



UNIVERSIDAD AUTONOMA CHAPINGO

Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas

**VARIACIÓN ESPACIAL DE LA CONCENTRACIÓN DE PLOMO EN SUELOS
DEL ÁREA DE BERMEJILLO, DURANGO**

TESIS

**QUE COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:**

**MAESTRO EN CIENCIAS EN RECURSOS NATURALES Y MEDIO
AMBIENTE EN ZONAS ARIDAS**

**PRESENTA:
NALLELY CARMEN GARCÍA OLVERA**

Noviembre de 2008

Bermejillo, Durango



**VARIACIÓN ESPACIAL DE LA CONCENTRACIÓN DE PLOMO EN SUELOS
DEL ÁREA DE BERMEJILLO, DURANGO**

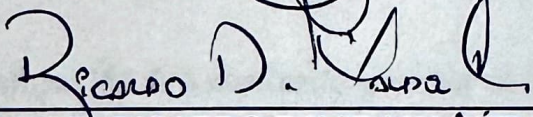
Tesis realizada por **Nallely Carmen García Olvera** bajo la dirección del Comité
Asesor indicado, aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para
obtener el grado de:

**Maestro en Ciencias en Recursos Naturales y
Medio Ambiente en Zonas Áridas**

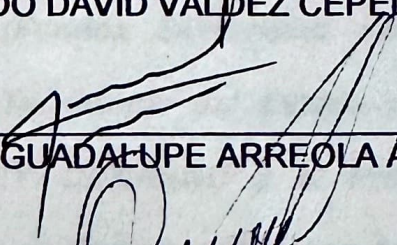
DIRECTOR:


DR. RICARDO TREJO CALZADA

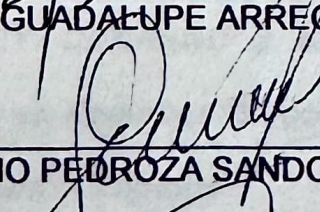
ASESOR:


DR. RICARDO DAVID VALDÉZ CEPEDA

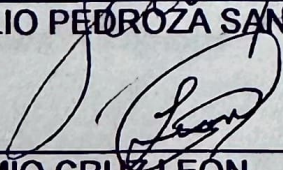
ASESOR:


DR. JESÚS GUADALUPE ARREOLA ÁVILA

ASESOR:


DR. AURELIO PEDROZA SANDOVAL

ASESOR:


DR. ARTEMIO CRUZ LEÓN

Esta investigación fue realizado gracias al apoyo del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Fondos Sectoriales SEMARNAT-CONACYT), el Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Durango (COCyTED), Fondos Mixtos CONACYT-DURANGO y el Programa Universitario de Investigación y Servicio en Recursos Bióticos de Zonas Áridas (REBIZA) de la Universidad Autónoma Chapingo.

CONTENIDO

	Pág
RESUMEN	ix
ABSTRACT	lx
I INTRODUCCIÓN	1
1.1. OBJETIVOS	4
1.1.1. Objetivo General	4
1.1.2. Objetivos Particulares	4
1.2. Hipótesis	4
 II. REVISIÓN DE LITERATURA	 5
2.1. Recursos naturales e impacto ambiental	5
2.2. Contaminación	6
2.3 Contaminación por metales pesados	8
2.3.1. Efecto de los metales pesados en las plantas	11
2.3.2 Efecto de los metales pesados en suelos	15
2.4. Contaminación por plomo	17
2.5. Métodos de remediación	18
2.5.1 Biorremediación	19
2.5.1.1 Fitorremediación	21
3.3. Muestreo	24
3.3.1. Tipos de muestreo	26
3.3.1.1. Muestreo sistemático	27
3.3.1.2. Muestreo aleatorio	27
3.3.1.3 Muestreo aleatorio estratificado	28
3.3.1.4. Muestreo a juicio	29
2.6 Análisis estadístico de distribución espacial	30
2.6.1. Limitantes de las técnicas estadísticas convencionales	30
2.6.2. Teoría de las técnicas estadísticas espaciales	31
2.6.3 Funciones de autocorrelación	32
2.6.4. Variogramas Geostadísticos	33
2.6.5. Análisis Fractal	35
2.6.6. Kriging	36
2.6.7. Definición de Vecindad	38
 III. MATERIALES Y MÉTODOS	 39
3.1. Ubicación geográfica y características agroclimáticas	39

3.1.1	Clima	40
3.1.2.	Flora y Fauna	40
3.2.	Digitalización de información cartográfica	40
3.2.1.	Elaboración de mapas de distribución de plomo en suelo	41
3.3.2.	Muestreo de Suelos	42
3.4.	Análisis de muestras de suelo	44
3.5.	Preparación de las muestras de suelo para análisis de plomo	44
3.6.	Análisis estadístico	45
3.6.1.	Análisis Fractal	45
3.6.2.	Interpolación	46
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	47
4.1.	Análisis de suelo	47
4.3.	Distribución espacial del plomo en el suelo	53
4.3.2.	Variabilidad espacial del plomo en el suelo	56
4.3.3.	Interpolación	65
V.	CONCLUSIONES	68
VI	LITERATURA CITADA	69

LISTA DE CUADROS	Pág
Cuadro 1. Acumulación de metales pesados en plantas y hongos.	17
Cuadro 2. Puntos de muestreo donde las lecturas de las concentraciones de Plomo fueron superiores a 100 mg plomo kg de suelo ⁻¹	47
Cuadro 3. Concentraciones máximas de plomo en el suelo superficial de Bermejillo, Durango.	49
Cuadro 4. Concentraciones mínimas de plomo en el suelo superficial de Bermejillo, Durango	49
Cuadro No. 5. Estimadores estadísticos básicos de la variable concentración de plomo en el suelo superficial	55

LISTA DE FIGURAS	Pág
Figura 1. Localización geográfica del Municipio de Mapimí, Durango.	39
Figura 2.- Mapa del área de estudio con las líneas de muestreo de suelos	43
Figura 3. Localización de los puntos de muestreo en el área de estudio. Los puntos más grandes representan aquellos donde la concentración de plomo (mg kg^{-1}) fue más elevada. También se muestra el tipo de vegetación que existe en el área de estudio	50
Figura 4.- Isolíneas de la concentración de plomo en el suelo.	51
Figura 5. Isolíneas de la concentración de plomo en suelo, así como del tipo de vegetación que se encuentra en el área de estudio.	52
Figura 6. Representación tridimensional de la variación espacial de las concentraciones de plomo en suelos de Bermejillo, Dgo.	53
Figura 7.. Distribución de los puntos de muestreo de suelo en el espacio geográfico y de los valores de concentración de plomo por cuartil en los transectos.	54
Figura 8. Distribuciones de frecuencias de la concentración de plomo (A) y de raíz cuadrada de la concentración de plomo (B) en el suelo superficial.	56
Figura 9. Semivariogramas isotrópicos experimental y teórico esférico de la concentración de plomo en el suelo superficial. $C_0=100$, $C_0+C=139200$, $A_0=0.0082$, $A_{\text{Efectivo}}=0.0082$, $r^2=0.924$.	58
Figura 10. Semivariogramas isotrópicos experimental y teórico esférico de la raíz cuadrada de la concentración de plomo en el suelo superficial. $C_0=0.1$, $C_0+C=84.87$, $A_0=0.0081$, $A_{\text{Efectivo}}=0.0081$, $r^2=0.909$.	61
Figura 11. Semivariogramas isotrópicos experimental y teórico gaussiano de la concentración de Plomo en el suelo superficial. $C_0=100$, $C_0+C=142100$, $A_0=0.0039$, $A_{\text{Efectivo}}=0.006755$, $r^2=0.929$	62
Figura 12. Semivariogramas isotrópicos experimental y teórico gaussiano de la raíz cuadrada de la concentración de Plomo en el suelo superficial. $C_0=6$, $C_0+C=84.47$, $A_0=0.0037$, $A_{\text{Efectivo}}=0.0064$, $r^2=0.912$	62
Figura 13. Semivariograma anisotrópico experimental de la raíz cuadrada de la concentración de Plomo en el suelo superficial.	64
Figura 14. Distribución de la semivarianza experimental en función de las distancias de separación en diferentes direcciones.	64

