del contaminante, también es abundante la materia orgánica en los suelos, por lo que el metal pesado podría encontrarse aún adsorbido en ésta.

1.2.3 Características generales de la IX Región

La Región de La Araucanía limita al norte con la Región del Biobío, al sur con la Región de Los Ríos, al oeste con el océano pacífico y al este con Argentina. La IX Región se encuentra dividida en dos provincias: Malleco, al norte y Cautín, al sur. Su capital regional es la ciudad de Temuco (figura 4).

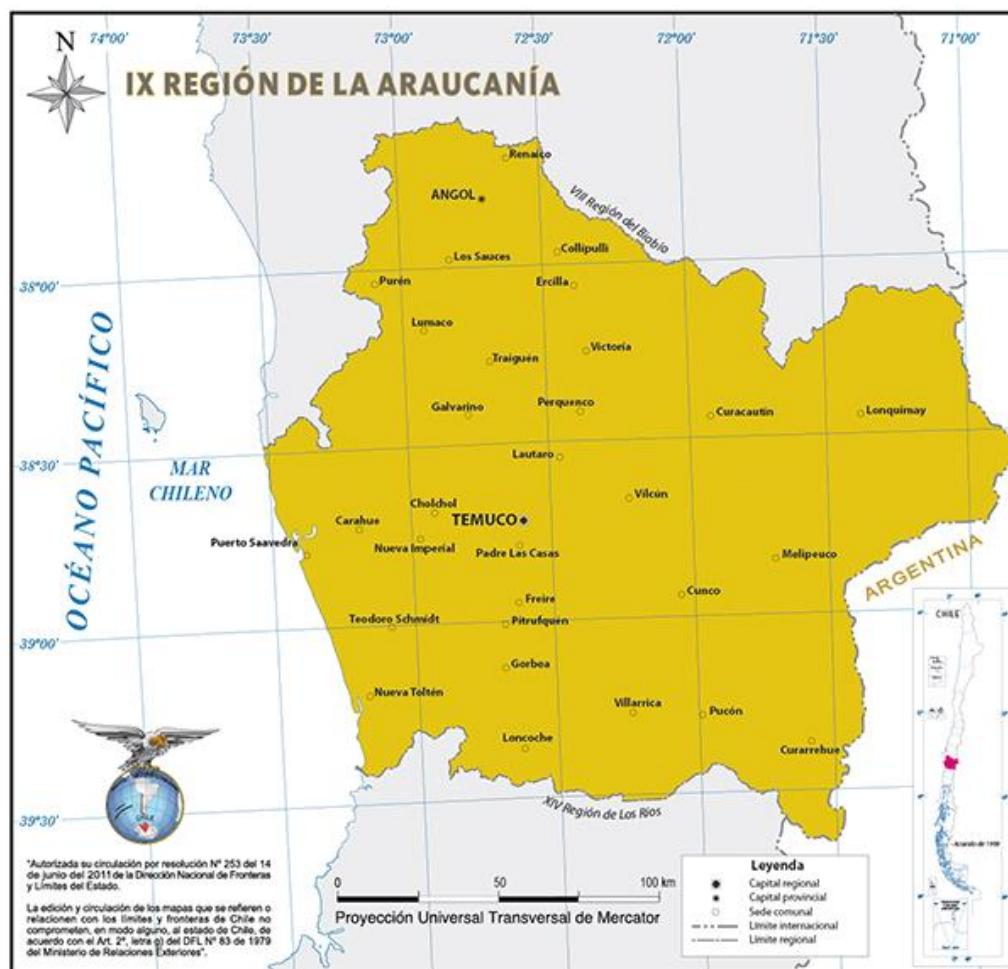


Figura 4. Mapa de la IX Región de La Araucanía. (Fuente: IGM)

De acuerdo a la Biblioteca del Congreso Nacional (BCN), la Región de La Araucanía se caracteriza por un clima templado oceánico lluvioso que se localiza de preferencia en la Cordillera de la Costa, y en la precordillera andina, presentando características de mayor continentalidad debido a su relativo alejamiento del mar. Esto provoca un mayor contraste en las temperaturas encontrándose mínimas de 2°C y máximas de 23°C en los meses más calurosos.

Las precipitaciones varían entre 1.500 y 2.500 mm anuales produciéndose periodos secos de uno a dos meses. La vegetación que presenta esta región está condicionada por las precipitaciones; es de tipo boscosa densa y abundante. La

Región de La Araucanía se caracteriza por la presencia de dos hoyas hidrográficas, la del río Imperial y la del río Toltén.

1.2.4 Características generales de la comuna de Freire

La comuna de Freire pertenece a la Provincia de Cautín y se encuentra entre las coordenadas 38°51' y 39°08' de Latitud Sur y a los 72°15' y 72°50' de Longitud Oeste aproximadamente, ubicándose a 27 km de la ciudad de Temuco (MMA 2013). Freire tiene una extensión de 935 km² y se proyectaba que para el año 2015 su población sería de aproximadamente 24.746 personas.

De acuerdo a la BCN, la mayor cantidad de trabajadores se ha desempeñado en el área de agricultura, ganadería, caza y silvicultura, abarcando un 65,5% del total para el año 2013. Otros aspectos a considerar son que para ese mismo año un 34,7% de personas de la comuna se encontraban en situación de pobreza por ingresos, y que sólo existían 10 establecimientos de salud: 2 consultorios generales urbanos y 8 postas de salud rural.

En la figura 5, es posible observar que la ciudad de Freire no se encuentra cerca de otras ciudades, salvo la de Pitrufrquén, emplazada justo al sur del río Toltén. La zona presenta varios cursos de agua aparte del río, de los cuales los más cercanos a la ciudad de Freire son Estero Pelales al norte y Estero Los Quilales al oeste. También es posible apreciar que no existen elevaciones marcadas como cerros en las cercanías de la ciudad de Freire.

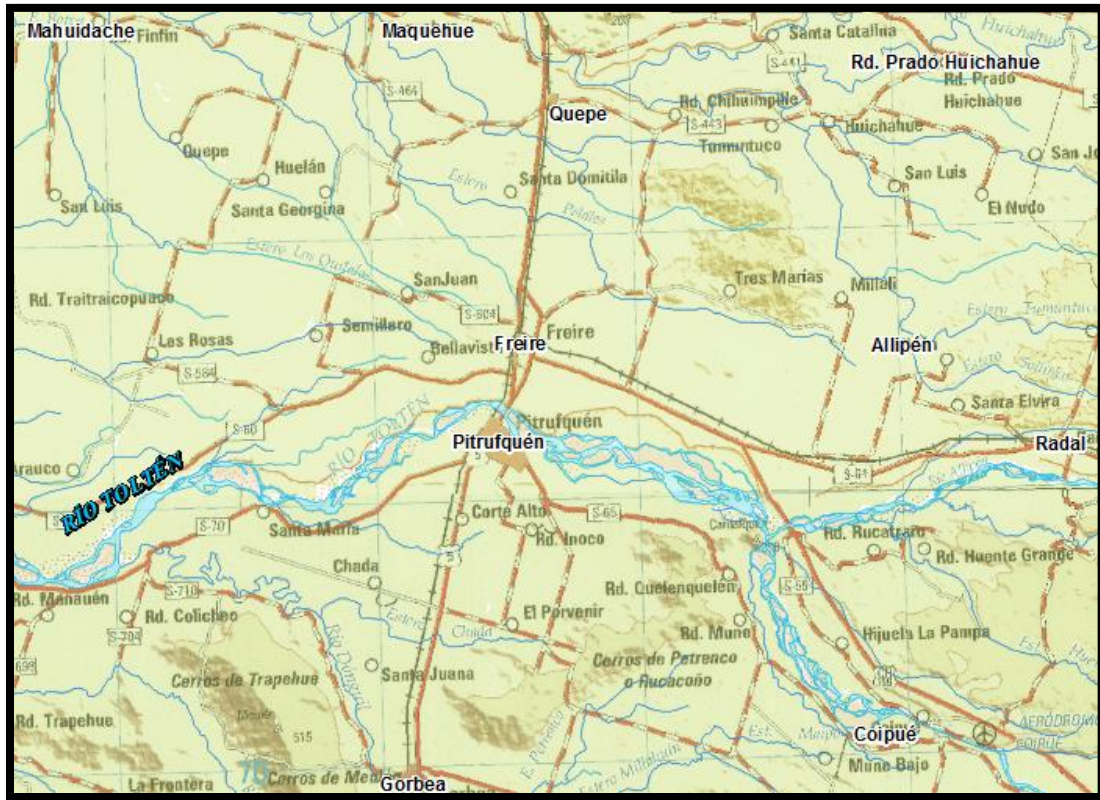


Figura 5. Mapa de la ubicación de Freire. (Fuente: IGM)

Respecto a los suelos del sector, el Instituto de Investigación de Recursos Naturales (1964) describe en su estudio a la serie Freire. Geomorfología y Topografía: suelo de posición baja, plano a ligeramente ondulado, ocupando terrazas fluviales o terrazas remanentes. Material de Origen: limo sobre grava, con matriz o sin matriz arenosa de composición mixta. Pluviometría: del área: 1.500 a 2.500 mm. Local: 2.000 mm. Formación Vegetal o Vegetación Natural: roble, radial, canelo, coigüe, ciruelillo. Drenaje: externo e interno, medio. Erosión: libre. Observaciones: suelo constituido por limo, depositado sobre grava o toba de composición mixta. La descripción del perfil del suelo de 0-12 cm es la siguiente: pardo muy oscuro en húmedo, 10 YR 2/2; pardo grisáceo muy oscuro en seco, 10 YR 3/2; textura franco limosa; con macroestructura informe, que se rompe en granular fina, débil; sin plasticidad ni adhesividad, suelto; raíces finas abundantes; poros finos abundantes; moderada digestión al agua oxigenada; pH 5,6; límite inferior abrupto lineal.

1.3 Métodos para evaluar el riesgo para la población y la capacidad del contaminante para alcanzar cuerpos de agua

Este trabajo consiste en la aplicación de la Guía Metodológica para la Gestión de Suelos con Potencial Presencia de Contaminantes del MMA y Fundación Chile (2012). Tal como se menciona en su prólogo, se trata de una guía simplificada que busca exponer de manera práctica los principales procedimientos involucrados en la gestión de Suelos con Presencia de Contaminantes (SPC), los que fueron ideados con un enfoque basado en los riesgos, principalmente, los asociados a la salud de las personas. Esto implica que los procedimientos para la identificación, evaluación y control de Suelos con Potencial Presencia de Contaminantes (SPPC) que se presentan en la Guía, están orientados a la determinación de la presencia de fuentes de contaminación, vías de exposición y población humana eventualmente expuesta a los contaminantes. En palabras simples, a corroborar la existencia de los tres eslabones básicos necesarios para que se manifieste un riesgo en los suelos en estudio: fuente, ruta y receptor.

La Guía tiene por objetivo definir los procedimientos para estandarizar la investigación de SPPC en el país, para lo cual se describen las etapas requeridas. La metodología está compuesta por tres niveles o fases.

En el primer nivel se realiza la identificación, priorización y jerarquización sistemática de los SPPC a escala regional, de manera de determinar hacia dónde concentrar los esfuerzos de investigación.

En el segundo nivel, a escala sitio-específica, se aborda el estudio del sitio propiamente tal en forma más detallada para efectuar una evaluación preliminar sitio-específica del riesgo.

Finalmente, el tercer nivel considera la realización de una evaluación del riesgo, que consiste en un estudio a nivel detallado, y un plan de acción para su gestión. Esto último, en caso de que se determine un nivel de riesgo relevante.

1.3.1 Evaluación del riesgo para la población

Se utilizan las fórmulas descritas en la Guía Metodológica para la Gestión de SPPC. Ésta se basa en diseñar escenarios en los cuales se simule la interacción entre los contaminantes y los receptores humanos y ecológicos. Se calculan dosis de exposición que se comparan con dosis de referencia reportadas por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (US EPA). Esta metodología ha sido ampliamente utilizada en numerosos países, especialmente en Estados Unidos, desde hace más de 30 años. En Chile se encuentra vigente hace cuatro años. Por otra parte, se utiliza el Modelo Biocinético Integrado de Exposición y Distribución para el Plomo en Niños (software IEUBK), el cual permite realizar predicciones sobre los niveles de plomo sanguíneo en niños expuestos al metal desde varias fuentes ambientales y por diversas rutas de exposición.

1.3.2 Evaluación de la capacidad del contaminante para alcanzar cuerpos de agua

Se utiliza el test de lixiviación (TCLP) basado en el método US EPA 1311. La lixiviación es el proceso mediante el cual se solubiliza una sustancia química retenida en el suelo, en este caso el plomo, siendo transportada a través de este por un agente disolvente como el agua. Un ejemplo de esto podría ser un depósito de residuos con plomo, el cual por acción de las lluvias sea arrastrado desde la superficie del suelo hacia horizontes más profundos, pudiendo alcanzar napas subterráneas. La magnitud de la lixiviación dependerá de factores como la porosidad del suelo, la textura, la cantidad de agua aportada al suelo y el grado de retención de la sustancia a movilizar por el suelo.

Los test de lixiviación consisten en simulaciones de las posibles interacciones entre un residuo depositado a la intemperie y el medio ambiente, a fin de evaluar la peligrosidad del primero. Entre los ensayos tipo test de lixiviación, los más usados en Chile son el Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP) y el Synthetic Precipitation Leaching Procedure (SPLP). Estos fueron desarrollados a fines de la década de los 80 en los Estados Unidos por la US EPA para cuantificar la extractabilidad desde residuos sólidos, bajo un conjunto de condiciones de laboratorio, de algunos constituyentes peligrosos como metales, compuestos orgánicos volátiles y

semi-volátiles y pesticidas. Estos análisis son necesarios para determinar si un residuo puede disponerse conjuntamente con la basura o si requiere condiciones especiales, de acuerdo al DS 148.

1.4 Medidas de mitigación

De acuerdo a la Guía Metodológica para la Gestión de SPPC, una vez que se comprueba que el sitio en estudio constituye un SPC, debido a que presenta un nivel de riesgo relevante y que por tanto puede constituir un riesgo para la salud de las personas, se hace necesaria la implementación de un Plan de Acción. Este debe contemplar actividades y medidas de control a corto, mediano y largo plazo.

Las medidas de control a corto plazo se componen de 3 aspectos: 1) generar una estrategia para afrontar la situación de contaminación (integrando actores públicos/privados e identificando las fuentes de financiamiento), 2) informar a la comunidad sobre los riesgos encontrados (peligros, probabilidad y consecuencias, considerando la percepción del riesgo) y 3) implementar medidas de gestión sencillas que permitan aminorar el riesgo de forma inmediata (técnicas de contención basadas en el nivel de riesgo encontrado).

Por otra parte, las medidas de control de mediano y largo plazo se relacionan con la evaluación e implementación de alternativas de remediación que permitan disminuir el riesgo encontrado y llevarlo a niveles aceptables de forma definitiva. Estas alternativas deben asegurar la protección de la salud humana a través de la eliminación/destrucción de las sustancias contaminantes, la reducción de la concentración de las mismas hasta niveles aceptables, el control de las rutas de exposición o una combinación de las anteriores.

Para decidir cuáles son las alternativas de remediación más idóneas para el SPC en estudio, se aplican en primera instancia 6 etapas que permiten la selección preliminar de tecnologías para la remediación: 1) definición de los objetivos de remediación, 2) identificación de opciones de remediación aplicables para los medios de interés definidos, 3) delimitación de la contaminación, 4) identificación y selección de tecnologías aplicables para cada opción de remediación, 5) identificación y

evaluación de opciones de proceso disponibles para cada tecnología aplicable y 6) evaluación de combinación de tecnologías seleccionadas.

Posteriormente, se aplican 9 criterios específicos que permiten la evaluación detallada de las alternativas seleccionadas previamente: 1) protección de la salud humana, 2) cumplimiento de Valores Objetivo de Remediación (VOR), 3) efectividad a largo plazo, 4) reducción de la toxicidad, movilidad y volumen a través del tratamiento, 5) efectividad a corto plazo, 6) factibilidad técnica y administrativa, 7) costos, 8) aprobación de autoridades y 9) aprobación de stakeholders (partes interesadas).

Por último, las técnicas de remediación dependen de las características del suelo y del contaminante, de la eficacia esperada con cada tratamiento y del tiempo estimado para su desarrollo. Las tecnologías de remediación pueden agruparse en función de sus características de operación o finalidad, tal como se muestra en la figura 6.

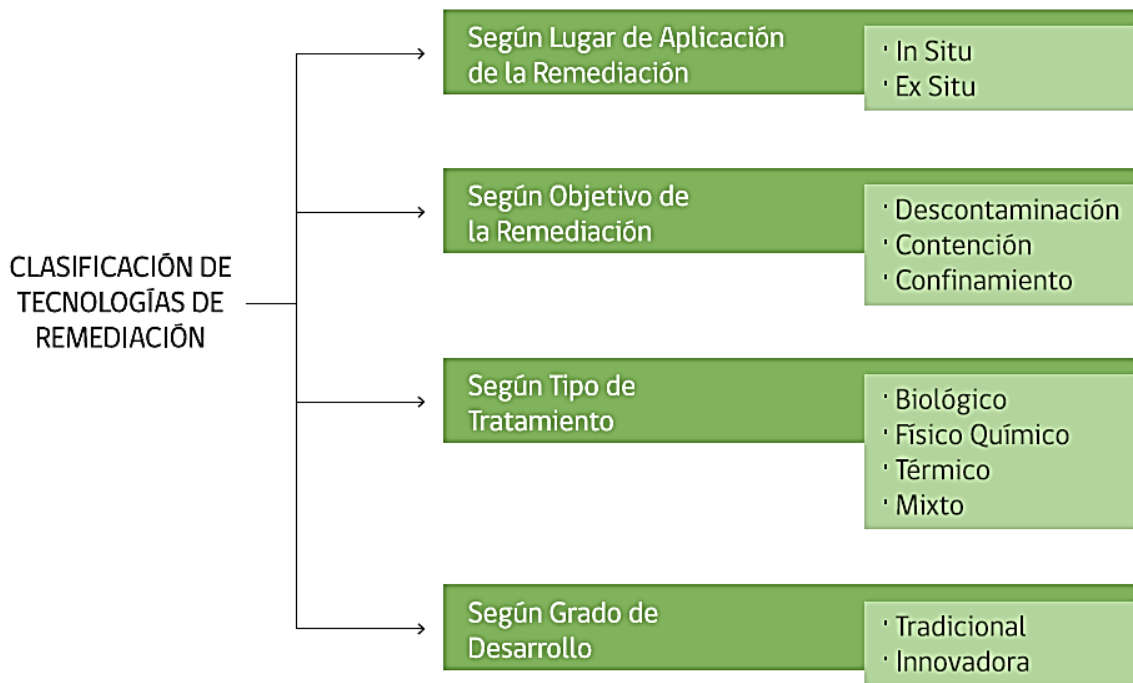


Figura 6. Criterios para la clasificación de tecnologías de remediación de SPC (Fuente: Guía Metodológica para la Gestión de SPPC)

1.5 Objetivos generales

- Determinar la concentración de plomo en los suelos de la planta para evaluar si existe riesgo para la salud de la población
- Determinar si el metal pesado puede alcanzar cuerpos de agua adyacentes que le permitan moverse hacia otras zonas

1.6 Objetivos específicos

- Determinar las características físico-químicas de los suelos (pH, humedad y materia orgánica)
- Determinar la concentración de plomo en suelos con niveles basales y en aquellos pertenecientes a la planta
- Analizar el riesgo al cual está expuesta la población cercana utilizando las fórmulas que aparecen en la Guía Metodológica para la Gestión de Suelos con Potencial Presencia de Contaminantes y el software IEUBK para estimar la concentración de plomo en la sangre de los niños
- Evaluar la capacidad del metal para alcanzar cuerpos de agua superficiales y subterráneos
- Proponer medidas de mitigación en el caso de comprobarse riesgo para la población

II. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Área de estudio y sitios de recolección

La planta industrial se ubicaba en los límites de la ciudad de Freire en las coordenadas 5685465 Norte y 706130 Este (Datum WGS 84). Se determinó 9 puntos de muestreo dentro del sitio (el punto 6 incluye duplicado de muestra designado por “6D”) y otros 8 en los alrededores del mismo, designados por las letras “NB” (nivel basal). La recolección de las 18 muestras simples de suelo se realizó en una única campaña correspondiente a la salida a terreno el 4 de Octubre de 2016. Los puntos se muestran en la tabla 1, y en las figuras 7 y 8 que aparecen a continuación.

Tabla 1. Coordenadas de puntos de muestreo de suelos

| Código Puntos de Muestreo | Coordenadas (WGS 84) | |
|------------------------------|----------------------|--------|
| | Norte | Este |
| 1 | 5685558 | 706127 |
| 2 | 5685548 | 706172 |
| 3 | 5685479 | 706203 |
| 4 | 5685433 | 706183 |
| 5 | 5685436 | 706136 |
| 6 | 5685465 | 706130 |
| 6D | 5685465 | 706130 |
| 7 | 5685487 | 706110 |
| 8 | 5685443 | 706081 |
| 9 | 5685407 | 706115 |
| NB1 | 5685121 | 706676 |
| NB2 | 5685099 | 706833 |
| NB3 | 5684522 | 709802 |
| NB4 | 5684585 | 709800 |
| NB5 | 5685818 | 708484 |
| NB6 | 5685906 | 708235 |
| NB7 | 5686415 | 706850 |
| NB8 | 5686774 | 706564 |

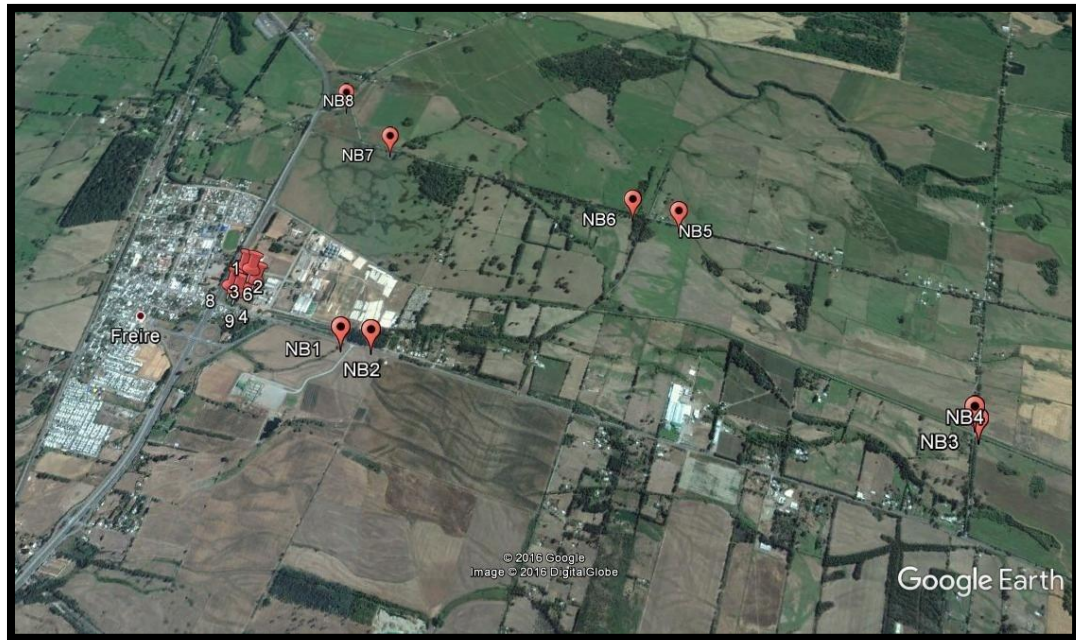


Figura 7. Imagen satelital indicando los puntos de muestreo correspondientes a la planta industrial y sus alrededores. (Fuente: Google Earth)



Figura 8. Imagen satelital indicando los puntos de muestreo correspondientes al sitio de la planta industrial en detalle. (Fuente: Google Earth)

2.2 Materiales y equipo

- Ácido Acético glacial 100% p.a EMSURE
- Ácido Clorhídrico fumante 37% p.a EMSURE
- Ácido Nítrico 65% p.a EMSURE
- Agitador orbital IKA LABORTECHNIK HS501 digital
- Agitador rotatorio Associated Design and MFG 3740-12-BRE
- Agua desionizada
- Agua destilada
- Agua potable
- Balanza analítica Precisa 205 A SCS
- Balanza granataria Precisa 2200 C SCS
- Bolsas plásticas transparentes con sello
- Cámara fotográfica
- Crisoles de porcelana
- Desecadora Fisher Scientific
- Dosificadores de laboratorio de 0-10 mL
- Embudos de vidrio
- Envases plásticos con tapa de 500 mL
- Equipo de espectrometría de plasma acoplado inductivamente con detector óptico ICP-OES Perkin Elmer Optima 3300 XL
- Equipo GPS
- Espátulas plásticas
- Estándar de calibración para equipo ICP-OES High-Purity QCS-26
- Estufa de secado Thelco Laboratory Oven 160DM
- Filtros de fibra de vidrio Merck Millipore de poro 0,7 μm
- Frascos plásticos con tapa de 100 mL
- Gel de sílica azul
- Gradilla plástica
- Guantes plásticos desechables
- Guantes térmicos
- Hidróxido de Sodio en lentejas p.a EMSURE
- Mascarillas desechables

- Material de referencia sólido p.a Fluka
- Matraces de aforo de 25, 50 y 1000 mL
- Matraces Erlenmeyer 250 mL
- Micropipeta digital Transferpette Brand de 100 – 1000 μ L
- Mortero de porcelana
- Mufla Fisher Scientific
- Pala plástica
- Papeles filtro Munktell Ahlstrom de poro 9-12 μ m
- Parafilm
- Pesos para calibración de balanzas Denver Instrument
- pHmetro Hanna Instruments pH 211
- Piseta
- Pinzas de laboratorio
- Placas calefactoras Fisatom 510
- Portafiltro metálico
- Probetas de 100 y 1000 mL
- Puntas plásticas desechables para micropipeta digital
- Reloj
- Soluciones para calibración pHmetro Hanna Instruments y Merck
- Sonificador Cole-Parmer 8892
- Soporte universal
- Tamiz de acero inoxidable de luz de malla 600 μ m Retsch
- Termómetro
- Termómetro infrarrojo Hanna Instruments HI 99556
- Tubos de centrifuga plásticos de 15 mL
- Vasos de precipitado de 250 mL
- Vidrios reloj

2.3 Preparación del material

El material utilizado para el tratamiento y análisis de las muestras de suelo fue lavado previamente con el fin de evitar una posible contaminación. En primer lugar se lavó con abundante agua potable y se colocó en el sonicador por 30 minutos con 150 mL de detergente para laboratorio pH ácido. Luego, se enjuagó nuevamente con abundante agua potable y se colocó en un contenedor con ácido nítrico 10% por 24 horas. Transcurrido el tiempo, se enjuagó 3 veces con agua destilada y 3 veces con agua desionizada, finalmente se colocó en la estufa para su secado. Para comprobar el correcto lavado del material se realizó test con azul de bromotimol (indicador de pH).

2.4 Caracterización físico-química de los suelos

2.4.1 Recolección de muestras de suelo

En primer lugar se despejó la superficie de vegetación, piedras y otros elementos para dejar al descubierto el suelo. Con la pala plástica se cavó hasta los 20 cm de profundidad, se homogenizó y se recolectó aproximadamente 500 gramos de suelo, los cuales fueron dispuestos en bolsas plásticas previamente rotuladas. En forma paralela a este proceso se registró las coordenadas del punto de muestreo con el equipo GPS, la hora de recolección de la muestra con un reloj y la temperatura del suelo mediante el termómetro infrarrojo al momento de estabilizarse. Se utilizó una cámara fotográfica para tener registros del entorno de cada punto de muestreo y del procedimiento para la recolección de las muestras.

Dentro del sitio investigado se tomaron 10 muestras simples de suelo, todas en diferentes puntos, salvo una de ellas correspondiente al duplicado del punto 6. El criterio para la elección de estos puntos de muestreo se basó en los puntos sugeridos en la ficha de inspección, complementando con las condiciones observadas en terreno. Por otro lado, se tomaron 8 muestras de niveles basales de suelo en los alrededores del sitio investigado, donde los lugares para muestrear fueron elegidos en base a la observación en terreno y su accesibilidad.

2.4.2 Preparación de muestras de suelo

El suelo recolectado se dispuso en crisoles de porcelana rotulados y se mantuvo en la estufa de secado a 40°C durante 24 horas. En segundo lugar, las muestras se colocaron en el mortero de porcelana para su disgregación y se tamizaron mediante tamiz de luz de malla de 600 µm. Finalmente, los suelos tamizados se colocaron en frascos plásticos con tapa previamente rotulados para su posterior análisis. El mortero se lavó con agua potable y desionizada, y el tamiz se agitó para su limpieza entre cada muestra con el fin de evitar la contaminación.

2.4.3 Determinación de pH

La determinación de pH se realizó potenciométricamente y se basó en el método 9045D: pH de suelo y residuos (US EPA). Utilizando la balanza granataria se masó 10 gramos de cada suelo (exactitud 0,01 g), los cuales se colocaron en matraces Erlenmeyer de 250 mL. A cada matraz se le agregó 20 mL de agua desionizada y se le dispuso en el agitador por 30 minutos a 200 rpm. Transcurrido el tiempo, se dejó a los matraces reposar durante 1 hora con el fin de que sedimentara el material en suspensión. Luego, utilizando la micropipeta digital se extrajo 5 mL del sobrenadante y se colocó en tubos de plástico de 15 mL previamente rotulados. Antes de realizar las mediciones se procedió a calibrar el pHmetro con soluciones buffer de pH 4,00 y 7,00, comprobándose su calibración con soluciones buffer del mismo pH pero de distinto lote. Se incluyeron dos blancos correspondientes a agua desionizada en las mediciones y el electrodo se lavó con agua desionizada entre cada muestra. Las determinaciones de pH para cada muestra se realizaron por duplicado.

2.4.4 Determinación de humedad

La determinación de humedad se basó en el método de pérdida de masa a 105°C (Sadzawka, A., 2006). Utilizando la balanza analítica se masó los crisoles de porcelana y posteriormente se les agregó 3 gramos de cada suelo (exactitud 0,001 g). Se les dispuso en la estufa de secado a 105°C por 6 horas y transcurrido el tiempo se enfriaron en la desecadora hasta alcanzar la temperatura ambiente. Cada crisol se masó en la balanza analítica hasta obtener masa constante. Las determinaciones de humedad para cada muestra se realizaron por duplicado.

2.4.5 Determinación de materia orgánica

La determinación de materia orgánica se basó en el método de pérdida por calcinación (Sadzawka, A., 2006). Los mismos crisoles del procedimiento anterior (2.4.4) fueron colocados en la mufla a 450°C por 6 horas. Luego de enfriarse por 2 horas dentro de la mufla, se dispusieron en la desecadora hasta que alcanzaran la temperatura ambiente. Cada crisol se masó en la balanza analítica hasta obtener masa constante. Las determinaciones de materia orgánica para cada muestra se realizaron por duplicado.

2.5 Determinación de la concentración de plomo en suelos

2.5.1 Pre-digestión de material de vidrio

Se agregó 2 mL de ácido nítrico 65% y 6 mL de ácido clorhídrico fumante 37% a cada vaso de precipitado de 250 mL. Se les cubrió con un vidrio reloj y fueron colocados en las placas calefactoras a 90°C bajo campana, hasta la evaporación casi completa de la mezcla ácida, momento en el cual fueron retirados para posteriormente ser enjuagados con agua desionizada. El material de vidrio pre-digerido y lavado se secó en la estufa de secado.

2.5.2 Digestión de muestras de suelo

Se masó 0,5 gramos (exactitud 0,001 g) de cada muestra de suelo en la balanza analítica utilizando los vasos de precipitado pre-digeridos, luego se les agregó 3 mL de agua desionizada y 3 mL de ácido nítrico 65%. Se les cubrió con un vidrio reloj y se les colocó en las placas calefactoras a 90°C bajo campana, hasta la evaporación casi completa de la solución ácida, momento en el cual se les retiró y enfrió a temperatura ambiente. En seguida, se les agregó 3 mL de ácido nítrico 65% y 9 mL de ácido clorhídrico fumante 37%, calentando la mezcla en las placas calefactoras hasta su evaporación casi completa. Este proceso con la proporción de ácidos 3:9 fue llevado a cabo un total de tres veces. Se realizó una digestión por duplicado de una muestra de suelo del sitio y otra de nivel basal. Además de las muestras de suelo, se realizó la digestión de 2 blancos correspondientes a las mezclas de ácidos sin suelo y la digestión de 2 materiales de referencia de composición conocida.

2.5.3 Filtración y dilución de muestras

Luego de enfriar a temperatura ambiente los vasos de precipitado digeridos, su contenido se filtró a través de papeles filtro dispuestos en embudos de vidrio hacia matraces de aforo de 50 mL. El contenido de los vasos de precipitado se arrastró con una solución de ácido nítrico 1% hasta aforar los matraces. Estos últimos se agitaron para homogeneizar la solución y su contenido se colocó en tubos plásticos de 15 mL, con el fin de obtener las muestras concentradas para su análisis en ICP-OES. El volumen restante de las muestras concentradas se dispuso en frascos plásticos con tapa previamente rotulados. Para la obtención de las muestras diluidas, se tomó 1 mL de cada muestra concentrada con la micropipeta digital y se aforó con ácido nítrico 1% en matraces de 25 mL. Los tubos plásticos con las muestras concentradas y diluidas para su análisis en ICP-OES fueron ambientados previamente con las mismas muestras.

2.5.4 Análisis de plomo en equipo de espectrometría de plasma acoplado inductivamente con detector óptico (ICP-OES)

Antes de realizar las mediciones de las muestras en estudio se preparó una curva de calibración a partir del estándar certificado. Este último contenía 26 elementos químicos distintos en solución a diferentes concentraciones, entre los cuales se encontraba el plomo con una concentración de 100 [mg/L]. A partir de esta solución madre se tomaron diferentes volúmenes y se diluyó en función de la concentración que se deseaba obtener: 0 - 0,1 - 0,25 - 0,5 - 0,75 - 1,0 - 2,5 - 5,0 [mg/L]. Luego de preparar la curva de calibración, se verificó con un material de referencia que las soluciones preparadas tuvieran las concentraciones deseadas y se registró el valor de un blanco de lectura correspondiente a ácido nítrico 1%. Una vez terminado lo anterior, se procedió a medir las muestras del sitio y las correspondientes a los niveles basales, realizando un lavado entre ambos conjuntos utilizando agua desionizada y ácido nítrico 1%. Para obtener las lecturas el autosampler del equipo, conformado por un brazo mecánico que recolecta muestras mediante un tubo plástico en forma automática, tomaba 1,5 [mL/min] de cada muestra y registraba la señal, dos veces seguidas por muestra, a partir de lo cual obtenía una intensidad de señal promedio. Entre cada muestra el autosampler realizaba un lavado con ácido nítrico 1% para evitar la contaminación.