Figura 15. Semivariogramas isotrópicos log log experimental y teórico lineal de la concentración de plomo en el suelo superficial. $DF=1.338$, $DS=0.165$, $r^2=0.904$, $n=9$.

65

Figura 16. Semivariogramas isotrópicos log log experimental y teórico lineal de la raíz cuadrada de la concentración de plomo en el suelo superficial. $DF=1.589$, $DS=0.184$, $r^2=0.914$, $n=9$.

66

Figura 17. Mapa con valores interpolados mediante Kriging puntual, considerando el semivariograma isotrópico teórico gaussiano para la variable raíz cuadrada de la concentración de plomo en el suelo superficial.

67

CONTAMINACIÓN POR PLOMO Y SU VARIACIÓN ESPACIAL EN SUELOS DE BERMEJILLO, DURANGO, MÉXICO.

RESUMEN

La contaminación por metales pesado en los suelos es uno de los problemas más serio de degradación ambiental, ya que estos pueden ser absorbidos por las plantas y parte de ellos trasladados a los animales y las personas en la cadena alimenticia provocando su toxicidad. En la Región Lagunera de México se ha detectado y reportado una alta contaminación con plomo en suelo y aire por las emisiones de una fundidora, situada en el centro de la ciudad de Torreón, Coahuila. Otra planta se encuentra localizada en Bermejillo, Dgo. Pocos esfuerzos se han dedicado a la evaluación de los efectos de los metales pesados en poblaciones vegetales nativas y sus efectos colaterales en el ecosistema y la diversidad genética y biológica. El objetivo del presente trabajo fueron: Evaluar los niveles de contaminación con plomo y su distribución espacial en suelos aledaños a la planta metalúrgica de Bermejillo, Durango. Se identificó la distribución espacial de la concentración de plomo en suelo en un área de 49 km² alrededor de la planta fundidora. Las concentraciones de plomo en suelo abarcaron un amplio rango desde 25 hasta 1764 ppm. La distribución espacial del plomo en suelo no tuvo una tendencia concéntrica en relación con ubicación de la planta fundidora, como se pensó al plantear el proyecto ya que las mayores concentraciones de plomo se encontraron en las proximidades de la planta fundidora y en una dirección nortesur, coincidiendo con la dirección de una sierra aledaña y la dirección de los vientos dominantes. Las concentraciones de plomo en plantas nativas evaluadas *in situ* se ubicaron en un rango de 8 a 823 ppm. Se identificaron al menos siete especies vegetales acumuladoras de plomo.

Palabras clave: Contaminación, metales pesados, plomo, fitorremediación.

LEAD CONTAMINATION AND ITS SPATIAL VARIATION IN SOILS OF BERMEJILLO, DURANGO, MEXICO

ABSTRACT

Heavy metal soil contamination is one of the most serious environmental problems today, since these toxic metals can be taken up by plants and then passed on to animals and human beings higher up in the food chain. In the Lagunera Region of Mexico, high lead concentration levels have been detected in the air and soil as a result of emissions from a smelting plant, located in the city center of Torreón, Coahuila. Another smelter is located in Bermejillo, Durango. Only a few studies have been focused on assessing the effects of heavy metals on native vegetation and their collateral effects on the ecosystem and its genetic and biological diversity. The objective of this study was to evaluate lead contamination levels in soils and its spatial distribution around the smelter in Bermejillo, Durango. As a result of this work, the spatial distribution of lead concentration in the soil was determined within a 49km² area around the smelting plant. The soil lead concentrations varied greatly, ranging from 25 to 1764 ppm. The spatial distribution of the lead concentrations did not show a concentric tendency related to the location of the smelting plant, which had been thought when this project was first planned since the highest lead concentrations were found in the area around the smelter and in a north-south direction, corresponding to the direction of both a bordering mountain range and the prevailing winds. The lead concentrations in the native plant species evaluated ranged from 8 to 823 Kg dry matter. At least seven plant species were identified for potential use in phytoremediation.

Key words: contamination, heavy metals, lead, phytoremediation.

Nallely Carmen García Olvera¹, Ricardo Trejo Calzada²

¹Tesista, ²Director

I. INTRODUCCIÓN

El uso y manejo racional de los recursos naturales es un tema de actualidad, debido al cada vez mayor deterioro ambiental producto del uso intensivo de los recursos agua-suelo-planta-animal. En particular las zonas áridas son de frágil equilibrio ecológico y mayor riesgo de impacto ambiental, requiriéndose por lo tanto, una mejor planeación en la explotación de los recursos tanto renovables como no renovables (Pedroza *et al.*, 2000).

En todos los países, especialmente en los más industrializados, la opinión pública se muestra cada vez más preocupada por la degradación del medio natural, tema debatido en los foros internacionales. En los últimos años se han celebrado una serie de reuniones e iniciativas a los más altos niveles científicos y políticos para discutir los principales problemas medioambientales a escala mundial. Uno de los rasgos característicos de la sociedad moderna es la creciente emisión de productos químicos al medio ambiente. Existen dos fuentes principales para estas emisiones: los productos químicos creados para uso ambiental y el material residual (Manacorda y Cuadros, 2005).

En México existe actualmente una gran cantidad de sitios contaminados con diferentes tipos de compuestos, tanto orgánicos como inorgánicos, debido principalmente a las actividades de la industria minera y petroquímica, además de la disposición clandestina y el derrame de residuos peligrosos (Volke y Velasco, 2002).

Los metales pesados se han convertido en un tema actual tanto en el campo ambiental como en el de salud pública. Los daños que causan son tan severos y en ocasiones tan ausentes de síntomas, que las autoridades ambientales y de salud de todo el mundo destacan la importancia de minimizar la exposición de la población, en particular de la población infantil, a estos elementos tóxicos (Valdés y Cabrera, 1999).

Los metales pesados constituyen un grupo de elementos de alto interés, y pese a que algunos resultan esenciales, determinados niveles en el suelo pueden resultar tóxicos para los seres vivos (humanos, organismos del suelo, plantas y animales). Desde el punto de vista medioambiental, los metales pesados más importantes son el cadmio, cobre, níquel, plomo, cromo, cinc y mercurio (Pomares *et al.*, 1998).