El software WinLab32ICP registró las señales obtenidas por el equipo en un ordenador, luego de lo cual se pasó a la etapa de reprocesamiento. En dicha etapa, utilizando el software WinLab32-Off-line ICP, se vuelven a procesar los datos de las señales previamente obtenidas. Se buscó la longitud de onda óptima para el plomo, dónde la señal tuviera la mayor intensidad al comparar con la lectura del estándar, y se verificó que la concentración de plomo obtenida a partir de éste se encontrara dentro del rango aceptable informado por su distribuidor. En la etapa de reprocesamiento, se buscó la mejor curva de calibración para interpolar las concentraciones de plomo de las muestras, y se consideró los factores de dilución empleados en el caso de las muestras con niveles de plomo superiores al rango de la curva (> 5,0 [mg/L]).

2.6 Evaluación del riesgo para la población

Para evaluar el riesgo que supone el sitio para la población se aplicaron las 3 fases descritas en la Guía Metodológica para la Gestión de SPPC: 1) Identificación, Priorización y Jerarquización de SPPC, 2) Evaluación Preliminar Sitio-Específica del Riesgo de SPPC y 3) Evaluación del Riesgo y Plan de Acción para la Gestión de SPC.

La primera fase concluyó con la aplicación de una fórmula que ponderó puntajes asociados a fuente, ruta y receptor, permitiendo asignar una magnitud al SPPC priorizado en forma de porcentaje, que se relaciona con el riesgo preliminar a la salud humana. El valor obtenido permitió establecer comparaciones entre distintos sitios bajo sospecha de presencia de contaminantes y determinar cuáles requerían prioridad en su evaluación en función de la jerarquía alcanzada: alta, mediana o baja. La tabla 2 muestra la forma en que se calculó el porcentaje.

Tabla 2. Cálculo del Puntaje de Priorización. (Fuente: Guía Metodológica para la Gestión de SPPC)

| CÁLCULO DEL PUNTAJE | | | | |
|--|-------------------------|--------------------------------|--|------------------|
| Fuente(F) $0 \text{ o } 0,5 + \sum F_i$ | Ruta(Ru) $\sum Ru_i$ | Receptor (Re) (Dis. + Hab.) | Cálculo Puntaje $(F + Ru + Re) * 100/3$ | Puntaje Total(%) |
| | | | $(\text{-----} + \text{-----} + \text{-----}) * 100/3$ | |

Durante la primera parte de la fase II (Investigación Preliminar) y a partir de la información previamente recopilada, se confeccionó un modelo conceptual con el fin de representar en forma simple y clara la conexión de los tres eslabones para la existencia de un riesgo para la población: fuente, ruta, receptor.

La segunda parte de la fase II (Investigación Confirmatoria) concluye con una comparación entre las concentraciones de plomo obtenidas en el sitio investigado, los niveles basales encontrados en las cercanías del mismo y las normas de suelo internacionales a modo de referencia, considerando la ausencia de una norma de calidad primaria referente a metales pesados para la matriz suelo en nuestro país.

Las guías EPA indican que dada la incertidumbre asociada a estimar la concentración promedio verdadera en un sitio, se debe utilizar el límite superior de confianza del 95% de la media aritmética, estimada según la distribución estadística de los datos. Esto se conoce como UCL 95% por su sigla en inglés (Upper Confidence Limit 95%). Se obtuvo el UCL de cada conjunto de datos utilizando el software ProUCL, el cual entrega información como: máximo, mínimo, promedio, desviación estándar, coeficiente de variación, entre otros (CENMA 2011).

Existen diversas normativas para la regulación del plomo en los suelos a través del mundo. Las concentraciones límite del contaminante se fijan en función del uso del suelo. En algunos casos, los niveles indican que se debe investigar detalladamente el sitio para evaluar el riesgo que representa para la población, mientras que en otros, indica que se deben tomar las medidas correspondientes para la remediación. Cabe destacar que para un mismo uso de suelo los valores límite para el plomo pueden variar bastante en función de la normativa revisada. La tabla 3 fue elaborada a partir de información recopilada del Informe Final del CENMA (2011).

Tabla 3. Normativas internacionales para la concentración de plomo en el suelo

| Procedencia de Normativa | Uso de suelo | Concentración de Plomo [mg/Kg] |
|--|---|--------------------------------|
| Australia | Residencial con jardín accesible | 300 |
| | Parques | 600 |
| | Residencial con acceso restringido a suelos | 1.200 |
| | Comercial | 1.500 |
| Canadá | Agrícola | 70 |
| | Residencial / Parques | 120 |
| | Comercial | 260 |
| | Industrial | 600 |
| Comunidad Autónoma del País Vasco | Área de juego infantil / Otros usos | 120 |
| | Urbano | 150 |
| | Parque público | 450 |
| | Industrial | 1.000 |
| EPA | Residencial | 400 |
| | Agricultura / Industrial | 1.200 |
| México | Agrícola / Residencial / Comercial | 400 |
| | Industrial | 800 |

Luego de comparar las concentraciones de plomo del sitio con las de los niveles basales en sus cercanías y con las normativas de referencia internacionales, se utilizó el siguiente criterio: si el UCL de los valores del sitio está por debajo de la normativa internacional o se aproxima a los niveles basales implica que no se requieren acciones, por otra parte, si el UCL del sitio está por sobre la normativa internacional implica que se requiere una evaluación de riesgo, es decir, procede la fase III de la Guía.

La última fase se divide a su vez en 2 etapas. La primera consiste en una Evaluación de Riesgo Ambiental, en la cual se determina si el nivel de riesgo es aceptable o inaceptable. En el caso de ser inaceptable, se procede a la segunda etapa correspondiente al Plan de Acción. Si bien la primera etapa contempla la realización de

un nuevo muestreo más detallado del sitio, en esta investigación se evaluó el riesgo en base a los resultados del muestreo llevado a cabo durante el mes de Octubre. La razón de esta decisión se basó en el hecho de que aún no existía una fecha estipulada para el nuevo muestreo y además, debido a que la evaluación de los datos ya existentes permitía generar una idea preliminar de la situación bajo estudio y orientar futuras acciones al respecto.

En la Guía Metodológica se plantean algoritmos para el cálculo de las Dosis de Exposición. Se afirma que la exposición de un receptor tipo (representativo de un escenario de análisis) a un determinado contaminante, suele expresarse en términos de la dosis/ingesta del mismo a través de cada una de las vías de exposición que sean relevantes para el escenario en cuestión.

La fórmula genérica que permite calcular la ingesta media diaria de un contaminante a través de una determinada vía de exposición es la siguiente:

$$I = \frac{C * TC}{P} * \frac{TE}{PE} \quad (1)$$

Donde I: ingesta media diaria (mg/Kg·día); C: concentración representativa de la exposición (mg/Kg); TC: tasa de contacto (mg/día); P: peso corporal del receptor (Kg); TE: tiempo de exposición (día); PE: periodo de exposición (día).

Estos valores permiten realizar una caracterización del riesgo no cancerígeno, en base a la comparación con una dosis de referencia; y una caracterización del riesgo cancerígeno, en base a la comparación del Riesgo Extra Total de Cáncer de por Vida calculado, respecto del rango correspondiente al criterio de aceptabilidad de riesgo cancerígeno.

Por otra parte, se realizó una caracterización de riesgo por exposición al plomo tal como se expone en el Informe Final “Evaluación de riesgos a la salud en la Comuna de Andacollo” (CENMA 2012). Dicho riesgo se estimó como nivel de plomo en la sangre asociado con una exposición total al metal, que ingresa al organismo simultáneamente por las vías oral, inhalación y dérmica. Existen varios modelos toxicocinéticos que permiten estimar la concentración de plomo sanguíneo asociada con la exposición al mismo. Estos modelos consisten en predicciones de los niveles de plomo sanguíneo en niños expuestos al metal, desde varias fuentes ambientales y por

diversas rutas de exposición. Las predicciones se basan en estimaciones del movimiento del plomo absorbido y distribuido en el organismo a través del tiempo y por procesos fisiológicos o bioquímicos.

El modelo seleccionado fue el “Modelo Biocinético Integrado de Exposición y Distribución para el Plomo en Niños” (del inglés Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model for Lead in Children, IEUBK). Este fue desarrollado por la US EPA y consiste en un gran número de ecuaciones complejas que forman cuatro módulos interrelacionados (exposición, ingreso, biocinético, y distribución de probabilidad) para estimar los niveles de plomo sanguíneo en niños expuestos a plomo medio ambiental. El modelo IEUBK permite estimar el riesgo de que un niño o una población de niños puedan exceder el nivel de 5 [$\mu\text{g}/\text{dL}$], sin embargo, no tiene por objetivo reemplazar las mediciones de plomo sanguíneo ni la evaluación médica de un niño específico en riesgo. Además, cabe mencionar que dados los objetivos de esta investigación, sólo se disponía de valores de concentración de plomo en el suelo y no así de otros medios de exposición tales como: agua potable, aire, alimentos o polvo al interior de las casas.

2.7 Evaluación de la capacidad del metal para alcanzar cuerpos de agua

Para evaluar la capacidad del plomo para alcanzar cuerpos de agua adyacentes al sitio, se aplicó un test de lixiviación a las muestras de suelo correspondientes al sitio de la planta. Esta determinación se basó en el método 1311: procedimiento para la caracterización de toxicidad por lixiviación, TCLP (US EPA). En primer lugar se realizó un análisis preliminar a cada muestra de suelo, el cual consistió en colocar 5 gramos de suelo (exactitud 0,01 g) en un matraz Erlenmeyer de 250 mL y agregarle 96,5 mL de agua desionizada utilizando una probeta de 100 mL. Las mezclas se agitaron por 5 minutos y se dejaron reposar para posteriormente medir su pH. Si el pH registrado era menor que 5 se utilizaba el extractante 1, mientras que si el pH era mayor que 5 se agregaba al matraz correspondiente 3,5 mL de ácido clorhídrico 1N. En este último caso, la mezcla se agitaba durante 10 minutos a 50°C, luego de lo cual se dejaba reposar y enfriar a temperatura ambiente para medir su pH.

Si el pH registrado era menor que 5 se utilizaba el extractante 1, mientras que si el pH era mayor que 5 se utilizaba el extractante 2. El extractante 1 tenía un pH de 4,93 \pm 0,05 y se preparó agregando 2,57 gramos de hidróxido de sodio en lentejas y 5,7 mL

de ácido acético glacial a un matraz de aforo de 1000 mL, aforando con agua desionizada y homogeneizando la solución. El extractante 2 tenía un pH de $2,88 \pm 0,05$ y se preparó de igual forma que el extractante 1, pero sin agregar hidróxido de sodio.

Luego de determinar cuál extractante utilizar para cada muestra mediante el análisis preliminar, se masó 20 gramos de suelo (exactitud 0,01 g), se le colocó en el envase plástico con tapa de 500 mL y se le agregó 400 gramos del extractante correspondiente empleando una probeta de 1000 mL. Se agitó a 30 ± 2 rpm por 18 ± 2 horas en el agitador rotatorio a 23 ± 2 °C. Transcurrido el tiempo se preparó el portafiltro metálico y el filtro de fibra de vidrio, lavando este último con ácido nítrico 1N y enjuagando 3 veces con 1000 mL de agua desionizada. El contenido del envase plástico fue filtrado utilizando el filtro de fibra de vidrio, recolectándose el lixiviado y posteriormente midiendo su pH. Se verificó que el pH fuera menor a 2, de lo contrario se acidificaba con ácido nítrico 1N, para luego ser analizado en el equipo de ICP-OES. Se incorporó un duplicado de una de las muestras, un blanco que consistía en el extractante 1 sin suelo y un material de referencia con concentración de plomo conocida para controlar la calidad del análisis.

Finalmente, se comparó las concentraciones de plomo obtenidas a partir de los lixiviados con los valores establecidos en la tabla de “Concentraciones Máximas Permisibles” (CMP) del DS 148. Esto último, con el fin de determinar si las muestras de suelo podrían lixiviar plomo en concentraciones que supongan un riesgo para la salud de la población.

2.8 Análisis estadístico

Para sustentar estadísticamente los resultados obtenidos, además de la utilización de los softwares ProUCL y IEUBK, se empleó para análisis el software R, el cual es un lenguaje y un entorno para la informática estadística y gráficos. Proporciona una amplia variedad de modelos estadísticos (modelos lineales y no lineales, pruebas estadísticas clásicas, análisis de series de tiempo, clasificación, agrupación, etc.) y técnicas gráficas, siendo altamente extensible.

La utilización de R permitió evaluar la existencia o no de diferencias estadísticamente significativas entre las medias correspondientes a los valores del sitio

y los valores de niveles basales con respecto a los siguientes parámetros: pH, humedad, materia orgánica y concentración de plomo en suelos. Por otra parte, se analizó si existía alguna relación estadísticamente significativa entre las concentraciones de plomo encontradas y alguno de los 3 parámetros: pH, humedad y materia orgánica.

III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Caracterización físico-química de las muestras de suelo

3.1.1 Determinación de pH

Tabla 4. Determinación de pH-H₂O por método potenciométrico para muestras

| Muestra Sitio | pH Promedio | Desviación Estándar | Muestra Nivel Basal | pH Promedio | Desviación Estándar |
|-----------------|-------------|---------------------|---------------------|-------------|---------------------|
| 1 | 5,46 | 0,01 | NB1 | 5,59 | 0,01 |
| 2 | 4,93 | 0,02 | NB2 | 5,51 | 0,02 |
| 3 | 5,51 | 0,01 | NB3 | 5,41 | 0,02 |
| 4 | 5,79 | 0,02 | NB4 | 5,69 | 0,01 |
| 5 | 5,12 | 0,01 | NB5 | 5,31 | 0,00 |
| 6 | 5,80 | 0,02 | NB6 | 5,69 | 0,00 |
| 7 | 6,08 | 0,01 | NB7 | 5,50 | 0,01 |
| 8 | 5,29 | 0,02 | NB8 | 5,77 | 0,02 |
| 9 | 5,90 | 0,04 | | | |
| Promedio | 5,54 | | Promedio | 5,56 | |
| Mín. | 4,93 | | Mín. | 5,31 | |
| Máx. | 6,08 | | Máx. | 5,77 | |
| SD | 0,36 | | SD | 0,15 | |

Con respecto al pH, los análisis llevados a cabo en R mostraron que existía una distribución normal de los datos tanto para el sitio como para los NB. Las varianzas de ambos grupos de datos no fueron homogéneas, lo cual se refleja en el hecho que la desviación estándar (SD) del sitio sea más del doble que la del NB, es decir, existe un mayor alejamiento de los datos con respecto a la media para el primer grupo. Se determinó que no existían diferencias estadísticas significativas entre las medias de ambos grupos. Cabe destacar que tanto el valor mínimo como el máximo de pH se encuentran dentro del sitio de la planta. No se encontró asociación estadística significativa entre las variables pH y concentración de plomo para ninguno de ambos grupos bajo estudio.

De acuerdo al Instituto de Investigación de Recursos Naturales (1964), el cual describe en su estudio a la serie Freire, el pH de los suelos de esa zona es de 5,6 y

5,8, para los perfiles 0-12 y 12-36 cm de profundidad respectivamente. Los valores de dicho estudio son bastante similares a los encontrados en este trabajo, con un promedio de 5,54 y 5,56 para el sitio de la planta y los NB respectivamente, para un perfil de 0-20 cm de profundidad en ambos casos. En conclusión, comparativamente no se aprecia una acidificación del suelo en las muestras del sitio de la planta, lo cual era una posibilidad debido a que uno de los componentes importantes de las baterías de plomo es el ácido sulfúrico. Una posible explicación a esto sería el lavado del suelo por las constantes lluvias de la zona durante 20 años, lo cual pudo haber transportado al ácido sulfúrico en el suelo ya que este es miscible en agua a diferencia del plomo.

La Guía para la Evaluación de la Calidad y Salud del Suelo (USDA 1999) clasifica a los suelos con un pH entre 5,0 y 5,5 como fuertemente ácidos, mientras que los que tienen valores de pH entre 5,5 y 6,0 como moderadamente ácidos. Por tanto, es posible afirmar que en general, los suelos correspondientes a este trabajo se pueden clasificar como fuertemente y moderadamente ácidos.

Con excepción del Mo, Se y As, la biodisponibilidad de los metales pesados disminuye con el aumento de pH del suelo debido a su precipitación como hidróxidos insolubles, carbonatos y complejos orgánicos (Silveira, M. L. y col., 2003). El plomo se puede encontrar formando distintas especies químicas dependiendo del pH tal como muestra la figura 9.