Por otra parte, los riesgos son también muy serios para las poblaciones de plantas cultivadas y sobre todo para las plantas nativas. Las especies vegetales de ecosistemas áridos, como el del Bolsón de Mapimí, tienen una mayor amenaza dado que la presencia de los metales pesados significa un factor de estrés adicional a otros prevalecientes en estos ambientes (altas y bajas temperaturas, déficit hídrico, salinidad, suelos pobres, etc.). Un gran número de estudios se han llevado a cabo para identificar los efectos de los metales pesados en plantas cultivadas y en algunas especies consideradas como hiperacumuladoras. Sin embargo, pocos esfuerzos se han dedicado a la evaluación de los efectos de los metales pesados en poblaciones vegetales

nativas y sus efectos colaterales en el ecosistema y la diversidad genética y biológica.

En la Región Lagunera de México se ha detectado y reportado una alta contaminación con plomo en suelo y aire por las emisiones de la cuarta fundidora más grande del mundo, situada en el centro de la ciudad de Torreón, Coahuila. Estudios recientes revelan que la concentración de plomo en el suelo de áreas cercanas a la fundidora de Torreón es excesivamente alta, lo cual representa un alto riesgo para la población de toda la zona conurbada (Torreón, Gómez Palacio y Lerdo), dado que el polvo contaminado se esparce fácilmente por el viento (Valdés y Cabrera, 1999). Una planta metalúrgica se encuentra localizada en Bermejillo, Dgo. y el la posible contaminación por metales pesados, particularmente plomo puciera significar un gran riesgo para la población humana, en virtud de que en ésta región las condiciones ambientales propician suelos secos y fuertes vientos que generan tolváneras, las cuales dispersan el suelo y sus contaminantes. Sin embargo, hay pocos estudios sobre las concentraciones de plomo en los suelos del área circundante a la planta metalúrgica de Bermejillo para confirmar los niveles de contaminación por metales pesados y particularmente por plomo en suelo y en vegetación y en consecuencia promover medidas correctivas y preventivas.

1.1. OBJETIVOS

1.1.1. Objetivo general

- Evaluar los niveles de contaminación con plomo en suelos aledaños a la planta metalúrgica de Bermejillo, Dgo.

1.1.2. Objetivos particulares

- Determinar las concentraciones de plomo en el suelo en las cercanías de la planta metalúrgica de Bermejillo, Dgo.
- Identificar la distribución espacial del plomo en suelos del área de estudio.

1.2. Hipótesis

- En Bermejillo, Dgo. existe contaminación por plomo en suelo debido a la presencia de la Planta Metalúrgica y se manifiesta en las concentraciones identificadas en suelos y plantas.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. Recursos naturales e impacto ambiental

Los recursos naturales constituyen una parte general del patrimonio de la humanidad; ellos conforman el entorno donde el hombre desarrolla sus actividades y representan la fuente natural de gran cantidad de satisfactores como son los alimentos, energía, protección, entre otros. Los recursos naturales en México, manifestados en una gran variabilidad de condiciones ambientales, aunados a la diferenciación regional de los procesos económicos y sociales, han propiciado el desarrollo de distintas formas de agricultura. Sin embargo, existen opiniones en el sentido de que el esquema de producción agropecuario y forestal, impulsado por el Estado en los últimos años, ha contribuido significativamente al deterioro ambiental que se manifiesta en fenómenos como la pérdida de suelos y recursos hidráulicos, la deforestación, la contaminación, la extinción de flora y fauna y los cambios en los sistemas climáticos y meteorológicos locales, regionales y globales. Dado el papel estratégico que tienen los recursos naturales en el desarrollo del país, el deterioro ambiental que se ha provocado y la imperante necesidad de propiciar un uso sustentable, es indispensable aportar conocimientos en cuanto a las formas de uso y manejo de la agricultura (Licona *et al.*, 1994).

El impacto ambiental se puede definir como: la modificación del ambiente ocasionada por la acción del hombre o de la naturaleza, lo que resulta en cualquier alteración al medio ambiente, en uno o más de sus componentes, que provoca una disminución en la calidad ambiental. Es el cambio en un parámetro ambiental, en un determinado período y en una determinada área, que resulta

de una actividad dada, comparado con la situación que ocurriría si esa actividad no hubiera sido iniciada. La evaluación del impacto ambiental es una actividad dirigida a identificar, predecir y comunicar la información acerca del impacto de las acciones sobre la productividad del ecosistema y la calidad del nivel de vida (Zárate, 1994).

El uso y manejo racional de los recursos naturales es un tema de actualidad, debido al cada vez mayor deterioro ambiental producto del uso intensivo de los recursos agua-suelo-planta-animal. En particular las zonas áridas son de frágil equilibrio ecológico y mayor riesgo de impacto ambiental, requiriéndose por lo tanto, una mejor planeación en la explotación de los recursos tanto renovables como no renovables (Pedroza *et al.*, 2000).

2.2. Contaminación

La contaminación se entiende frecuentemente como la liberación, en las aguas, aire o suelo, de toda y cualquier forma de materia o energía, con intensidad, en cantidad, en concentración, o con características tales que puedan causar daños a la biota, incluyendo los seres humanos. Aunque se encuentren muchas variaciones de esa definición, acostumbran coincidir en dos aspectos: (i) la contaminación es una situación de carácter negativo, que provoca daños. (ii) la contaminación es causada por la presencia o liberación de formas de materia o energía. Por lo tanto, se la puede representar en unidades físicas mensurables; en consecuencia, se pueden establecer límites o patrones (Sánchez, s.f.).

Cuando un ecosistema es rebasado en su capacidad natural por reducir o absorber el impacto del exceso de energía, calor, residuos sólidos o líquidos, explotación de los recursos naturales o transformación del medio para crear una obra (represa, planta industrial, confinamiento, desarrollo urbano), entonces aparece un factor de daño al que se le denomina "contaminación" o deterioro ambiental. En pocas palabras, la contaminación es un cambio no deseado en las características físicas, químicas o biológicas del entorno natural. Existen dos tipos de contaminación: 1. De origen humano: Generada por las actividades del hombre, p.e.: desarrollo urbano, desarrollo industrial, tala de bosques, construcción de represas, extracción de agua, generación de basuras, entre otros, y 2. De origen natural: Producida por procesos naturales, a saber: erupciones volcánicas, incendios forestales y terremotos.

En todos los países, especialmente en los más industrializados, la opinión pública se muestra cada vez más preocupada por la degradación del medio natural. El tema debatido en los foros internacionales, que en los últimos años se han celebrado a los más altos niveles científicos y políticos para discutir los principales problemas medioambientales a escala mundial.

Uno de los rasgos característicos de la sociedad moderna es la creciente emisión de productos químicos al medio ambiente. Existen dos fuentes principales para estas emisiones: los productos químicos creados para uso ambiental y el material residual. Una de las características de los tiempos modernos es la gran producción de materiales sintéticos que son difíciles de degradar y/o son tóxicos para el ambiente. Con el fin de mejorar su rendimiento,

los compuestos han sido diseñados específicamente para tener una larga vida útil y no reaccionar con los productos químicos ambientalmente más comunes. Estas mismas características evitan su degradación. Las estructuras compuestas resistentes al ataque químico consiguen una mayor longevidad y un mantenimiento eficaz de la estructura (características deseables) y son resistentes a las enzimas de la mayoría de los microbios. (Manacorda y Cuadros, 2005).