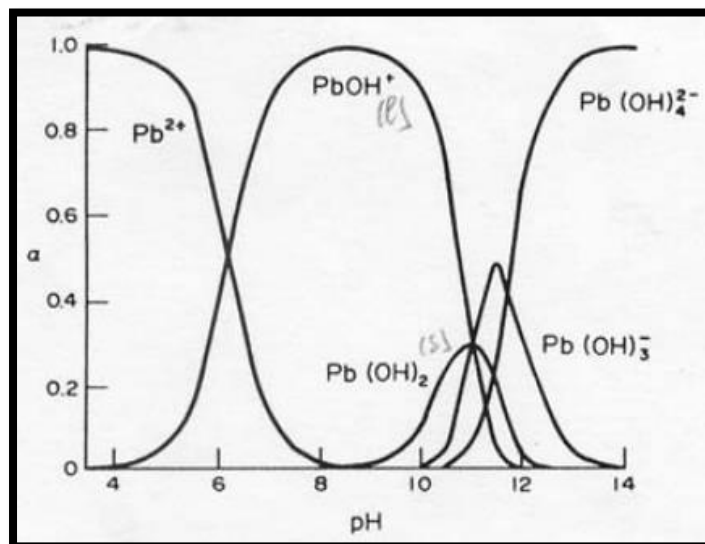


Figura 9. Diagrama de distribución de especies plomo/hidróxido. (Fuente: Universidad de Córdoba)

En la figura 9 es posible apreciar que a un pH entre 6 y 6,5 el plomo se distribuye equitativamente entre las especies Pb^{+2} y $Pb(OH)^+$. A medida que aumenta la acidez, la proporción de la especie $Pb(OH)^+$ disminuye mientras que la de Pb^{+2} aumenta hasta su máxima proporción a valores de pH inferiores a 4. Considerando que el pH de las muestras de suelo de este trabajo va de 4,93 a 6,08, es posible afirmar que el plomo se encontraría mayormente como la especie Pb^{+2} y en menor medida como $Pb(OH)^+$, representando la primera especie una mayor biodisponibilidad.

3.1.2 Determinación de humedad

Tabla 5. Determinación de humedad por pérdida de peso por evaporación para muestras

| Muestra Sitio | Humedad Promedio [%] | Desviación Estándar | Muestra Nivel Basal | Humedad Promedio [%] | Desviación Estándar |
|-----------------|----------------------|---------------------|---------------------|----------------------|---------------------|
| 1 | 11,78 | 3,61 | NB1 | 11,53 | 3,40 |
| 2 | 2,89 | 0,05 | NB2 | 5,07 | 1,20 |
| 3 | 11,73 | 0,04 | NB3 | 10,45 | 6,92 |
| 4 | 11,93 | 3,72 | NB4 | 9,65 | 0,02 |
| 5 | 4,26 | 0,08 | NB5 | 12,92 | 3,03 |
| 6 | 1,44 | 0,01 | NB6 | 16,40 | 0,03 |
| 7 | 1,68 | 0,71 | NB7 | 5,83 | 1,33 |
| 8 | 6,60 | 0,64 | NB8 | 6,91 | 2,09 |
| 9 | 1,16 | 0,04 | | | |
| Promedio | 5,94 | | Promedio | 9,85 | |
| Mín. | 1,16 | | Mín. | 5,07 | |
| Máx. | 11,93 | | Máx. | 16,40 | |
| SD | 4,44 | | SD | 3,59 | |

Con respecto a la humedad, los análisis llevados a cabo en R mostraron que los datos del sitio no seguían una distribución normal, mientras que los de NB sí. Las varianzas de ambos grupos de datos fueron homogéneas, sin embargo, se aprecian algunos valores de SD mayores a 3,00 que contrastan con el resto, lo que podría indicar errores experimentales en la determinación de humedad de los duplicados de dichas muestras. Si bien no se encontraron diferencias estadísticas significativas entre las medias de ambos grupos, es posible observar que sus valores difieren: 5,94% para

el sitio y 9,85% para NB. Cabe destacar que tanto el valor mínimo como el máximo de humedad son menores en el sitio que en los NB comparativamente. No se encontró asociación estadística significativa entre las variables humedad y concentración de plomo para ninguno de ambos grupos bajo estudio.

De acuerdo al documento Conservación de los recursos naturales para una Agricultura sostenible (FAO), la humedad del suelo es un parámetro que depende de diversos factores: clima (temperatura, lluvias y viento), propiedades del suelo (materia orgánica, porosidad, textura, estructura y manejo del suelo), topografía (pendiente) y cobertura del suelo (viva o muerta). Según el Manual de Riego para el Sur de Chile (INIA 1994), la fase líquida del suelo ocupa los poros que existen en la fase sólida. Puede adoptar diferentes formas, que a su vez, presentan muy distinta composición para ser utilizada por las plantas. Desde antiguo se considera que las formas fundamentales del agua en el suelo son: agua gravitacional o libre (forma no retenida por partículas sólidas del suelo y que se puede desplazar libremente por poros), agua capilar (retenida por las partículas del suelo mediante fuerzas de tensión superficial y que es utilizable por las plantas), agua higroscópica (fracción muy pequeña fijada a la fase sólida por fuerzas eléctricas y retenida tan enérgicamente que no es utilizable por plantas) y agua de composición (diferentes componentes del suelo en cuya constitución se encuentra el agua: materia orgánica, arcillas y sales, etc).

El Manual de Riego para el Sur de Chile menciona que la serie Freire se caracteriza por tener una formación de “fierrillo” en la zona de contacto entre el suelo y el substratum, lo que afecta su drenaje permaneciendo por largos periodos húmedos con nivel freático alto, no obstante que en verano se secan extremadamente. De acuerdo al mapa de los regímenes de humedad del suelo (USDA 1997) la zona bajo estudio se clasifica como “Udic”. Este término describe suelos de climas húmedos que presentan lluvias bien distribuidas: tienen suficiente lluvia en verano como para que la cantidad de humedad almacenada más la lluvia sea aproximadamente igual o superior a la cantidad de evapotranspiración, o bien, tienen suficientes lluvias durante el invierno para recargar los suelos y enfriar los veranos brumosos, tal como en zonas costeras (USDA 2014).

La bibliografía disponible sobre la humedad del suelo está principalmente asociada a la ingeniería de construcción y a la agricultura, por lo que se emplean

diferentes metodologías para cuantificar su contenido. Si bien no fue posible encontrar información específica sobre el porcentaje de humedad en los suelos de Freire, ni tampoco una clasificación de suelos de acuerdo a su porcentaje de humedad determinado gravimétricamente (masa agua/masa suelo seco), la información anteriormente expuesta entrega antecedentes que sirven para caracterizar las condiciones de la zona respecto a este parámetro.

En cualquier caso, de acuerdo a la Hoja de Seguridad XXIII Plomo y Sales de Plomo (Universidad Nacional Autónoma de México 2008), la solubilidad del plomo y sus compuestos en agua es en general baja: plomo (insoluble en agua), $PbCl_2$ (soluble en 93 partes de agua fría), $PbCrO_4$ (0,2 mg en 1L), PbO_2 (insoluble en agua), PbO (insoluble en agua) y $PbSO_4$ (soluble en 2.225 partes de agua). Por ende, el porcentaje de humedad del suelo no debiese ser un parámetro que afecte en forma relevante las concentraciones de plomo en el mismo, lo que se sustenta en el hecho de no haber encontrado una asociación estadística significativa entre ambas variables para este trabajo.

3.1.3 Determinación de materia orgánica

Tabla 6. Determinación de materia orgánica por pérdida de peso por calcinación para muestras

| Muestra Sitio | Materia Orgánica Promedio [%] | Desviación Estándar | Muestra Nivel Basal | Materia Orgánica Promedio [%] | Desviación Estándar |
|-----------------|-------------------------------|---------------------|---------------------|-------------------------------|---------------------|
| 1 | 25,57 | 0,42 | NB1 | 14,96 | 0,98 |
| 2 | 10,82 | 0,21 | NB2 | 13,54 | 0,13 |
| 3 | 19,63 | 0,09 | NB3 | 9,16 | 0,59 |
| 4 | 22,72 | 0,41 | NB4 | 9,31 | 0,09 |
| 5 | 10,12 | 2,15 | NB5 | 24,14 | 0,66 |
| 6 | 5,48 | 0,02 | NB6 | 23,93 | 0,04 |
| 7 | 14,63 | 0,51 | NB7 | 12,80 | 0,72 |
| 8 | 18,47 | 0,42 | NB8 | 14,02 | 0,01 |
| 9 | 5,05 | 0,07 | | | |
| Promedio | 14,72 | | Promedio | 15,23 | |
| Mín. | 5,05 | | Mín. | 9,16 | |
| Máx. | 25,57 | | Máx. | 24,14 | |
| SD | 6,95 | | SD | 5,45 | |

Con respecto a la materia orgánica, los análisis llevados a cabo en R mostraron que existía una distribución normal de los datos tanto para el sitio como para los NB. Las varianzas de ambos grupos de datos fueron homogéneas, lo cual se refleja en el hecho de que sus desviaciones estándar sean relativamente similares. Se determinó que no existían diferencias estadísticas significativas entre las medias de ambos grupos. Cabe destacar que si bien el mínimo de materia orgánica corresponde al sitio, el máximo también pertenece al mismo grupo. No se encontró asociación estadística significativa entre las variables materia orgánica y concentración de plomo para ninguno de ambos grupos bajo estudio.

Si bien el estudio de la serie Freire por el Instituto de Investigación de Recursos Naturales (1964) no señala el porcentaje de materia orgánica en dichos suelos, entrega las siguientes referencias: raíces finas abundantes y moderada digestión al agua oxigenada para el perfil 0-12 cm de profundidad; raíces finas abundantes y ligera digestión al agua oxigenada para el perfil 12-36 cm de profundidad. De acuerdo al Diagnóstico preliminar de los niveles de nitrógeno disponible, fósforo disponible, potasio intercambiable, materia orgánica y pH de los suelos de la Región de la Araucanía (Montenegro, A., 1989), estos se clasificaron en: trumaos planos, trumaos de lomaje, y rojos arcillosos y similares, recolectándose muestras para el perfil 0-20 cm de profundidad.

Un total de 1.073 muestras se obtuvieron para los suelos clasificados como trumaos planos, donde las comunas con mayor número de muestras fueron: Victoria, Vilcún y Freire. Los resultados indicaron que de los suelos trumaos, aproximadamente un 32% de las muestras tenía rangos de materia orgánica entre 12 y 14,9%, seguido por un 24% de muestras con rangos entre 9 y 11,9% y finalmente un 17% de las muestras entre 15 y 17,9%. Es decir, aproximadamente un 49% de las muestras de suelos trumaos oscila entre 12 y 17,9% de materia orgánica. Considerando que el promedio de materia orgánica para las muestras del sitio de la planta fue de 14,72% y para las de NB un 15,23%, es posible afirmar que se encuentran dentro del rango esperable de acuerdo al estudio de Montenegro.

En conclusión y tal como se mencionó anteriormente, si bien el porcentaje de materia orgánica del sitio es menor que el de NB, esta diferencia no es estadísticamente significativa, por lo que se descartaría un posible impacto asociado a

la contaminación del suelo sobre el porcentaje de materia orgánica en el sitio de la planta.

La concentración de materia orgánica en suelos generalmente oscila entre 1% y 6% de la masa total del suelo para la mayoría de los suelos de tierras altas. Los suelos cuyos horizontes superiores consisten en menos del 1% de materia orgánica se limitan en su mayoría a áreas desérticas, mientras que el contenido de materia orgánica de suelos en áreas bajas y húmedas puede llegar hasta el 90% (Troeh, F., y Thompson, L., 2005).

La materia orgánica del suelo se compone de sustancias húmicas y no húmicas, siendo las sustancias húmicas los compuestos más estables del suelo (ácidos húmicos, ácidos fúlvicos y huminas), además, tiene un número relativamente grande de grupos funcionales (CO_2 , OH, C=C, COOH, SH, CO_2H) que tienen una alta afinidad por los iones metálicos, pudiendo formar complejos órgano metálicos (Kabata-Pendias, A., 2000). Si bien era esperable encontrar una relación entre las concentraciones de plomo y los porcentajes de materia orgánica para las muestras de suelo recolectadas, esto no se evidenció probablemente debido a que las concentraciones de plomo de algunas muestras eran lo suficientemente altas como para desviar la asociación entre ambas variables, disminuyendo así su correlación hasta niveles no estadísticamente significativos.

3.2 Evaluación del riesgo para la población

3.2.1 Primera fase de la Guía Metodológica para la Gestión de SPPC

La primera fase de la Guía Metodológica para la Gestión de SPPC (Identificación, Priorización y Jerarquización de SPPC) concluyó con la aplicación de una fórmula que ponderó puntajes asociados a fuente, ruta y receptor, permitiendo asignar una magnitud al SPPC priorizado en forma de porcentaje, que se relaciona con el riesgo preliminar a la salud humana. Para calcular el porcentaje correspondiente a la jerarquía del sitio se consideraron los siguientes valores:

Fuente (F): **0,5** por sospecha de fuente contaminante, **0,1** por metales y metaloides y **0,1** por sales inorgánicas, generando un total de **0,7**.

Ruta (Ru): **0,2** por agua de consumo humano (superficial y/o subterránea), **0,2** por aire, **0,15** por suelo, **0,15** por agua otros usos (recreacional, riego, industrial), **0,1** por frutas y hortalizas y **0,05** por sedimentos, generando un total de **0,85**.

Receptor (Re): **0,6** porque la distancia de las personas expuestas es menor a 2 km y **0,3** porque la cantidad de personas expuestas es de aproximadamente 25.000, generando un total de **0,9**.

Finalmente, se suman los valores obtenidos en los 3 ítems anteriores, se dividen por 3 y se multiplican por 100, otorgando un puntaje total de **82%**. Lo anterior se resume en la tabla 7.

Tabla 7. Cálculo del puntaje para la priorización del sitio bajo estudio

| CÁLCULO DEL PUNTAJE | | | | |
|----------------------|-------------|---------------|----------------------------------|---------------|
| Fuente (F) | Ruta (Ru) | Receptor (Re) | Cálculo Puntaje | Puntaje Total |
| 0 o 0,5 + ΣF | ΣRu | (Dis. + Hab.) | $(F + Ru + Re) \cdot 100/3$ | (%) |
| 0,5 + 0,2 | 0,85 | 0,6 + 0,3 | $(0,7 + 0,85 + 0,9) \cdot 100/3$ | 82 |

Considerando que se diferencian 3 jerarquías: a) baja jerarquía de 0-30%, b) mediana jerarquía de 30-60% y c) alta jerarquía de 60-100%, el sitio en estudio alcanza la categoría de **alta jerarquía**.

El valor obtenido permitió establecer comparaciones entre distintos sitios bajo sospecha de presencia de contaminantes y determinar cuáles requerían prioridad en su evaluación en función de la jerarquía alcanzada: alta, mediana o baja. De todos los sitios analizados para la IX Región, el correspondiente a este trabajo obtuvo el porcentaje más alto, por lo que se le requería investigar con mayor detalle.

3.2.2 Segunda fase de la Guía Metodológica para la Gestión de SPPC

La segunda fase de la Guía (Evaluación Preliminar Sitio-Específica del Riesgo de SPPC) se dividió en dos actividades: 1) Investigación Preliminar y 2) Investigación Confirmatoria. La primera actividad comenzó con la confección de un modelo conceptual cuyo fin era representar en forma simple y clara la conexión de los tres eslabones para que exista un riesgo para la población: fuente, ruta, receptor. La figura 10 muestra el modelo conceptual correspondiente al escenario bajo estudio.

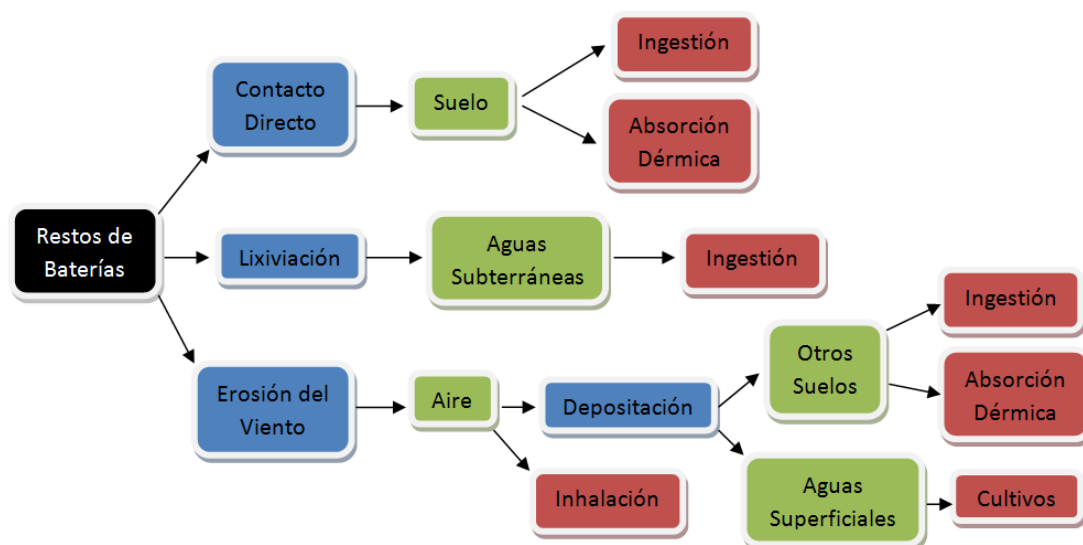


Figura 10. Modelo conceptual que muestra el escenario de potencial contaminación. El casillero negro representa la fuente de contaminación, los celestes rutas de exposición, los verdes matrices ambientales afectadas y los rojos vías de exposición para los receptores.