Existen tres fuentes principales de contaminación ambiental, las cuales pueden ser tratadas por procedimientos biológicos para su eliminación, o cuando menos para su disminución; basuras orgánicas compuestas principalmente por material orgánico y compuestos tóxicos; aguas residuales de origen municipal e industrial; y residuos tóxicos provenientes de procesos industriales y de uso agrícola (Medrano *et al.*, 2000).

En México existe actualmente una gran cantidad de sitios contaminados con diferentes tipos de compuestos, tanto orgánicos como inorgánicos, debido principalmente a las actividades de la industria minera y petroquímica, además de la disposición clandestina y derrame de residuos peligrosos (Volke y Velasco, 2002).

2.3. Contaminación por metales pesados

La contaminación por metales pesado en los suelos es uno de los problemas más serios de contaminación ambiental, ya que estos pueden ser

absorbidos por las plantas y parte de ellos translocados a los animales y las personas en la cadena alimenticia provocando efectos tóxicos (Sauerbeck, 1982).

Como consecuencia de varios siglos de actividad minera en México y, posteriormente debido a la industria de la química básica, petroquímica y de refinación del petróleo, se han producido cantidades muy grandes, pero muy difíciles de cuantificar de residuos peligrosos. Aunado a lo anterior, la intensa actividad de otras industrias, junto con accidentes durante el almacenamiento, transporte o trasvase de sustancias (fugas, derrames, incendios) y la disposición clandestina e incontrolada de residuos, contribuyen en gran medida a la contaminación de suelos. Dentro de los contaminantes que se consideran prioritarios en México debido a su alta toxicidad y a su persistencia en el ambiente, se encuentran: dioxinas, furanos, hexaclorobenceno, bifenilos policlorados (BPC), plaguicidas organoclorados, mercurio, plomo, cromo, cadmio, compuestos tóxicos atmosféricos e hidrocarburos poliaromáticos (HAP) (Volke y Velasco, 2002).

La excavación de minas, la remoción de minerales así como el proceso de extracción de metales puede causar daños ambientales y, en casos extremos, destruir el ecosistema; por ejemplo, se pueden dañar tierras de cultivo, favorecer la erosión y contaminar cuerpos de agua con sales solubles de elementos potencialmente tóxicos (EPT), como As, Se, Pb, Cd y óxidos de S, entre otros. Asimismo, el material subterráneo puede generar volúmenes de residuos hasta ocho veces superiores al original. El impacto de la minería sobre el ambiente y la salud se relaciona con la composición del mineral, el tipo de

explotación, el proceso de beneficio, la escala de las operaciones y las características del entorno (Volke *et al.*, 2005).

La contaminación por metales pesados ha sido tema de diversos foros en los campos ambiental y de salud pública debido a los severos daños que provocan, de tal manera que las autoridades ambientales y de salud de todo el mundo procuran minimizar la exposición de la población, particularmente la infantil, a estos elementos tóxicos (Valdés y Cabrera, 1999).

Los metales pesados constituyen un grupo de elementos traza de alto interés, ya que, pese a que algunos resultan esenciales, determinados niveles en el suelo pueden resultar tóxicos para los seres vivos (humanos, organismos del suelo, plantas y animales). Desde el punto de vista medioambiental, los metales pesados más interesantes son el cadmio, cobre, níquel, plomo, cromo, zinc y mercurio. Algunos procesos naturales (pedogénesis, volcanes, huracanes, incendios forestales, etc.), constituyen una fuente relevante de los metales pesados existentes en el suelo, si bien las aportaciones más importantes tienen lugar a través de la acción antropogénica, como son la actividad industrial y algunas prácticas agrícolas: abonado con residuos urbanos (lodos de depuradoras y composta de residuos sólidos urbanos), aguas residuales, residuos ganaderos (purines de porcino), productos fitosanitarios, etc. (Pomares *et al.*, 1998).

Los metales se encuentran naturalmente en diversas concentraciones en rocas y suelos. Con el advenimiento de la industrialización ha aumentado notoriamente el uso de metales pesados ya que presentan propiedades adecuadas para diversos fines. Concomitantemente han aumentado las

concentraciones de dichos metales en el ambiente, lo cual es casi imposible de revertir por su persistencia en el mismo. Los suelos pueden contaminarse con metales por contacto directo con residuos de actividades industriales, lixiviado de residuos, por depósito de lodos, etc. (Volke y Velasco, 2002; Volke *et al.*, 2005).

2.3.1. Efecto de los metales pesados en las plantas

Los metales pesados tienen una diversidad de efectos sobre las plantas. Esos efectos incluyen la disminución de la fotosíntesis y la tasa de transpiración, la inducción de estrés oxidativo, la reducción del crecimiento y en situaciones extremas la muerte de la planta. Algunos de los efectos de los metales pesados en las plantas incluyen un incremento en la actividad de varias enzimas antioxidantes como la ascorbato peroxidasa y la superóxido dismutasa. Uno de los efectos de la presencia de metales pesados es la reducción o la detención total del crecimiento (Bonnet *et al.*, 2000; Dixit *et al.*, 2000). La presencia de metales pesados provoca también un estrés oxidativo (Dixit *et al.*, 2000).

Los síntomas de toxicidad observados en las plantas en presencia de excesivas cantidades de metales pesados pueden deberse a una diversidad de interacciones a escala celular/molecular. La toxicidad puede resultar de la unión de los metales a grupos sulfhidrilos en las proteínas, lo que llevaría a una inhibición de la actividad o a una modificación de la estructura. Además, los

metales pesados pueden estimular la formación de radicales libres y especies reactivas de oxígeno, provocando un estrés oxidativo (Hall, 2002).

Las plantas poseen una variedad de mecanismos celulares potenciales que pueden estar involucrados en la detoxificación de metales pesados y, por lo tanto, en tolerancia al estrés por metales como son, inmovilización, exclusión, quelatación y compartimentalización de los iones metálicos, así como la expresión de mecanismos mas generales de respuesta al estrés tales como el etileno y proteínas de estrés. También se encuentran involucrados aspectos o funciones de las micorrizas y la unión a la pared celular además de exudados extracelulares (Cobbett, 2000; Hall, 2002). Los síntomas de toxicidad observados en las plantas en presencia de excesivas cantidades de metales pesados pueden deberse a una diversidad de interacciones a escala celular/molecular. Además, los metales pesados pueden estimular la formación de radicales libres y especies reactivas de oxígeno, provocando un estrés oxidativo (Hall, 2002). Las respuestas de las plantas a la presencia de metales pesados es variable. Es posible encontrar genotipos tolerantes y sensibles en una misma especie.

Se pueden distinguir tres mecanismos moleculares de la toxicidad de metales pesados: (a) la producción de especies reactivas de oxígeno por autooxidación y reacción de Fenton; reacción típica de metales de transición tales como el hierro y el cobre, (b) El bloqueo de grupos funcionales esenciales en biomoléculas, esta reacción se ha reportado principalmente para metales pesados no reactivos a redox tales como el cadmio y el mercurio, (c) el

desplazamiento de iones metálicos esenciales de biomoléculas. Los datos disponibles sugieren que el cadmio, cuando no es detoxificado rápidamente, puede iniciar, mediante la alteración del control redox de la célula, una secuencia de reacciones que llevan a la inhibición del crecimiento, la estimulación del metabolismo secundario, la lignificación y finalmente la muerte (Schützendübel y Polle, 2002).