La segunda actividad (Investigación Confirmatoria) concluye con una comparación entre las concentraciones de plomo obtenidas en el sitio investigado, los NB encontrados en sus alrededores y las normas de suelo internacionales a modo de referencia, considerando la ausencia de una norma de calidad primaria referente a metales pesados para la matriz suelo en nuestro país. A continuación se expone la comparación entre las concentraciones de plomo en el sitio y las correspondientes a los NB en la tabla 8.

Tabla 8. Determinación de plomo por espectrometría de plasma acoplado inductivamente con detector óptico (ICP-OES) para muestras

| Muestra Sitio | Concentración de Plomo [mg/Kg] | Muestra Nivel Basal | Concentración de Plomo [mg/Kg] |
|-----------------|--------------------------------|---------------------|--------------------------------|
| 1 | 489,94 | NB1 | 96,19 |
| 2 | 493,95 | NB2 | 105,27 |
| 3 | 436,84 | NB3 | 22,12 |
| 4 | 574,01 | NB4 | 15,92 |
| 5 | 19.328,15 | NB5 | 18,56 |
| 6 | 99.400,96 | NB6 | 8,76 |
| 7 | 166.134,82 | NB7 | 21,02 |
| 8 | 279,38 | NB8 | 19,97 |
| 9 | 139.777,47 | | |
| | | | |
| Promedio | 47.435,06 | Promedio | 38,48 |
| Mín. | 279,38 | Mín. | 8,76 |
| Máx. | 166.134,82 | Máx. | 105,27 |
| SD | 64.241,70 | SD | 36,22 |
| UCL 95% | 77.447 | UCL 95% | 59,61 |

Con respecto a las concentraciones de plomo, los análisis llevados a cabo en R mostraron que los datos no seguían una distribución normal en ninguno de los dos grupos. Las varianzas de ambos grupos de datos no fueron homogéneas, lo cual se refleja claramente al comparar sus valores de SD, donde la variación de las concentraciones del sitio es mucho mayor. Se determinó que existían diferencias estadísticas significativas entre las medias de ambos grupos, lo cual fácilmente se puede evidenciar al comparar sus concentraciones medias de plomo: 47.435,06 y 38,48 [mg/Kg], para el sitio y NB respectivamente. Cabe destacar que la concentración mínima de plomo del sitio es más del doble que la máxima correspondiente a los NB.

Tal como se mencionó en la sección de introducción de este trabajo, el Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA 1990) realizó un estudio sobre el contenido de metales pesados en los suelos cultivados del país, entre la III y XI Región. Para el caso de la IX Región se llevaron a cabo 67 observaciones, entregando como resultado un promedio de 23, un mínimo de 5 y un máximo de 88 mg Pb/kg suelo

seco. Si bien estos suelos no pueden ser clasificados como correspondientes a NB ya que han sufrido intervención antrópica, su promedio, mínimo y máximo son comparativamente inferiores a las respectivas concentraciones de plomo de las muestras de NB recolectadas en este trabajo. Esto no implica que los sitios en los que se recolectaron las muestras de NB se hayan elegido en forma errada, sino que sólo reflejan la variabilidad que se puede encontrar en la matriz suelo dentro de una misma región. De todas maneras, cabe destacar que las muestras NB1 y NB2 tienen concentraciones de plomo superiores al resto del mismo grupo, lo cual podría deberse a su mayor cercanía al sitio de la planta o a la ciudad de Freire.

Para poder definir si las concentraciones de plomo en el sitio de la planta son altas o si estas no corresponden a niveles naturales, es necesario tener un elemento de referencia que permita establecer una comparación. Bajo esta lógica se aplica el concepto de muestra de NB o "background", ya que esta proviene del mismo suelo bajo estudio pero sin haber estado expuesta a la intervención humana (o mínimamente expuesta), constituyendo así una especie de muestra control o blanco. Tal como se mencionó con anterioridad, tanto el promedio como el UCL 95 para las concentraciones de plomo del sitio superan ampliamente los valores correspondientes a los NB, por lo que es posible afirmar que los niveles del primero se deben al impacto antrópico y difieren notoriamente de los niveles naturales del suelo del sector.

Existen diversas normativas internacionales para la regulación del plomo en los suelos las cuales varían en función del uso del suelo pero además de acuerdo a su procedencia (país, agencia, comunidad, etc.), por ende, no es apropiada la aplicación de cualquiera de ellas sin haber considerado previamente las características específicas del suelo investigado. En primer lugar, se debe tener en cuenta que la normativa internacional elegida no puede tener un nivel inferior a los NB, ya que estos representan el nivel natural o sin intervención respecto del contaminante en cuestión. En segundo lugar, se debe tener en cuenta cuál es el uso que se le está dando actualmente al suelo y/o cuál será su uso futuro, ya que los niveles límite de plomo en el suelo se fijan de acuerdo a las distintas actividades que se realicen en el mismo.

Para este trabajo se decidió utilizar como referencia la normativa internacional de la EPA, la cual corresponde a 400 [mg/Kg] de plomo en suelos descubiertos en áreas de juego para niños. Tanto el valor de UCL 95 como el valor promedio de las

concentraciones de plomo del sitio sobrepasan ampliamente a la normativa seleccionada. En particular, ocho de las nueve muestras recolectadas en el sitio exceden los 400 [mg/Kg], excepto la muestra 8. Si bien las muestras 1, 2, 3 y 4 superan la normativa, las muestras 5, 6, 7 y 9 lo hacen enormemente (4.832%, 24.850%, 41.534% y 34.944% en forma respectiva), por lo cual se debe prestar especial atención a su ubicación. Considerando la superación de la normativa internacional utilizada como referencia se requirió la aplicación de una evaluación de riesgo, es decir, procedía la fase III de la Guía.

3.2.3 Tercera fase de la Guía Metodológica para la Gestión de SPPC

La tercera fase de la Guía (Evaluación del Riesgo y Plan de Acción para la Gestión de SPC) se dividió en dos actividades. La primera consiste en una Evaluación de Riesgo Ambiental en la cual si se determina que el riesgo es inaceptable, se procede a la segunda actividad correspondiente al Plan de Acción.

3.2.3.1 Algoritmos para el cálculo de las Dosis de Exposición

Para la primera actividad la Guía plantea algoritmos para el cálculo de las Dosis de Exposición y sugiere la utilización del Manual de Factores de Exposición de la US EPA (2011) para llevar a cabo el análisis de exposición. En la Guía se muestra una fórmula genérica para calcular la ingesta media diaria de un contaminante a través de una determinada vía de exposición y también se detallan fórmulas específicas para cada una de las vías: ingestión de suelo, ingestión de alimentos, ingestión de agua, inhalación de partículas, inhalación de vapores o gases, contacto dérmico con suelo y contacto dérmico con agua. De todas las anteriores, sólo se podría haber calculado la dosis de exposición para la vía ingestión de suelo, ya que no correspondía a los objetivos de este estudio realizar determinaciones de la concentración de plomo en agua, aire o alimentos. La dosis de exposición por la vía contacto dérmico con suelo no fue posible de calcular debido a que la variable factor de absorción dérmica (ABS) no tenía un valor establecido para el plomo.

Si bien el cálculo de la ingestión de suelo era factible de realizarse, ya que se disponía de valores para todas las variables que incluía dicha fórmula, su resultado carecía de significado al no existir una dosis de referencia para el plomo con la cual compararlo. Tal como se afirma en el documento del Centro de Información

Toxicológica de la Universidad Católica (CITUC 2015): Pauta de Evaluación Ambiental en Lodo y Suelo Producto de Aludes en II y III Región, no se han determinado valores de dosis de referencia (RfD; fuente: IRIS Toxnet) ni de nivel de riesgo mínimo (MRL; fuente: ATSDR) para el plomo. Sin embargo, en el documento se recomendó que a falta de dichos valores se empleara una concentración de 400 [mg/Kg] de plomo en el suelo de las áreas de juego, como pauta de evaluación ambiental para la exposición intermedia al suelo (15-364 días). Además, se menciona que dicho valor no corresponde a un criterio de calidad de suelo y que si una muestra es mayor a este, no implica necesariamente efectos adversos sobre la salud, pero que de todas maneras se deben tomar las siguientes medidas: priorizar el sitio del hallazgo y evaluarlo en detalle, priorizar la limpieza de la zona y restringir el acceso de niños al lugar hasta su limpieza.

Con respecto a la caracterización del riesgo cancerígeno, la Sociedad Americana Contra el Cáncer (2014) señala que el plomo y compuestos de plomo presentan un potencial para causar cáncer de acuerdo a la evidencia disponible, la cual ha sido recopilada a partir de diversas agencias expertas en el tema. Algunos ejemplos de estas son: Programa Nacional de Toxicología (NTP), clasifica al plomo y compuestos de plomo como “razonablemente esperable que sean carcinógenos humanos”; Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC), clasifica al plomo inorgánico como “probable carcinógeno humano” y al plomo orgánico como “no clasificable con respecto a su carcinogenicidad en humanos”; Agencia de Protección Ambiental (EPA), clasifica al plomo y compuestos inorgánicos de plomo como “probables carcinógenos humanos”. Considerando lo anterior, no se ha determinado un Factor de Potencia Cancerígena (FPC) o Factor de Pendiente para el plomo, el cual es necesario para poder calcular el Riesgo Extra Total de Cáncer de por Vida (RETCV), por lo que los riesgos cancerígenos atribuidos al plomo no fueron estimados.

3.2.3.2 Caracterización del riesgo por exposición al plomo ambiental en niños

Se utilizó el software IEUBK para caracterizar el riesgo por exposición al plomo ambiental en niños. Este se estimó como nivel de plomo en la sangre asociado con una exposición total al plomo que ingresa al organismo simultáneamente por las vías oral, inhalación y dérmica. El modelo permite ingresar las concentraciones de plomo en el

suelo y en el polvo al interior de las casas modificando su tasa de ingesta, la concentración de plomo en el aire y el tiempo de exposición al mismo, la concentración de plomo en los alimentos y su tasa de ingesta y la concentración de plomo en el agua potable junto con su cantidad consumida por día. Además, se pueden modificar los parámetros en función de la edad de los niños expuestos e incluso los porcentajes de absorción respecto de cada medio. Por último, para calcular el riesgo se solicita ingresar el nivel de corte de plomo en la sangre, el cual se estableció en 5 [µg/dL] de acuerdo a lo planteado por Centros para el Control y la Prevención de Enfermedades (CDC 2017). Si bien hasta el año 2012 se consideraba como nivel de preocupación 10 [µg/dL], se decidió que el nuevo valor de referencia permitía identificar a los niños que han estado expuestos al plomo y así tomar acciones en forma más temprana para reducir su exposición futura.

Tomando en cuenta que sólo se disponía de datos sobre la concentración de plomo en el suelo, su concentración en otros medios y tasas de ingesta por edad fueron seleccionados por defecto por el software. Al ingresar la concentración de plomo en el suelo de sitio, ya sea su valor promedio (47.435,06 [mg/Kg]) o su UCL (77.447 [mg/Kg]), se generaba una advertencia que informaba que la concentración de plomo en el polvo al interior de las casas no podía exceder los 27.000 [mg/Kg] (ésta última era estimada por el software en base a la concentración de plomo en el suelo exterior). Si se procedía con el cálculo del riesgo a pesar de dicha advertencia, la curva de distribución generada arrojaba que un 100% de los niños estaría por sobre el nivel de plomo en la sangre de 5 [µg/dL], advirtiendo que el modelo había sido calibrado y validado empíricamente para valores de hasta 30 [µg/dL]. La figura 11 muestra los resultados correspondientes a la utilización del UCL del sitio como valor de concentración de plomo en suelos.

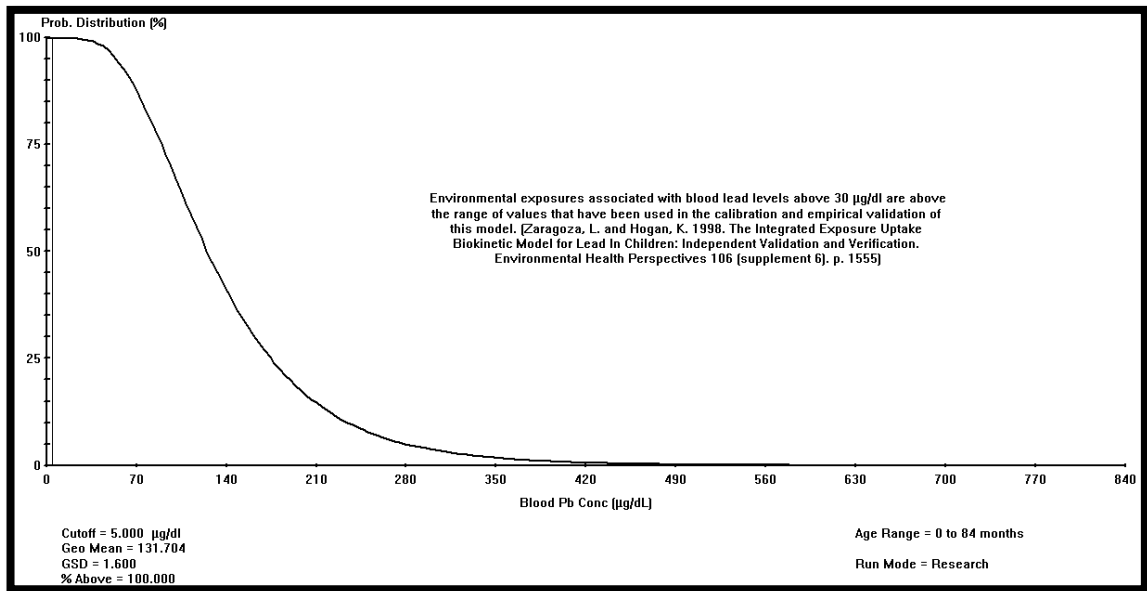


Figura 11. Curva de distribución generada por el software IEUBK para una concentración de 77.447 [mg/Kg] de plomo en suelo. Se advierte que el modelo fue calibrado y validado empíricamente para valores de hasta 30 [µg/dL] de plomo en sangre, lo cual se excede.

A modo de comparación se utilizó la concentración de 400 [mg/Kg] de plomo en suelos recomendada por la Pauta de la CITUC, un nivel de plomo en la sangre de 5 [µg/dL] y el resto de valores fijados por defecto por el software. En esta ocasión no se mostró la advertencia de superación del límite de 30 [µg/dL], sin embargo, la curva de distribución generada arrojaba que un 40,498% de los niños se encontrarían por sobre los 5 [µg/dL]. Cabe mencionar que tal porcentaje se asociaría a niños que desarrollen sus actividades sobre suelos con la concentración de plomo ingresada al software (400 [mg/Kg]). No sería pertinente extrapolar estos resultados a los niños en los alrededores del sitio contaminado, ya que a medida que aumenta la distancia a la fuente de contaminación las concentraciones de plomo debiesen ir decreciendo. La figura 12 muestra los resultados correspondientes a la utilización de 400 [mg/Kg] como valor de concentración de plomo en suelos.

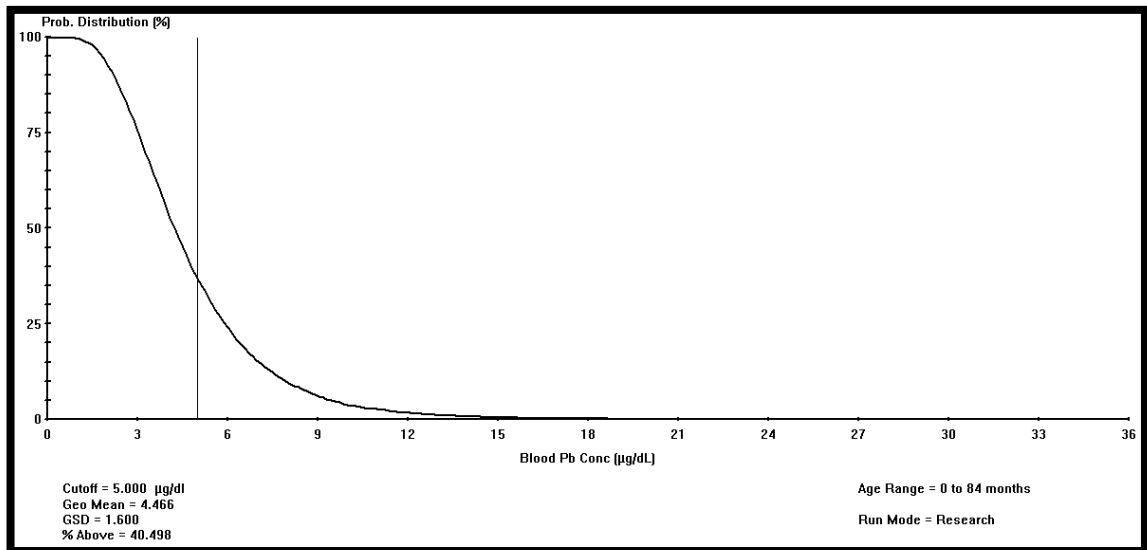


Figura 12. Curva de distribución generada por el software IEUBK para una concentración de 400 [mg/Kg] de plomo en suelo. Se indica que un 40,498% de los niños superarían el nivel de 5 [µg/dL] de plomo en su sangre.