Las respuestas de las plantas a la presencia de metales pesados es variable y se pueden encontrar genotipos tolerantes y sensibles en una misma especie. En un genotipo sensible de la especie *Betula pendula* Roth (Silver Birch) las concentraciones de aluminio inhibieron el crecimiento, mientras que en un genotipo tolerante, el crecimiento se incrementó hasta en concentraciones de 25 mg de Al l^{-1} . En el genotipo sensible hubo una pérdida de la dominancia apical y tanto las raíces primarias como secundarias detuvieron su crecimiento al incrementarse las concentraciones de aluminio (Kidd y Proctor, 2000).

En algunas especies, las poblaciones que se desarrollan en suelos contaminados con metales pesados, son más tolerantes a esos contaminantes. Sin embargo, en otras especies las poblaciones de suelos con metales pesados son igualmente tolerantes que las poblaciones que se desarrollan en suelos no contaminados. El grado de diferencia en la resistencia a metales pesados entre las poblaciones puede reflejar que tan importante fue la selección de mutantes resistentes para la evolución de ecotipos (Köhl, 1997).

Las plantas poseen una variedad de mecanismos celulares potenciales que pueden estar involucrados en la detoxificación de metales pesados y por lo tanto en la tolerancia al estrés por metales. Estos mecanismos incluyen: la inmovilización, la exclusión, la quelatación y la compartimentalización de los iones metálicos, así como la expresión de mecanismos mas generales de respuesta al estrés tales como el etileno y proteínas de estrés. También se encuentran involucrados aspectos o funciones de las micorrizas y la unión a la pared celular y exudados extracelulares, la reparación de proteínas dañadas por el estrés (Cobbett, 2000; Hall, 2002).

Un mecanismo recurrente para la detoxificación de metales pesados en plantas y otros organismos, es la quelatación del metal por un ligando y, en algunos casos, la subsiguiente compartimentalización del complejo ligando-metal. La quelatación extracelular por ácidos orgánicos, tales como el citrato o el malato, es importante en los mecanismos de tolerancia a aluminio. Las metalotioeninas son ligandos peptídicos ricos en cistina, codificados por un gen. Las fitoquelatinas son péptidos ricos en cistina sintetizados enzimáticamente a partir del glutathione por la fitoquelatina sintetasa (PCS) (Cobbett, 2000; Heiss et al., 2003).

Se ha propuesto que el ácido salicílico participa en la protección de las plantas contra metales pesados. El tratamiento de semillas de cebada (*Hordeum vulgare*) con un remojo en una solución con ácido salicílico protegió a las plántulas de los efectos tóxicos del cadmio durante el periodo de crecimiento. Los tratamientos con ácido salicílico tuvieron poco efecto en el

crecimiento en la ausencia de cadmio, pero incrementaron la longitud y peso fresco de raíz y tallo e inhibieron la peroxidación de lípidos en raíces en la presencia de cadmio. Los tratamientos con ácido salicílico redujeron fuertemente o detuvieron por completo las actividades de enzimas antioxidantes (catalasa y ascorbato peroxidasa) inducidas por cadmio. Los autores concluyen que el ácido salicílico disminuye la toxicidad de Cd mediante mecanismos distintos a los de defensa antioxidante (Metwally *et al.*, 2003).

Los mecanismos de adaptación pueden ser diferentes para cada tipo de metal. Así, se ha encontrado que la acumulación de fitoquelatinas varía dependiendo del metal y hay una relación $As/Cd/Cu > Zn > Ni/Co$ y es consistentemente mayor en plantas no tolerantes que en plantas hiperacumuladoras, excepto para el caso de As. La detención artificial de la síntesis de fitoquelatinas no tuvo efecto en la sensibilidad de plantas tolerantes y no tolerantes a Zn, Cu, Ni o Co, lo que sugiere que la secuestación basada en fitoquelatinas no es esencial para la tolerancia constitutiva o hipertolerancia a esos metales. En el caso de arsénico la secuestación con fitoquelatinas es esencial para la tolerancia constitutiva y la hipertolerancia adaptativa a este metaloide (Schat *et al.*, 2002).

2.3.2. Efecto de los metales pesados en suelos

Solo cabe hablar de contaminación por metales pesados cuando el contenido en los mismos excede considerablemente de los valores habituales

en el tipo de suelo que se está considerando. Estas anomalías geoquímicas pueden alcanzar valores que suponen un grave peligro para las plantas y animales que habitan el suelo, y para los consumidores de la vegetación que se inicia en los herbívoros (UNEX, 2005).

De este modo una concentración de plomo en el suelo de 1000 mg/kg puede ser el fruto de una contaminación externa o de un nivel geoquímico muy alto, es por ello que se debe hablar con precaución de estas situaciones. No siempre la eliminación de los elementos que llegan al suelo se produce por lavado, así la escorrentía y la erosión laminar puede eliminar una buena parte de los mismos. Cuando el suelo está cubierto de vegetación se atenúan las pérdidas por erosión y la acumulación de metales es mayor, pero cuando alcanza los límites de toxicidad de las plantas y estas mueren se reanuda la eliminación, podríamos considerar este hecho como un mecanismo regulador de los fitotóxicos. En cuanto a la legislación existente sobre umbrales mínimos que se consideran contaminantes,; se contemplan dos valores diferentes, uno para constatar el problema de la contaminación y otro para establecer una necesidad de actuación antes de cultivar el suelo. En España solo se contempla el tema en el caso de la adición de lodos de depuradora como enmienda orgánica (UNEX, 2005).

La absorción de los llamados metales pesados por plantas y hongos del suelo difiere de una especie a otras, marcando un nivel o grado de acumulación en los mismos, como se aprecia en el Cuadro 1.

Cuando la vegetación se elimina del suelo, como en la agricultura o ganadería, se produce una disminución en los niveles del elemento acumulado. Cuando no existe aprovechamiento de la vegetación los elementos se reciclan y los contenidos se mantienen. En el primer caso el problema más importante es la integración del elemento en las cadenas tróficas con mayor efecto nocivo que su permanencia en el suelo. No obstante, la presencia de plantas hiperacumuladoras puede permitir su aprovechamiento para la depuración del suelo, eliminándolas sin consumo (UNEX, 2005).

.Cuadro 1. Acumulación de metales pesados en plantas y hongos (UNEX, 2005)

Tipo	Plantas	Hongos
Muy intensa	Cd	Hg
Intensa	--	Cd, Be, Cu
Media	Zn, Mo, Hg, Cu, Pb, As, Co	Zn
Ligera	Mo, Ni, Cr	As, Mn
Nula	Be, Fe	--

2.4. Contaminación por plomo

El plomo es un metal pesado, azulado, suave y maleable, usado en varios procesos industriales. El plomo existe naturalmente en la corteza terrestre, de donde es extraído y procesado para usos diversos. Cuando el plomo es ingerido, inhalado o absorbido por la piel, resulta ser altamente tóxico

para los seres vivos en general y para los humanos en particular. El plomo no es biodegradable y persiste en el suelo, en el aire, en el agua y en los hogares. Nunca desaparece sino que se acumula en los sitios en los que se deposita y puede llegar a envenenar a las poblaciones humanas, vegetales y animales a menos que sea retirado. Las fuentes de contaminación por plomo son múltiples e incluyen a las fundidoras, las fábricas de baterías, algunas pinturas, la loza de barro vidriado cocida a baja temperatura y las gasolinas con tetraetilo de plomo (que se dejaron de usar en México en 1997).