Finalmente, se utilizó el valor de 59,61 [mg/Kg] de plomo en suelos correspondiente al UCL de los NB, un nivel de plomo en la sangre de 5 [µg/dL] y el resto de valores fijados por defecto por el software. En esta ocasión tampoco se mostró la advertencia de superación del límite de 30 [µg/dL] del modelo y la curva de distribución generada arrojaba que un 0,363% de los niños se encontrarían por sobre los 5 [µg/dL]. Cabe mencionar que en los tres escenarios (UCL del sitio, 400 [mg/Kg] y UCL de NB) existe una incertidumbre asociada a la elección del resto de los valores del software por defecto, ya que estos podrían ser en realidad mayores o menores a los seleccionados, pero de todas formas entregan una referencia comparativa. La figura 13 muestra los resultados correspondientes a la utilización del UCL de los NB como valor de concentración de plomo en suelos.

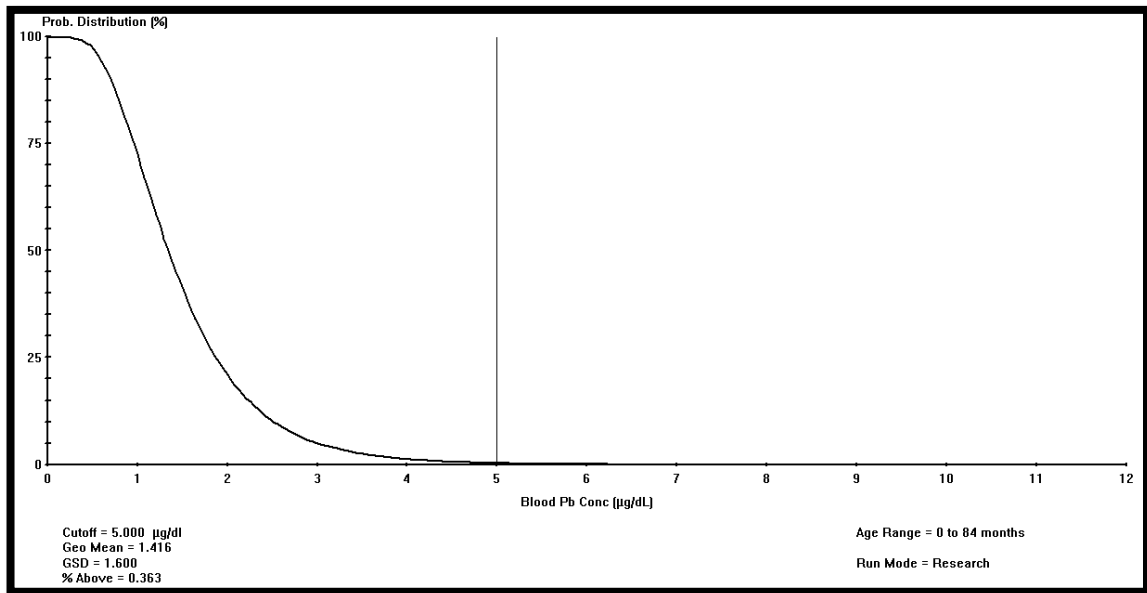


Figura 13. Curva de distribución generada por el software IEUBK para una concentración de 59,61 [mg/Kg] de plomo en suelo. Se indica que un 0,363% de los niños superarían el nivel de 5 [µg/dL] de plomo en su sangre.

Para concluir con esta sección de la discusión, se recuerda que el modelo permite estimar el riesgo de que un niño o una población de niños puedan exceder el nivel de 5 [µg/dL], sin embargo, IEUBK no tiene por objetivo reemplazar las mediciones de plomo sanguíneo ni la evaluación médica de un niño específico en riesgo. A pesar de que el sitio investigado se encuentra actualmente abandonado, de todas maneras sus altas concentraciones de plomo representan un peligro latente y por tanto, se requiere tomar medidas para resguardar la salud de la población tanto en el presente como a futuro.

3.3 Evaluación de la capacidad del metal para alcanzar cuerpos de agua

Para evaluar la capacidad del plomo para alcanzar cuerpos de agua adyacentes al sitio, se le realizó un test de lixiviación a las muestras de suelo correspondientes al sitio de la planta. Esta determinación se basó en el método 1311: procedimiento para la caracterización de toxicidad por lixiviación, TCLP (US EPA). Los valores de concentraciones de plomo obtenidas a partir de los lixiviados fueron comparados con el valor establecido en la tabla de “concentraciones máximas permisibles” (CMP) del DS

148, para determinar si las muestras de suelo podrían lixiviar plomo en concentraciones que supongan un riesgo para la salud de la población. La información referente al plomo de la tabla de CMP se muestra en la tabla 9.

Tabla 9. Concentración Máxima Permissible de plomo en lixiviados TCLP (Fuente: DS 148)

| Código RP | Nº CAS | Sustancia | CMP [mg/L] |
|-----------|-----------|-----------|------------|
| D008 | 7439-92-1 | Plomo | 5 |

A continuación se muestran los resultados de los test de lixiviación aplicados a las muestras del sitio en la tabla 10.

Tabla 10. Determinación de plomo por ICP-OES en lixiviados TCLP para muestras

| Muestra Sitio | Concentración de Plomo [mg/L] |
|-----------------|-------------------------------|
| 1 | 0,664 |
| 2 | 0,732 |
| 3 | 0,203 |
| 4 | 0,237 |
| 5 | 249,7 |
| 6 | 954,1 |
| 7 | 1.124,0 |
| 8 | 1,479 |
| 9 | 1.431,0 |
| Promedio | 418,01 |
| Mín. | 0,203 |
| Máx. | 1.431,0 |
| SD | 548,86 |
| UCL 95% | 642,0 |

A partir de la comparación de las concentraciones de plomo en los lixiviados con el valor de CMP estipulado en el DS 148 para el metal, se determinó que tanto el promedio como el valor de UCL superaban ampliamente la norma (5 [mg/L]). Con respecto a las concentraciones de plomo lixiviadas por cada muestra en particular, es posible observar que las muestras 1, 2, 3, 4 y 8 cumplen con la normativa, es decir, cinco sobre un total de nueve muestras recolectadas en el sitio. Por otro lado, las muestras 5, 6, 7 y 9 superan ampliamente la normativa, donde la 5 tiene el valor más bajo y la 9 el más alto de este grupo. Tal como lo refleja la desviación estándar de las muestras del sitio, existe una gran variación de las concentraciones de plomo en los lixiviados con respecto al promedio. Para entender las implicancias de estos resultados es necesario considerar los siguientes artículos del DS 148:

- Artículo 10: Un residuo o una mezcla de residuos es peligrosa si presenta riesgo para la salud pública y/o efectos adversos al medio ambiente ya sea directamente o debido a su manejo actual o previsto, como consecuencia de presentar alguna de las características que se definen en el artículo siguiente.

- Artículo 11: Para los efectos del presente reglamento las características de peligrosidad son las siguientes: a) toxicidad aguda, b) toxicidad crónica, c) toxicidad extrínseca, d) inflamabilidad, e) reactividad y f) corrosividad. Bastará la presencia de una de estas características en un residuo para que sea calificado como residuo peligroso.

- Artículo 14: Un residuo tendrá la característica de toxicidad extrínseca cuando su eliminación pueda dar origen a una o más sustancias tóxicas agudas o tóxicas crónicas en concentraciones que pongan en riesgo la salud de la población. Cuando la eliminación se haga a través de su disposición final en el suelo se considerará que el respectivo residuo tiene esta característica cuando el Test de Toxicidad por Lixiviación arroje, para cualquiera de las sustancias mencionadas, concentraciones superiores a las señaladas en la tabla (tabla CMP).

Considerando lo anterior, las muestras 5, 6, 7 y 9 fueron clasificadas como residuos peligrosos al tener la característica de peligrosidad “toxicidad extrínseca”, ya que su disposición final fue en el suelo y al ser sometidas a los test de lixiviación superaban la CMP para el plomo. Por ende, estas muestras de suelo no deben permanecer en el sitio bajo las condiciones actuales, sino que deben ser manejadas como residuos peligrosos y transportadas a rellenos de seguridad. Estos últimos son instalaciones de eliminación destinados a la disposición final de residuos peligrosos en el suelo, diseñados, construidos y operados cumpliendo los requerimientos específicos señalados en el DS 148.

3.4 Plan de Acción y medidas de mitigación

El sitio investigado fue clasificado como Suelo con Presencia de Contaminantes (SPC) tomando en cuenta lo siguiente:

- 1) Las concentraciones de plomo en el sitio superaban ampliamente a los NB y a la normativa de referencia elegida
- 2) Cuatro de las nueve muestras de suelo tenían un potencial para lixiviar plomo que sobrepasaba la normativa nacional
- 3) La concentración de plomo en suelos fue lo suficientemente alta como para no permitir la estimación de los niveles de plomo en la sangre de los niños mediante el software IEUBK

Considerando que estos antecedentes implican que existe un riesgo potencial para la salud de las personas, se requiere la implementación de un plan de acción que contemple actividades y medidas de control a corto, mediano y largo plazo.

3.4.1 Medidas de control a corto plazo

De acuerdo a la Guía Metodológica las medidas de control a corto plazo se dividen en: 1) generación de una estrategia para afrontar la situación de contaminación, 2) informar a la comunidad sobre los riesgos encontrados y 3) implementación de medidas de gestión sencillas que permitan aminorar el riesgo de forma inmediata.

Respecto al primer punto, se debe convocar a los Órganos de la Administración del Estado competentes, además de conformar comités interinstitucionales con el fin

de desarrollar, seguir y controlar el Plan de Acción. Este último puede ser financiado por actores privados, la autoridad, participación público privada (de carácter voluntaria), postulación al Fondo de Protección Ambiental, Fondos de Desarrollo Regional o a través de mecanismos compensatorios autorizados por la Ley 19.300 en el Sistema de Evaluación Ambiental. En cuanto al segundo punto, se debe informar a la comunidad sobre la situación de contaminación favoreciendo el intercambio de información entre los distintos actores sociales involucrados: comunidad, titulares, agentes responsables de la remediación y autoridad gubernamental. La finalidad de esta etapa es aclarar los peligros de la situación, la probabilidad de que se manifiesten y sus consecuencias, ya que la entrega de información adecuada y cierto grado de control transferido a la comunidad reducen la incertidumbre y facilitan el buen diálogo. El tercer punto se relaciona con las acciones de control inmediatas a realizar en el sitio las cuales pueden incluir: cierre perimetral para evitar el ingreso de personas, instalación de letreros de advertencia para alertar a la población del peligro, implementación de mallas raschel para capturar el polvo levantado por el viento y/o la aplicación de estabilizantes al suelo para evitar la propagación del plomo a otras zonas.

3.4.2 Medidas de control a mediano y largo plazo

Las medidas de control a mediano y largo plazo se relacionan con la evaluación e implementación de alternativas de remediación que permitan disminuir el riesgo encontrado y llevarlo a niveles aceptables de forma definitiva. En este sentido, lo primero a definir es el Valor Objetivo de Remediación (VOR) que se desea alcanzar, el cual se plantea que corresponda a 400 [mg/Kg] de plomo en suelos. La elección de dicho valor se fundamenta en el hecho de que permitiría resguardar la salud de la fracción de la población más vulnerable durante una actividad que implica contacto directo con la matriz contaminada, es decir, niños jugando sobre el suelo descubierto del sitio.

En segundo lugar, antes de definir cuales tecnologías de remediación serían las más apropiadas para el sitio, se debe conocer la extensión de la contaminación tanto horizontal como verticalmente. Si bien se conocen las concentraciones de plomo en el suelo de nueve puntos dentro del sitio de la planta, esto no es suficiente para definir la distribución del contaminante en la capa superficial del suelo y menos aún su distribución hacia niveles más profundos, ya que el muestreo se realizó recolectando

muestras entre los 0-20 cm de profundidad. Tomando en cuenta que tanto la factibilidad como los costos de remediación dependen del volumen de suelo a tratar, es necesario llevar a cabo un nuevo muestreo más detallado. Los puntos de recolección de muestras debiesen cubrir toda la superficie del sitio, concentrándose en las zonas con mayores niveles de plomo. Aparte de las muestras superficiales de suelo (0-20 cm de profundidad), se debiesen recolectar muestras en los perfiles más profundos de al menos 1 metro de profundidad, esto sobre todo en las zonas donde se determinó un elevado potencial para lixiviar plomo. Además de los análisis físico-químicos ya realizados (pH, humedad y materia orgánica) se sugiere incluir un análisis de la textura del suelo, ya que es una variable que también puede afectar el rendimiento de la tecnología de remediación seleccionada.

En tercer lugar, ya con el VOR definido y los resultados del nuevo muestreo a disposición, se deben evaluar las diferentes alternativas de remediación para el sitio considerando las características físico-químicas del suelo y el plomo, sin embargo, no se pueden dejar de lado otros factores cruciales para la toma de decisiones. La tecnología de remediación elegida aparte de ser efectiva para las condiciones particulares del caso, debe ser factible de aplicar en términos técnicos (equipamiento y profesionales especializados disponibles), administrativos (permisos para la ejecución de la obra por parte de las autoridades) y económicos (monto disponible para sustentar la remediación). También se debe considerar la protección de la salud humana durante la remediación, la efectividad de la misma tanto a corto como largo plazo y la aprobación por parte de los stakeholders (partes interesadas).

3.4.3 Tecnologías de remediación

De acuerdo al documento Selección de tecnologías de control para la remediación de sitios de reciclaje de baterías de plomo (Basu, T. y col., 1991), se han realizado diversos estudios con el fin de evaluar y finalmente implementar una o más tecnologías de tratamientos en sitios específicos. Las alternativas propuestas son:

- 1) Solidificación/Estabilización
- 2) Lavado de suelo/Lixiviación ácida
- 3) Excavación del suelo y disposición fuera del sitio
- 4) Cobertura de suelo

Solidificación/Estabilización (S/E)

Los procesos de solidificación producen bloques monolíticos de desechos con una alta integridad estructural. Los contaminantes no interactúan necesariamente con los reactivos de solidificación (típicamente cemento/cal), pero se encuentran mecánicamente atrapados dentro de la matriz solidificada. Los métodos de estabilización típicamente incluyen la adición de materiales como cenizas o escorias de alto horno que limitan la solubilidad o movilidad de los constituyentes de desecho, a pesar de que puede ocurrir que las características físicas de manejo no cambien ni mejoren. Los métodos que involucran las técnicas de S/E son generalmente propuestos en los Registros de Decisiones, Investigaciones de Remediación y Estudios de Factibilidad para sitios de reciclaje de baterías de plomo. La S/E de un suelo contaminado puede ser llevada a cabo *in situ* (en el sitio) o *ex situ* (fuera del sitio).

Ventajas: reduce migración del plomo, tratamiento relativamente barato, equipo de mezcla y aditivos se encuentran fácilmente disponibles, tecnología adecuada para inmovilizar metales pesados como el plomo en sitios de reciclaje de baterías.

Desventajas: contención secundaria puede ser requerida ya que el plomo podría migrar con el tiempo, reacciones químicas indeseadas pueden ocurrir, grandes cantidades de sales de sulfato disueltas o aniones metálicos en desechos (arseniatos y boratos) dificultan la solidificación y estabilidad del concreto, materia orgánica, lignito, limo o arcilla en desechos incrementan tiempo de instalación y pueden complicar el manejo.

Lavado de suelo/Lixiviación ácida

El lavado del suelo es un proceso mecánico a base de agua que se realiza *ex situ* para eliminar contaminantes indeseables. El proceso los elimina disolviéndolos o suspendiéndolos en la solución de lavado o bien, concentrándolos en un volumen más pequeño de suelo a través de técnicas simples de separación por tamaño de partícula. La lixiviación ácida disuelve los contaminantes disminuyendo el pH del sistema. Esta tecnología extrae el suelo contaminado con plomo y le aplica un lavado *on site* (junto al sitio) con una solución como ácido nítrico o EDTA, luego lo devuelve a la zona de excavación.

Ventajas: reduce volumen de masa contaminante, el producto reciclable de plomo de la lixiviación ácida puede cubrir parcialmente el costo del tratamiento.

Desventajas: ambas técnicas se encuentran aún en etapas de prueba, suelos altos en arcilla, limo y/o material húmico son difíciles de tratar, trabajadores deben ser entrenados en manejo de ácidos para lixiviación, equipo especializado resistente al ácido debe ser usado para lixiviación, pruebas piloto y de laboratorio son necesarias para determinar su factibilidad, efluentes de sistemas de lavado de suelo requieren tratamiento posterior.

Excavación del suelo y disposición fuera del sitio

La excavación y remoción de suelo contaminado para su posterior disposición en rellenos sanitarios que cumplan con el Acta de Recuperación y Conservación de Recursos (en Estados Unidos) ha sido llevada a cabo ampliamente para sitios de reciclaje de baterías de plomo. La disposición de residuos peligrosos en rellenos sanitarios se está volviendo cada vez más difícil y costosa producto del mayor control regulatorio. La excavación y remoción es aplicable a casi todos los sitios, sin embargo, puede verse limitada por los costos en sitios con grandes volúmenes de suelo o entornos hidrogeológicos complejos.