En nueve sistemas de clasificación de riesgo citados por el Fondo para la Defensa Ambiental o Environmental Defense Fund 15, el plomo aparece como un material que es más peligroso que la mayoría de los productos químicos. Se le considera dentro del 10% de los materiales más peligrosos para la salud humana. Por otra parte, los riesgos son también muy serios para las poblaciones de plantas cultivadas y sobre todo para las plantas nativas.

2.5. Métodos de remediación

Las tecnologías de remediación implican la eliminación del contaminante mediante aislamiento o transformación de los contaminantes en otros productos inocuos. Los metales pesados como por ejemplo: zinc, plomo, níquel, cromo, etc., constituyen uno de los problemas de mayor dificultad para solucionar, esto es debido a su naturaleza inorgánica ya que esta no es susceptible a biodegradarse. La utilización de plantas para la extracción de metales pesados

es debida a que estas pueden tener algún mecanismo de tolerancia o acumulación de estos.

2.5.1 Biorremediación

En los últimos años, en varios países del mundo se ha iniciado una nueva cruzada en la investigación y aplicación de nuevas alternativas que coadyuven como herramientas para prevenir ó restaurar los daños ocasionados por acciones antropogénicas ó desastres naturales que dañan de manera severa nuestro ambiente. Una de ellas es sin duda alguna la biorremediación, entendida esta como el uso de organismos vivos (plantas y microorganismos) para contrarrestar los efectos nocivos causados por desastres naturales u ocasionados intencionalmente (Hernández y Martínez, 2005).

La biorremediación es una alternativa biológica para el tratamiento de suelos contaminados, e involucra el uso de microorganismos u organismos vivos (plantas, hongos, bacterias, entre otros), para remover (extraer), degradar (biodegradar) o transformar (biotransformar) compuestos orgánicos tóxicos en productos metabólicos menos tóxicos o inocuos para contrarrestar los efectos nocivos causados por desastres naturales u ocasionados intencionalmente para degradar, transformar o remover compuestos orgánicos tóxicos a productos metabólicos inocuos o menos tóxicos (Van Deuren *et al.* 1997; Velasco y Volke, 2002; Hernández y Martínez, 2005; Manacorda y Cuadros, 2005). También se implementa para remover contaminantes orgánicos presentes en el suelo, CO₂ o diversos metabolitos como productos intermediarios (Vargas *et al.*, 2002). Esta estrategia biológica depende de las actividades catabólicas de los

organismos y, por consiguiente, de su capacidad para utilizar los contaminantes como fuente de alimento y energía (Van Deuren *et al.*, 1997; Velasco y Volke, 2002; Hernández y Martínez, 2005).

Los procesos biológicos que involucran enzimas como catalizadores pueden modificar moléculas orgánicas produciendo cambios en su estructura así como en sus propiedades toxicológicas, incluso dar como resultado la completa conversión de dichos compuestos en productos inorgánicos como agua, CO₂ o formas inorgánicas de N, P y S, además de componentes celulares y productos de las rutas metabólicas (mineralización) (Alexander, 1994; Velasco y Volke, 2002).

La biorremediación puede emplear organismos propios del sitio (autóctonos) o ajenos a éste (exógenos), y llevarse a cabo en condiciones aerobias o anaerobias. Al igual que otras tecnologías de remediación, la biorremediación puede realizarse en el mismo sitio sin necesidad de excavar el material contaminado (*in situ*), o bien excavándolo para tratarlo en el sitio (*on site*) o fuera de él (*ex situ*).. Aunque no todos los compuestos orgánicos son susceptibles a la biodegradación, los procesos de biorremediación se han usado con éxito para tratar suelos, lodos y sedimentos contaminados por hidrocarburos totales del petróleo (HTP), solventes, explosivos, clorofenoles, pesticidas e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) (Van Deuren *et al.*, 1997)

Las rutas de biodegradación de los contaminantes orgánicos varían en función de la estructura química del compuesto y de las especies microbianas

degradadoras. El proceso de biorremediación incluye reacciones de oxidoreducción, procesos de adsorción e intercambio iónico, e incluso reacciones de acomplejamiento y quelatación que resultan en la inmovilización de metales (Eweis *et al.*, 1998).

2.5.1.1 Fitorremediación

La fitorremediación es un proceso que utiliza plantas con capacidad para remover los contaminantes (Prasad y Freitas, 2003) y con resistencia para crecer en suelos contaminados con hidrocarburos, además de transferir, estabilizar, concentrar y/o destruir contaminantes (orgánicos e inorgánicos) en suelos, lodos y sedimentos, y puede aplicarse tanto *in situ* como *ex situ* (Chaney *et al.*, 1997; Van Deuren *et al.*, 1997; Volke y Velasco, 2002; Vargas *et al.*, 2002; Manacorda y Cuadros, 2005). Es una tecnología de remediación que ha recibido atención debido a los resultados que ha tenido en campo, los cuales indican que tiene un costo mas económico comparado con otros tratamientos convencionales (EPA, 2000).

Un factor que puede dotar a esta técnica de una mayor capacidad descontaminante es la utilización de plantas que previamente hayan sido manipuladas en laboratorio, ya sea potenciando características propias de la planta o mediante la introducción de genes de otros seres vivos, gracias a los cuales el vegetal manipulado adquiere la capacidad de eliminar agentes contaminantes para los que antes era incapaz.

Los mecanismos de fitorremediación incluyen la rizodegradación, la fitoextracción, la fitodegradación y la fitoestabilización (Van Deuren *et al.* 1997; Volke y Velasco, 2002; Prasad y Freitas, 2003). Existe un gran número de este tipo de plantas y agrupan especialmente una buena cantidad de pastos. A la fecha, se han identificado 163 taxones de plantas, pertenecientes a 45 familias, tolerantes a los metales y capaces de crecer en concentraciones elevadas (Prasad y Freitas, 2003). Se han reportado especies de musgos (Briofitas) y helechos (Pteridofitas) con capacidad de crecer en sustratos ricos en metales. Entre las Angiospermas, se han identificado cerca de 400 hiperacumuladoras; entre las familias dominantes se encuentran: *Asteraceae*, *Brassicaceae*, *Caryophyllaceae*, *Cyperaceae*, *Cunouniaceae*, *Fabaceae*, *Flacourtiaceae*, *Lamiaceae*, *Poaceae*, *Violaceae* y *Europhobiaceae*. De estas familias, *Brassicaceae* tiene el mayor número de taxones (11 géneros y 87 especies) con capacidad para hiper-acumular metales (Prasad y Freitas, 2003). Entre las plantas comúnmente usadas para la fito-extracción de Pb se encuentran los girasoles (*Helianthus annuus*) y la mostaza de la India (*Brassica juncea*); para Zn, Cd y Ni, *Thlaspi* spp. (ITRC, 1999). Asimismo, se conocen cerca de 300 especies que hiper-acumulan Ni, 26 Co, 24 Cu, 19 Se, 16 Zn, 11 Mn, una Tl y una Cd.