Ventajas: logra control ingenieril, contaminación eliminada del sitio, no hay necesidad de monitoreos a largo plazo, combinable con casi cualquier otra tecnología de remediación.

Desventajas: costos asociados con disposición fuera del sitio son altos, impactos de corto plazo como emisiones de polvo fugitivas son de preocupación, contaminación se transfiere a otro sitio, sin tratamiento esta tecnología podría no cumplir con los requerimientos de disposición final.

Cobertura de suelo

La cobertura consiste en la instalación de una barrera impermeable sobre el suelo contaminado para restringir el acceso y reducir la infiltración de agua al suelo. Una gran variedad de diseños y materiales de cubierta se encuentran disponibles. La mayoría de diseños son de varias capas para cumplir con los estándares requeridos por el Acta de Recuperación y Conservación de Recursos, sin embargo, los diseños de

una capa son utilizados para funciones especiales en sitios de reciclaje de baterías de plomo como cuando el suelo tratado se devuelve a la zona excavada.

Las arcillas de baja permeabilidad y membranas sintéticas son comúnmente empleadas. Los materiales del suelo se encuentran fácilmente disponibles y los materiales sintéticos son ampliamente fabricados y distribuidos.

La selección del diseño y los materiales de la cubierta son influenciados por factores como: disponibilidad local y costo del material, función de los materiales, naturaleza de los desechos a cubrir, clima, hidrogeología del sitio y uso futuro del suelo proyectado.

Ventajas: logra control ingenieril (contención), alternativa más económica que la excavación y remoción de desechos, sella confiablemente la contaminación, materiales del suelo se encuentran fácilmente disponibles, materiales sintéticos son ampliamente fabricados y distribuidos.

Desventajas: no remueve contaminación, requiere mantención a largo plazo, tiempo de vida incierto, requiere monitoreo a largo plazo, inspección periódica y mantenimiento requeridos para asegurar la integridad de la cubierta.

Actualmente existe una gran diversidad de alternativas para la remediación de suelos contaminados con plomo que incluyen hasta tratamientos biológicos y térmicos, sin embargo, varias de ellas se encuentran aún en desarrollo o etapas de prueba. Las tecnologías anteriormente expuestas tienen ventajas y desventajas que se deben considerar para una selección adecuada de acuerdo a las condiciones particulares del sitio.

Si bien la S/E ha sido una de las más empleadas por su efectividad, el plomo permanece inmovilizado en el mismo sitio y se debe controlar que no migre con el tiempo. Caso similar es el de la cobertura de suelo que aísla la fracción contaminada del resto de su entorno, teniendo como ventaja su menor costo pero que requiere de revisiones periódicas. Por otra parte, se tiene a la excavación del suelo y disposición fuera del sitio, que si bien descontamina la zona, implica trasladar el suelo contaminado a una instalación adecuada para su tratamiento y disposición final (relleno de seguridad), generando mayores costos. Por último, se tiene el lavado de suelo/lixiviación ácida, tecnología que retira el plomo del suelo contaminado pero

depende de varios factores que afectan su rendimiento y requiere de pruebas para analizar su factibilidad.

Considerando lo anteriormente expuesto, la selección de la tecnología a utilizar o una combinación de ellas debe tomar en cuenta las características del sitio, la concentración y distribución del plomo, la disponibilidad de equipo/profesionales especializados, los costos y tiempos involucrados y el uso futuro proyectado para el suelo. Cabe recordar que el fin último de todas estas acciones es proteger la salud de la población y por ende, se sugiere como complemento la realización de monitoreos de la calidad del agua y aire del sector con respecto al plomo. También se sugiere llevar a cabo análisis de sangre para evaluar si efectivamente el plomo está siendo incorporado por las personas que viven o trabajan en sectores aledaños al sitio investigado, lo cual implicaría una exposición reciente al metal pesado.

IV. CONCLUSIONES

- Se determinaron las características físico-químicas pH, humedad y materia orgánica en las muestras de suelo tanto del sitio como de los niveles basales. No se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las medias de ambos grupos para dichas variables. No se encontraron asociaciones estadísticamente significativas entre las variables pH, humedad y materia orgánica en relación con las concentraciones de plomo.
- Se determinó la concentración de plomo en las muestras de suelo tanto del sitio como de los niveles basales, encontrándose que existían diferencias estadísticamente significativas entre las medias de ambos grupos. Las concentraciones de plomo en el sitio superaban ampliamente los niveles basales y la normativa de referencia elegida (400 [mg/Kg] EPA).
- No fue posible utilizar las fórmulas que aparecen en la Guía Metodológica para la Gestión de SPPC para analizar el riesgo al cual está expuesta la población. Esto se debe a que no existe un valor definido para la Dosis de Referencia/Nivel de Riesgo Mínimo, ni tampoco un Factor de Potencia Cancerígena/Factor de Pendiente para el plomo.
- Para evaluar si las concentraciones de plomo del sitio suponían un riesgo para la población se empleó el software IEUBK, ya que este permite estimar los niveles de plomo sanguíneo en niños expuestos a plomo medio ambiental. Las concentraciones fueron lo suficientemente altas como para sobrepasar el valor máximo estimado de 30 [$\mu\text{g}/\text{dL}$] de plomo en la sangre, para el cual el modelo fue calibrado y validado empíricamente.
- Para determinar si el plomo tenía la capacidad de alcanzar cuerpos de agua adyacentes al sitio se llevaron a cabo test de lixiviación. Las concentraciones de plomo lixiviado por 4 de las 9 muestras fueron superiores a la Concentración Máxima Permisible (5 [mg/L] de acuerdo al DS 148), por lo que se les clasifica como residuos peligrosos y no deben permanecer en el sitio bajo las condiciones actuales.

- Considerando el riesgo potencial al que está expuesta la población, se proponen medidas tanto a corto como largo plazo. Entre las primeras se incluye informar a las autoridades y comunidades, cercar el sitio e instalar letreros de advertencia. Además, se plantea la realización de un nuevo muestreo de suelos que permita conocer detalladamente la distribución espacial de la contaminación en el sitio. Con respecto a las medidas a largo plazo, se plantean 4 alternativas de mitigación con sus respectivas ventajas y desventajas: solidificación/estabilización, lavado de suelo/lixiviación ácida, excavación del suelo y disposición fuera del sitio, y cobertura de suelo.
- Tomando en cuenta que el fin último es proteger la salud de la población, se sugiere como complemento la realización de monitoreos de la calidad del agua y aire del sector con respecto al plomo. También se plantea llevar a cabo análisis de sangre para evaluar si efectivamente el plomo está siendo incorporado por las personas que viven o trabajan en sectores aledaños al sitio investigado, lo cual implicaría una exposición reciente al metal pesado.

V. BIBLIOGRAFÍA

- ATSDR (2016). Resúmenes de Salud Pública - Plomo (Lead). https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs13.html
- Basu, T. K., Selvakumar, A., & Gaire, R. (1991). *Selection of control technologies for remediation of lead-battery recycling sites* (No. PB-92-114537/XAB). Foster Wheeler Enviresponse, Inc., Edison, NJ (United States).
- BCN. Clima y vegetación. Región de la Araucanía. <http://siit2.bcn.cl/nuestropais/region9/clima.htm>
- BCN. Reportes Estadísticos Comunales 2015. Comuna de Freire. http://reportescomunales.bcn.cl/2015/index.php/Freire#Poblaci.C3.B3n_seg.C3.BA_n_pobreza_por_Ingresos_CASEN_2011_y_2013.2C_Metodolog.C3.ADA_SA_E_CASEN_2011-2013
- Cala, V., y Kunimine, Y. (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.
- Centro de Información Toxicológica de la Universidad Católica (CITUC) (2015). Pauta de Evaluación Ambiental en Lodo y Suelo Producto de Aludes en II y III Región.
- Centros para el Control y la Prevención de Enfermedades (CDC) (2017). Nueva información sobre nivel de plomo en sangre. https://www.cdc.gov/nceh/lead/acclpp/blood_lead_levels.htm
- CONAMA y Cooperación técnica alemana GTZ (2009). Guía Técnica Sobre Manejo de Baterías de Plomo Ácido Usadas.
- DS 40/2013. Aprueba Reglamento Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental.
- DS 148/2004. Aprueba Reglamento Sanitario Sobre Manejo de Residuos Peligrosos.

- Emsley, J. (2011). *Nature's building blocks: an AZ guide to the elements*. Oxford University Press.
- EPA. Manual de Factores de Exposición 2011 Edición (Final). Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos, Washington, DC, EPA/600/R-09/052F, 2011.
- EPA. Método 1311: procedimiento para la caracterización de toxicidad por lixiviación, parte de Métodos de Prueba para Evaluar Residuos Sólidos, Métodos Físicos/Químicos.
- EPA. Método 9045D: pH de suelo y residuos, parte de Métodos de Prueba para Evaluar Residuos Sólidos, Métodos Físicos/Químicos.
- FAO. Conservación de los recursos naturales para una Agricultura sostenible. http://www.fao.org/ag/ca/training_materials/cd27-spanish/sm/soil_moisture.pdf
- Galán, E., y Romero, A. (2008). Contaminación de suelos por metales pesados. *Macla*, 10, 48-60.
- IGM (2016). Geo Web Instituto Geográfico Militar de Chile. <http://200.27.184.149/IGMChile/>
- INIA (1990). Fuentes de contaminación con residuos de plaguicidas organoclorados y metales pesados en sectores agrícolas, regiones IV y XI. Informe final proyecto de investigación. INIA, Santiago, Chile.
- INIA (1994). Manual de Riego para el Sur de Chile. Primera Edición. Estación Experimental Carillanca, Temuco.
- Instituto de Investigación de Recursos Naturales. CORFO (1964). Suelos, descripciones: Proyecto Aerofotogramétrico Chile/OEA/BID. IREN-CORFO, Santiago, Chile.
- J. Salinas, D. Rebolledo, I. Cortés (2012). CENMA. Informe Final: "Evaluación de riesgos a la salud en la Comuna de Andacollo".
- Kabata-Pendias, A. (2000). *Trace elements in soils and plants*. Third Edition. CRC Press, Boca Raton, USA.

- Ley 20.417 (2010). Crea el Ministerio, el Servicio de Evaluación Ambiental y la Superintendencia del Medio Ambiente.
- MMA. CORFO. Fundación Chile (2012). Guía Metodológica para la Gestión de Suelos con Potencial Presencia de Contaminantes.
- MMA (2013). Informe Ambiental Preliminar. Evaluación Ambiental Estratégica (E.A.E.). http://eae.mma.gob.cl/uploads/A50_1er_IA_PRC_Freire.pdf
- Montenegro, A. (1989). Diagnóstico preliminar de los niveles de nitrógeno disponible, fósforo disponible, potasio intercambiable, materia orgánica y pH de los suelos de la Región de la Araucanía.
- N. Soublette, J. Heyer, I. Cortés (2011). CENMA. Informe Final: “Investigación preliminar y confirmatoria de suelos con potencial presencia de contaminantes (SPPC). Comunas de Copiapó y Tierra Amarilla.”
- Nedwed, T., y Clifford, D. A. (1998). A survey of lead battery recycling sites and soil remediation processes. *Waste Management*, 17(4), 257-269.
- OMS (2015). Intoxicación por plomo y salud. <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs379/es/>
- Paradelo, R., Villada, A., y Barral, M. T. (2011). Reduction of the short-term availability of copper, lead and zinc in a contaminated soil amended with municipal solid waste compost. *Journal of hazardous materials*, 188(1), 98-104.
- Quijada, P., Estrada, P., y Tager, N. (1986). Estudio de contaminación ambiental por plomo en la comuna de Freire. *Revista Médica del Sur*, 11(3), 118-21.
- Revista de Derecho y Jurisprudencia y Gaceta de los Tribunales (1995). *Editorial Jurídica de Chile*, tomo XCII, 236-243.
- Sadzawka, A., Carrasco, M., Grez, R., Mora, M., Flores, H. y Neaman, A. (2006). Métodos de análisis recomendados para los suelos de Chile. Revisión 2006. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Serie Actas INIA N° 34, Santiago, Chile, 164p.

- Silveira, M. L., Alleoni, L., Guilherme, L. (2003). Biosolids and heavy metals in soils. *Scientia Agricola*, 60(4), 793-806.
- Small, M. J., Nunn, A. B., Forslund, B. L., y Daily, D. A. (1995). Source attribution of elevated residential soil lead near a battery recycling site. *Environmental science & technology*, 29(4), 883-895.
- Sociedad Americana Contra el Cáncer (2014). Plomo. <https://www.cancer.org/cancer/cancer-causes/lead.html>
- Troeh, F., y Thompson, L. (2005). *Soils and soil fertility*. Ames: Blackwell.
- Universidad de Córdoba (2008). Metales tóxicos pesados. <http://www.uco.es/~iq2sagrl/QIMediambiente/TranspTema9-web.pdf>
- Universidad Nacional Autónoma de México (2008). Hoja de Seguridad XXIII. Plomo y Sales de Plomo. <http://www.quimica.unam.mx/IMG/pdf/23plomo.pdf>
- USDA (1997). Mapa de los regímenes de humedad del suelo. https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/use/?cid=nrcs142p2_054017
- USDA (1999). Guía para la Evaluación de la Calidad y Salud del Suelo. https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1044786.pdf
- USDA (2014). Keys to Soil Taxonomy. Twelfth Edition.

VI. ANEXOS

6.1 Caracterización físico-química de los suelos

Tabla 11. Determinación de pH-H₂O por método potenciométrico para muestras del sitio

| Muestra | pH Muestra | pH Contramuestra | pH Promedio | Desviación Estándar |
|-------------|------------|------------------|-------------|---------------------|
| Blanco | 5,78 | - | - | - |
| Buffer 4,00 | 4,02 | - | - | - |
| Buffer 7,00 | 6,98 | - | - | - |
| 1 | 5,45 | 5,47 | 5,46 | 0,01 |
| 2 | 4,91 | 4,95 | 4,93 | 0,02 |
| 3 | 5,52 | 5,50 | 5,51 | 0,01 |
| 4 | 5,77 | 5,81 | 5,79 | 0,02 |
| 5 | 5,11 | 5,13 | 5,12 | 0,01 |
| 6 | 5,67 | 5,77 | 5,72 | 0,05 |
| 6D | 5,78 | 5,81 | 5,80 | 0,02 |
| 7 | 6,07 | 6,09 | 6,08 | 0,01 |
| 8 | 5,27 | 5,30 | 5,29 | 0,02 |
| 9 | 5,86 | 5,94 | 5,90 | 0,04 |

Tabla 12. Determinación de pH-H₂O por método potenciométrico para muestras de niveles basales

| Muestra | pH Muestra | pH Contramuestra | pH Promedio | Desviación Estándar |
|-------------|------------|------------------|-------------|---------------------|
| Blanco | 5,66 | - | - | - |
| Buffer 4,00 | 4,02 | - | - | - |
| Buffer 7,00 | 7,00 | - | - | - |
| NB1 | 5,60 | 5,58 | 5,59 | 0,01 |
| NB2 | 5,53 | 5,49 | 5,51 | 0,02 |
| NB3 | 5,43 | 5,39 | 5,41 | 0,02 |
| NB4 | 5,69 | 5,68 | 5,69 | 0,01 |
| NB5 | 5,31 | 5,31 | 5,31 | 0,00 |
| NB6 | 5,69 | 5,69 | 5,69 | 0,00 |
| NB7 | 5,51 | 5,49 | 5,50 | 0,01 |
| NB8 | 5,79 | 5,75 | 5,77 | 0,02 |

Para calcular el porcentaje de humedad se utiliza la ecuación (2):

$$\text{Humedad (\%)} = \frac{a-b}{b-c} \times 100 \quad (2)$$

Donde a: masa suelo seco + crisol (g); b: masa suelo secado a 105°C + crisol (g); c: masa crisol (g).