Se ha demostrado que las plantas pueden metabolizar o inmovilizar hidrocarburos del petróleo por medio de numerosos procesos. Por otro lado, el metabolismo de hidrocarburos aromáticos en plantas es limitado. Concentraciones altas de contaminación también pueden afectar la exudación

de la raíz de azúcares, los factores de crecimiento y los ácidos orgánicos con el consiguiente rompimiento del equilibrio rizosférico, la disminución de microorganismos totales (hongos y bacterias), así como bacterias asimiladoras de nitrógeno y fijadores de nitrógeno atmosférico (Vargas *et al.*, 2002). La fitorremediación es una técnica, actualmente en sus inicios, con la que se pretende que zonas que han sufrido una contaminación sean recuperadas mediante el empleo de plantas, a las que se les potencia mediante muy diversas herramientas su actividad biológica (Van Deuren *et al.* 1997; Volke y Velasco, 2002; Prasad y Freitas, 2003).

La rizodegradación se lleva a cabo en el suelo que rodea a las raíces. Las sustancias excretadas naturalmente por éstas, suministran nutrientes para los microorganismos, mejorando así su actividad biológica. Durante la fitoextracción se utiliza la biomasa vegetal-extractiva para remediar suelos contaminados por metales pesados y algunos compuestos radiactivos. Los contaminantes son captados por las raíces (fitoacumulación), y posteriormente éstos son translocados y/o acumulados hacia los tallos y hojas (fitoextracción). Fitoestimulación: las raíces de las plantas son capaces de estimular microorganismos los cuales van a degradar los agentes contaminantes de la rizósfera. Fitoestabilización: las plantas se utilizan para limitar la movilidad y eliminar la biodisponibilidad de los metales tóxicos del suelo para que así no puedan ser utilizados por otro tipo de plantas a las cuales puede resultar perjudicial, debido a la producción en las raíces de compuestos químicos que pueden adsorber y/o formar complejos. Con los contaminantes,

inmovilizándolos así en la interfase raíces-suelo (Sellers, 1999).
Fitodegradación: Las plantas y microorganismos asociados se pueden utilizar para degradar los agentes contaminantes del suelo. Rizofiltración: utilización de las raíces de las plantas para extraer los diferentes metales tóxicos o aceites que se puedan encontrar en aguas contaminadas ya sean superficiales o profundas. Se ha visto que esta técnica puede ser mejorada insertando microorganismos simbióticos específicos en la rizósfera de la planta. Fitovolatilización: los agentes contaminantes absorbidos por las plantas son convertidos en sus fases volátiles (gases) y liberados a la atmósfera por los estomas (Van Deuren *et al.* 1997; Volke y Velasco, 2002; Prasad y Freitas, 2003).

El potencial de esta técnica es prometedor pero los riesgos y limitaciones deben tomarse en cuenta dependiendo de la zona en la que se quiera aplicar y del resto de técnicas posibles para la descontaminación de cada región. De las diferentes ramas de las cuales se ocupa la Fitorremediación la fitoextracción y la rizofiltración son las más importantes ya que se ocupa de la descontaminación de suelos que poseen metales pesados.

3.3. Muestreo

El objetivo del muestreo es obtener una estimación insesgada de los parámetros de la población para hacer inferencias respecto a las características o propiedades de la población que son de nuestro interés (Flores, 2005).

El muestreo es el primer paso a efectuar para realizar un análisis de suelos y es la actividad por medio de la cual se toman partes representativas de un todo llamado *población*, con el objeto de conocer la población total a partir del estudio de las características de cada una de esas partes (Volke et al., 2005).

El objetivo principal de cualquier operación de muestreo es coleccionar muestras representativas del medio que se está investigando. Más específicamente, el propósito del muestreo en un sitio contaminado es adquirir información que ayude a determinar la presencia e identidad de los contaminantes presentes y el grado en el que estos podrían entrar en el ambiente circundante (Ford et al., 1984). El muestreo de un suelo se diseña y conduce para cumplir con uno o varios de los siguientes objetivos (Volke et al., 2005):

- Determinar el riesgo a la salud humana y/o al ambiente debido a la contaminación del suelo por contaminantes específicos.
- Determinar la presencia y concentración de contaminantes específicos, con respecto a niveles de fondo (concentraciones naturales en el sitio).
- Determinar la concentración de contaminantes y su distribución espacial y temporal.
- Medir la eficiencia de acciones de control o de limpieza (remediación).

- Obtener mediciones para validación o uso de modelos de transporte y deposición de contaminantes en el suelo.
- Determinar el riesgo potencial a la flora y fauna por contaminantes específicos.
- Identificar fuentes de contaminación, mecanismos o rutas de transporte y receptores potenciales) (Volke et al., 2005).

3.3.1. Tipos de muestreo

El muestreo representativo juega un papel muy importante en la calidad y la utilidad de los datos analíticos. El muestreo representativo debe tener altos niveles de precisión y exactitud, que garanticen que una muestra o grupo de muestras sea representativa y proporcione con precisión las características del sitio, además de que los resultados sean reproducibles. La *exactitud* se refiere a la aproximación del valor del análisis de suelo con respecto al contenido real en campo, y la *precisión* describe la posibilidad de reproducir de los resultados. Ambos parámetros están determinados por el número de muestras tomadas en el campo. A medida que se incrementa el número de muestras, aumenta la exactitud y la precisión (Mason 1992). El diseño de un muestreo puede ser (i) a *juicio* (no probabilístico) o bien, (ii) *aleatorio simple*, *estratificado* o *sistemático* (probabilístico) (Valencia y Hernández 2002; Volke et al., 2005).

3.3.1.1. Muestreo sistemático

El muestreo sistemático es una herramienta que puede utilizarse para reducir la variabilidad de las muestras. Este método consiste en ubicar las muestras en un patrón regular en toda la zona de estudio; puede realizarse a partir de un punto determinado al azar, a partir del cual se establece cierta distancia para ubicar los demás puntos (a distancias uniformes entre sí). Este tipo de muestreo puede realizarse por rejilla rectangular o polar. Puede llevarse a cabo en superficies de cualquier tamaño, dado que las muestras pueden ubicarse de acuerdo con las dimensiones y forma del terreno, es decir, la distancia equidistante entre los puntos de muestreo pueden ser de unos centímetros, metros o hasta kilómetros, lo cual depende del tipo de estudio que se esté realizando (Volke et al., 2005).

Las ventajas de este tipo de muestreo es que es fácil de ubicar en el terreno, rápido, está libre de sesgos personales y asegura que en toda la población es cubierto por el muestreo. Por otra parte, tiene la desventaja de que hay limitaciones en el análisis estadístico ya que un requisito para que los procedimientos estadísticos tengan validez es la aleatorización (Flores, 2005).

3.3.1.2. Muestreo aleatorio

Este tipo de muestreo se emplea en casos en los que se dispone de poca información acerca de las características de la población a medir. Se basa en la teoría de probabilidades y siempre requiere de un análisis estadístico. Este tipo de muestreo permite todas las combinaciones posibles de unidades de

muestras a seleccionar. Los puntos de muestreo se ubican en un plano cartesiano (X_i, Y_j) , en donde cada punto de la población tiene la misma probabilidad de ser seleccionado. El medio más común para minimizar la desviación estándar en esta selección es asignarle un número a cada unidad de población y extraer unidades de muestras de una tabla de números aleatorios. Este tipo de muestreo es recomendable para áreas homogéneas menores a cinco hectáreas, delimitadas por referencias visibles a lo largo y ancho de toda la zona (Volke et al., 2005).