Los valores calculados a partir de la ecuación (2) se muestran en las tablas 13 y 14:

Tabla 13. Determinación de humedad por pérdida de peso por evaporación para muestras del sitio

| Muestra | Masa crisol [g] | Masa suelo seco + crisol [g] | Masa suelo secado a 105°C + crisol [g] | Humedad [%] | Humedad Promedio [%] | Desviación Estándar |
|---------|-----------------|------------------------------|--|-------------|----------------------|---------------------|
| 1 | 19,9364 | 22,9389 | 22,7120 | 8,17 | 11,78 | 3,61 |
| 1' | 21,5596 | 24,5599 | 24,1597 | 15,39 | | |
| 2 | 20,0658 | 23,0682 | 22,9853 | 2,84 | 2,89 | 0,05 |
| 2' | 20,2923 | 23,2931 | 23,2076 | 2,93 | | |
| 3 | 20,4207 | 23,4207 | 23,1067 | 11,69 | 11,73 | 0,04 |
| 3' | 17,6440 | 20,6447 | 20,3288 | 11,77 | | |
| 4 | 20,4978 | 23,4993 | 23,2715 | 8,21 | 11,93 | 3,72 |
| 4' | 21,5634 | 24,5634 | 24,1576 | 15,64 | | |
| 5 | 22,3788 | 25,3796 | 25,2592 | 4,18 | 4,26 | 0,08 |
| 5' | 20,4870 | 23,4871 | 23,3623 | 4,34 | | |
| 6 | 19,8074 | 22,8081 | 22,7063 | 3,51 | 2,73 | 0,78 |
| 6' | 20,8832 | 23,8835 | 23,8262 | 1,95 | | |
| 6D | 19,1952 | 22,1955 | 22,1532 | 1,43 | 1,44 | 0,01 |
| 6D' | 19,2549 | 22,2557 | 22,2128 | 1,45 | | |
| 7 | 21,7137 | 24,7141 | 24,6442 | 2,39 | 1,68 | 0,71 |
| 7' | 20,1882 | 23,1885 | 23,1596 | 0,97 | | |
| 8 | 21,8928 | 24,8946 | 24,6923 | 7,23 | 6,60 | 0,64 |
| 8' | 21,3123 | 24,3129 | 24,1440 | 5,96 | | |
| 9 | 18,7444 | 21,7460 | 21,7107 | 1,19 | 1,16 | 0,04 |
| 9' | 20,6278 | 23,6302 | 23,5970 | 1,12 | | |

La notación ' se utiliza para indicar las respectivas contramuestras

Tabla 14. Determinación de humedad por pérdida de peso por evaporación para muestras de niveles basales

| Muestra | Masa crisol [g] | Masa suelo seco + crisol [g] | Masa suelo secado a 105°C + crisol [g] | Humedad [%] | Humedad Promedio [%] | Desviación Estándar |
|---------|-----------------|------------------------------|--|-------------|----------------------|---------------------|
| NB1 | 19,3388 | 22,3391 | 22,1134 | 8,13 | 11,53 | 3,40 |
| NB1' | 21,3988 | 24,3988 | 24,0092 | 14,92 | | |
| NB2 | 21,4001 | 24,4003 | 24,2885 | 3,87 | 5,07 | 1,20 |
| NB2' | 22,2113 | 25,2114 | 25,0343 | 6,27 | | |
| NB3 | 21,6846 | 24,6858 | 24,2417 | 17,37 | 10,45 | 6,92 |
| NB3' | 19,3384 | 22,3390 | 22,2367 | 3,53 | | |
| NB4 | 19,5648 | 22,5652 | 22,3008 | 9,66 | 9,65 | 0,02 |
| NB4' | 20,0358 | 23,0365 | 22,7728 | 9,63 | | |
| NB5 | 19,8458 | 22,8471 | 22,5770 | 9,89 | 12,92 | 3,03 |
| NB5' | 20,4974 | 23,4983 | 23,0857 | 15,94 | | |
| NB6 | 21,3241 | 24,3242 | 23,9021 | 16,37 | 16,40 | 0,03 |
| NB6' | 20,6280 | 23,6282 | 23,2051 | 16,42 | | |
| NB7 | 22,2113 | 25,2117 | 25,0825 | 4,50 | 5,83 | 1,33 |
| NB7' | 21,8922 | 24,8928 | 24,6926 | 7,15 | | |
| NB8 | 20,5988 | 23,5995 | 23,4614 | 4,82 | 6,91 | 2,09 |
| NB8' | 18,7442 | 21,7446 | 21,4972 | 8,99 | | |

La notación ' se utiliza para indicar las respectivas contramuestras

Para calcular el porcentaje de materia orgánica (MO) se utiliza la siguiente ecuación (3):

$$MO (\%) = \frac{a-b}{a-c} \times 100 \quad (3)$$

Donde a: masa suelo secado a 105°C + crisol (g); b: masa suelo calcinado a 450°C + crisol (g); c: masa crisol (g).

Los valores calculados a partir de la ecuación (3) se muestran en las tablas 15 y 16:

Tabla 15. Determinación de materia orgánica por pérdida de peso por calcinación para muestras del sitio

| Muestra | Masa crisol [g] | Masa suelo secado a 105°C + crisol [g] | Masa suelo calcinado a 450°C + crisol [g] | Materia Orgánica [%] | Materia Orgánica Promedio [%] | Desviación Estándar |
|---------|-----------------|--|---|----------------------|-------------------------------|---------------------|
| 1 | 19,9364 | 22,7120 | 22,0139 | 25,15 | 25,57 | 0,42 |
| 1' | 21,5596 | 24,1597 | 23,4841 | 25,98 | | |
| 2 | 20,0658 | 22,9853 | 22,6754 | 10,61 | 10,82 | 0,21 |
| 2' | 20,2923 | 23,2076 | 22,8863 | 11,02 | | |
| 3 | 20,4207 | 23,1067 | 22,5771 | 19,72 | 19,63 | 0,09 |
| 3' | 17,6440 | 20,3288 | 19,8041 | 19,54 | | |
| 4 | 20,4978 | 23,2715 | 22,6528 | 22,31 | 22,72 | 0,41 |
| 4' | 21,5634 | 24,1576 | 23,5575 | 23,13 | | |
| 5 | 22,3788 | 25,2592 | 25,0295 | 7,97 | 10,12 | 2,15 |
| 5' | 20,4870 | 23,3623 | 23,0094 | 12,27 | | |
| 6 | 19,8074 | 22,7063 | 22,5643 | 4,90 | 5,08 | 0,18 |
| 6' | 20,8832 | 23,8262 | 23,6718 | 5,25 | | |
| 6D | 19,1952 | 22,1532 | 21,9905 | 5,50 | 5,48 | 0,02 |
| 6D' | 19,2549 | 22,2128 | 22,0513 | 5,46 | | |
| 7 | 21,7137 | 24,6442 | 24,2304 | 14,12 | 14,63 | 0,51 |
| 7' | 20,1882 | 23,1596 | 22,7100 | 15,13 | | |
| 8 | 21,8928 | 24,6923 | 24,1869 | 18,05 | 18,47 | 0,42 |
| 8' | 21,3123 | 24,1440 | 23,6094 | 18,88 | | |
| 9 | 18,7444 | 21,7107 | 21,5630 | 4,98 | 5,05 | 0,07 |
| 9' | 20,6278 | 23,5970 | 23,4453 | 5,11 | | |

La notación ' se utiliza para indicar las respectivas contramuestras

Tabla 16. Determinación de materia orgánica por pérdida de peso por calcinación para muestras de niveles basales

| Muestra | Masa crisol [g] | Masa suelo secado a 105°C + crisol [g] | Masa suelo calcinado a 450°C + crisol [g] | Materia Orgánica [%] | Materia Orgánica Promedio [%] | Desviación Estándar |
|---------|-----------------|--|---|----------------------|-------------------------------|---------------------|
| NB1 | 19,3388 | 22,1134 | 21,7254 | 13,98 | 14,96 | 0,98 |
| NB1' | 21,3988 | 24,0092 | 23,5930 | 15,94 | | |
| NB2 | 21,4001 | 24,2885 | 23,8939 | 13,66 | 13,54 | 0,13 |
| NB2' | 22,2113 | 25,0343 | 24,6557 | 13,41 | | |
| NB3 | 21,6846 | 24,2417 | 23,9926 | 9,74 | 9,16 | 0,59 |
| NB3' | 19,3384 | 22,2367 | 21,9884 | 8,57 | | |
| NB4 | 19,5648 | 22,3008 | 22,0486 | 9,22 | 9,31 | 0,09 |
| NB4' | 20,0358 | 22,7728 | 22,5155 | 9,40 | | |
| NB5 | 19,8458 | 22,5770 | 21,9356 | 23,48 | 24,14 | 0,66 |
| NB5' | 20,4974 | 23,0857 | 22,4440 | 24,79 | | |
| NB6 | 21,3241 | 23,9021 | 23,2862 | 23,89 | 23,93 | 0,04 |
| NB6' | 20,6280 | 23,2051 | 22,5873 | 23,97 | | |
| NB7 | 22,2113 | 25,0825 | 24,6946 | 13,51 | 12,80 | 0,72 |
| NB7' | 21,8922 | 24,6926 | 24,3543 | 12,08 | | |
| NB8 | 20,5988 | 23,4614 | 23,0597 | 14,03 | 14,02 | 0,01 |
| NB8' | 18,7442 | 21,4972 | 21,1115 | 14,01 | | |

La notación ' se utiliza para indicar las respectivas contramuestras

6.2 Evaluación del riesgo para la población

Para calcular el porcentaje correspondiente a la jerarquía del sitio se consideraron los siguientes valores:

Fuente:

- Si no existe sospecha, se asigna un valor de **0**
- Si existe sospecha de fuentes contaminantes, se asigna un valor de **0,5**
- Cada grupo de contaminantes tiene asociado un valor de **0,1** (metales y metaloides, sales inorgánicas, contaminantes orgánicos persistentes (COP), agroquímicos no COP, hidrocarburos (HC) y aceites minerales)

Por tanto, se tiene **0,5** por sospecha de fuente contaminante, **0,1** por metales y metaloides y **0,1** por sales inorgánicas, generando un total de **0,7** para el ítem fuente.

Ruta:

- a) Agua de consumo humano (superficial y/o subterránea) **0,2**
- b) Aire **0,2**
- c) Suelo **0,15**
- d) Agua otros usos (recreacional, riego, industrial) **0,15**
- e) Frutas y hortalizas **0,1**
- f) Peces **0,1**
- g) Lácteos y carnes **0,05**
- h) Sedimentos **0,05**

Por tanto, se tiene **0,2** por agua de consumo humano (superficial y/o subterránea), **0,2** por aire, **0,15** por suelo, **0,15** por agua otros usos (recreacional, riego, industrial), **0,1** por frutas y hortalizas y **0,05** por sedimentos, generando un total de **0,85** para el ítem ruta.

Receptor:

Con respecto a la distancia de las personas expuestas:

- a) 0-2 km **0,6**
- b) 2-3 km **0,4**

Con respecto a la cantidad de personas expuestas:

- a) >100.000 **0,4**
- b) 100.000-10.000 **0,3**
- c) 10.000-1.000 **0,2**
- d) <1.000 **0,1**

Por tanto, se tiene **0,6** porque la distancia de las personas expuestas es menor a 2 km y **0,3** porque la cantidad de personas expuestas es de aproximadamente 25.000, generando un total de **0,9** para el ítem receptor.

Finalmente, se suman los valores obtenidos en los 3 ítems anteriores, se dividen por 3 y se multiplican por 100. Por ende, se tiene **0,7** por fuente, **0,85** por ruta y **0,9** por

receptor, lo que da un total de 2,45, que al dividir por 3 y multiplicar por 100 otorga un porcentaje de **82%**.

Considerando que se diferencian 3 jerarquías: a) baja jerarquía de 0-30%, b) mediana jerarquía de 30-60% y c) alta jerarquía de 60-100%, el sitio en estudio alcanza la categoría de **alta jerarquía**.

6.3 Determinación de plomo por ICP-OES en muestras del sitio y de niveles basales

Tabla 17. Curva de calibración para plomo

| Concentración Estándar Plomo [mg/L] | Intensidad Promedio Corregida |
|-------------------------------------|-------------------------------|
| 0 | -21,3 |
| 0,1 | 21,5 |
| 0,25 | 37,4 |
| 0,5 | 67,0 |
| 0,75 | 98,0 |
| 1,0 | 123,2 |
| 2,5 | 308,0 |
| 5,0 | 637,0 |
| Intercepto (línea a través del 0) | 0,0 |
| Pendiente | 126,6 |
| Coefficiente de correlación | 0,999780 |

Tabla 18. Elementos de control de calidad de análisis

| Parámetro | Pb |
|--|----------|
| Blanco [mg/L] | <LD |
| Longitud de onda [nm] | 220,358 |
| Pendiente de curva | 126,6 |
| r ² | 0,999780 |
| Material de referencia teórico [mg/L] | 0,750 |
| Material de referencia experimental [mg/L] | 0,753 |
| Recuperación [%] | 100,4 |
| Límite de detección [mg/Kg] | 2,09 |
| Límite de cuantificación [mg/Kg] | 6,97 |

Para calcular las concentraciones de plomo en las muestras de suelo se utiliza la siguiente ecuación (4):

$$\text{Pb (mg/Kg)} = \frac{C \cdot V}{m} \quad (4)$$

Donde:

C: concentración de plomo obtenida por ICP-OES (mg/L)

V: volumen del aforo (mL)

m: masa de muestra de suelo (g)

Los valores calculados a partir de la ecuación (4) se muestran en las tablas 19 y 20:

Tabla 19. Determinación de plomo por ICP-OES en muestras del sitio

| Muestra | Masa Suelo [g] | Volumen Aforo [mL] | Concentración de Plomo [mg/L] | Concentración de Plomo [mg/Kg] |
|----------------------------------|----------------|--------------------|-------------------------------|--------------------------------|
| Blanco digestión | - | 50 | 0,000 | - |
| Material de referencia digestión | 0,5006 | 25 | 0,974 | 48,64 |
| Material de referencia teórico | - | - | - | 54,00 |
| 1 | 0,5018 | 50 | 4,917 | 489,94 |
| 2 | 0,5039 | 50 | 4,978 | 493,95 |
| 3 | 0,5019 | 50 | 4,385 | 436,84 |
| 4 | 0,5033 | 50 | 5,778 | 574,01 |
| 4d | 0,5044 | 50 | 5,914 | 586,24 |
| 5 | 0,5016 | 50 | 193,9 | 19.328,15 |
| 6 | 0,5008 | 50 | 995,6 | 99.400,96 |
| 6D | 0,5034 | 50 | 967,7 | 96.116,41 |
| 7 | 0,5014 | 50 | 1.666,0 | 166.134,82 |
| 8 | 0,5020 | 50 | 2,805 | 279,38 |
| 9 | 0,5033 | 50 | 1.407,0 | 139.777,47 |

La notación d se utiliza para indicar duplicado de digestión

Tabla 20. Determinación de plomo por ICP-OES en muestras de niveles basales

| Muestra | Masa Suelo [g] | Volumen Aforo [mL] | Concentración de Plomo [mg/L] | Concentración de Plomo [mg/Kg] |
|----------------------------------|----------------|--------------------|-------------------------------|--------------------------------|
| Blanco digestión | - | 50 | -0,017 | - |
| Material de referencia digestión | 0,5032 | 25 | 1,010 | 50,18 |
| Material de referencia teórico | - | - | - | 54,00 |
| NB1 | 0,5068 | 50 | 0,975 | 96,19 |
| NB2 | 0,5030 | 50 | 1,059 | 105,27 |
| NB3 | 0,5032 | 50 | 0,227 | 22,12 |
| NB4 | 0,5089 | 50 | 0,162 | 15,92 |
| NB5 | 0,5037 | 50 | 0,187 | 18,56 |
| NB6 | 0,5080 | 50 | 0,089 | 8,76 |
| NB7 | 0,5067 | 50 | 0,213 | 21,02 |
| NB7d | 0,5055 | 50 | 0,210 | 20,77 |
| NB8 | 0,5008 | 50 | 0,200 | 19,97 |

La notación d se utiliza para indicar duplicado de digestión

6.4 Determinación de plomo por ICP-OES en lixiviados TCLP

Tabla 21. Elementos de control de calidad de análisis

| Parámetro | Pb |
|--|----------|
| Blanco [mg/L] | <LD |
| Longitud de onda [nm] | 220,353 |
| Pendiente de curva | 127 |
| r2 | 0,999768 |
| Material de referencia teórico [mg/L] | 0,750 |
| Material de referencia experimental [mg/L] | 0,716 |
| Recuperación [%] | 95,47 |
| Límite de detección [mg/L] | 0,054 |
| Límite de cuantificación [mg/L] | 0,181 |

Tabla 22. Determinación de plomo por ICP-OES en lixiviados TCLP para muestras del sitio

| Muestra | Masa Suelo [g] | pH Inicial | pH | Extractante Utilizado | Masa Suelo [g] | pH Final Extracto | Concentración de Plomo [mg/L] |
|---------|----------------|------------|------|-----------------------|----------------|-------------------|-------------------------------|
| Blanco | - | 4,92 | - | 1 | - | 1,25 | 0,000 |
| 1 | 5,01 | 6,08 | 2,64 | 1 | 20,00 | 1,13 | 0,664 |
| 1d | 5,01 | 6,02 | 2,56 | 1 | 20,00 | 1,10 | 0,717 |
| 2 | 5,01 | 5,90 | 2,07 | 1 | 20,00 | 1,20 | 0,732 |
| 3 | 5,01 | 5,84 | 2,52 | 1 | 20,00 | 1,20 | 0,203 |
| 4 | 5,01 | 6,10 | 2,90 | 1 | 20,00 | 1,20 | 0,237 |
| 5 | 5,00 | 4,95 | 2,45 | 1 | 20,00 | 1,12 | 249,7 |
| 6 | 5,00 | 5,37 | 3,39 | 1 | 20,00 | 1,18 | 954,1 |
| 6D | 5,00 | 5,48 | 3,24 | 1 | 20,00 | 1,16 | 974,1 |
| 7 | 5,00 | 5,91 | 3,68 | 1 | 20,00 | 1,16 | 1.124,0 |
| 8 | 5,00 | 5,77 | 2,93 | 1 | 20,00 | 1,19 | 1,479 |
| 9 | 5,00 | 5,82 | 3,22 | 1 | 20,00 | 1,25 | 1.431,0 |

La notación d se utiliza para indicar duplicado de TCLP