La ventaja de este método es que los datos se pueden someter a análisis estadístico sin restricciones y por lo tanto en investigación es el único método válido. Las desventajas son: 1) consume mas tiempo en la selección y ubicación de las unidades muestrales, 2) la distribución de las unidades muestrales puede ser pobre (Flores, 2005).

3.3.1.3. Muestreo aleatorio estratificado

Este tipo de muestreo consiste en estratificar la población o el área a muestrear en unidades homogéneas dentro de las cuales las unidades muestrales se ubican en forma aleatoria. La estratificación se utiliza como una forma de solucionar la mala distribución de las unidades muestrales que puede ocurrir en el muestreo aleatorio. La estratificación es una subdivisión de la población en unidades las cuales dentro de si son más uniformes que la

población entera, en otras palabras la variabilidad dentro de los estratos es menos que en toda la población (Flores, 2005)..

En el muestreo de vegetación los estratos se definen en función de alguna característica del terreno o vegetación que sea la fuente de variación en la población entera, por ejemplo, tipo de suelo, sitio de pastizal, pendiente, exposición, etc. Las ventajas de este método de muestreo son que se obtienen estimaciones más certeras de los parámetros de la población y además se pueden obtener estimaciones de los estadísticos de cada estrato (Flores, 2005).

3.3.1.4. Muestreo a juicio

Un muestreo selectivo o a juicio se presenta cuando los elementos son seleccionados mediante un criterio personal y generalmente lo realiza un experto. En zonas heterogéneas de pequeña extensión se pueden escoger puntos con base en diferencias típicas, como cambios notorios en relieve, textura, color superficial, vegetación, etc. En los estudios ambientales, el muestreo selectivo, a menudo, constituye la base de una investigación exploratoria. Sus principales ventajas son la facilidad de realización y sus bajos costos, además de que se puede llevar a cabo en zonas heterogéneas como en zonas homogéneas (Mason 1992; Volke et al. 2005).

2.6 Análisis estadístico de distribución espacial

2.6.1. Limitantes de las técnicas estadísticas convencionales

Los métodos estadísticos convencionales, como las pruebas de t, de F y de χ^2 , o procedimientos como el análisis de varianza, involucran las observaciones de los procesos físicos y químicos de suelo y planta, para su organización y análisis, con el propósito de hacer inferencias sobre el fenómeno de interés (Rossi *et al.*, 1992) y así cumplir con el estudio científico de las relaciones entre los organismos y el ambiente (Hermy y Lewi, 1991; Rossi *et al.*, 1992).

Dichas herramientas son fáciles de implementar, pero generalmente suponen que cada uno de los datos es independiente estadísticamente de los demás (Morkoc *et al.*, 1985; Hamlett *et al.*, 1986; Rossi *et al.*, 1992) y no consideran su variación en el espacio. Proveen una descripción incompleta de la variabilidad de la propiedad en cuestión, puesto que no relacionan la varianza calculada con la distancia entre las observaciones (Vieira *et al.*, 1981). En otras palabras, la distribución de frecuencias de las observaciones, *per se*, no provee información sobre su variabilidad con respecto a las coordenadas del espacio en estudio.

Por consiguiente, es aconsejable usar otras técnicas estadísticas de análisis, interpretación y estimación (Morkoc *et al.*, 1985) que tomen en cuenta la heterogeneidad en la parcela experimental, pero cualquier método útil para cuantificar la heterogeneidad espacial debe ser examinado teóricamente, antes de que sea usado en la práctica (Li y Reynolds, 1994).

2.6.2. Teoría de las técnicas estadísticas espaciales

Existen métodos numéricos que permiten identificar la estructura de la variación horizontal conocidos como coeficientes de distancia (Arkley, 1976): los índices de similitud y disimilitud, IS e ID, respectivamente (Bidwell y Hole, 1963, Arkley, 1976; Buol *et al.*, 1980), la diferencia media de carácter (DMc), la distancia Euclidiana (DE), la distancia métrica Canberra (DMC), el coeficiente Mahalanobis (CM o D^2); y otros de asociación como el coeficiente de Jacard (CJ o S_j). desafortunadamente, los IS e ID requieren que los datos sean estandarizados en rangos positivos y expresados en porcentaje (Bidwell y Hole, 1963; Arkley, 1976); la DMc representa inadecuadamente las diferencias grandes (Arkley, 1976); la DE es muy sensible a la magnitud, de manera que una gran diferencia contribuye desproporcionadamente sobre la disimilitud entre pares de observaciones (Arkley, 1976; Webster, 1985); la DMC es mas sensible a la proporcionalidad que a la diferencia absoluta entre las observaciones (Arkley, 1976); el CM funciona como un análisis discriminante; mientras que para estimar CJ es necesario codificar los datos en rangos o intervalos, por lo que involucra una considerable perdida de información (Arkley, 1976).

Otros coeficientes de similitud, que permiten estimar el patrón o la estructura espacial o temporal de la variación edáfica y de plantas, son: la función de autocorrelación, FAC (Arkley, 1976); la función de autocorrelación parcial, FACP; los variogramas geoestadísticos (VARG); los covariogramas (COVAR), la escala integral (ESCI); la zona de influencia (ZI) (Yates *et al.*,

1988) y el índice de dispersión (ID) (Perry y Mead, 1979). Una ventaja de los variogramas geoestadísticos es que pueden ser utilizados para determinar la dimensión fractal (DF) de los procesos. El análisis fractal se basa en el principio de auto-similitud o auto-similaridad, es decir, en la manera en la cual un patrón de una determinada escala se repite en otras escalas (Burrough, 1981; 1983). La DF es independiente de la escala (Mandelbrot, 1967) e indica la forma geométrica del proceso y la complejidad de las autocorrelaciones sobre algunas escalas de los fenómenos naturales (Burrough, 1983).

Teóricamente, las funciones de autocorrelación son las técnicas apropiadas para cuantificar la heterogeneidad espacial de procesos naturales, pero su uso implica ciertas hipótesis matemáticas, en particular una forma de estacionariedad (Gajem *et al.*, 1981).

2.6.3. Funciones de autocorrelación

La autocorrelación, como método para estimar la dependencia espacial y temporal entre observaciones vecinas, se originó con los análisis de series de tiempo (Vieira *et al.*, 1983). Las funciones de autocorrelación (Terrier y Wilding, 1986) o funciones de autocovarianza normalizada (i.e. el coeficiente r adquiere valores de -1 a 1; (Trangmar *et al.*, 1985) expresan la correlación lineal entre series espaciales separadas a diferentes distancias h (Russo y Bresler, 1981b; Vieira *et al.*, 1981). Por definición suponen estacionariedad de segundo orden (Trangmar *et al.*, 1985), en cuyo caso la autocorrelación es expresada como:

$$r(h) = \text{Cov}(h) / \sigma^2 = 1 - [\gamma(h) / \text{Cov}(0)] \text{ ----- (1)}$$

donde $r(h)$ es la autocorrelación entre observaciones a distancias de separación h , y σ^2 es la varianza de todas las series [$\sigma^2 = \text{Cov}(0)$].

La función de autocorrelación depende de la varianza, misma que debe ser finita (ecuación 1) para que tenga sentido (Burguess y Webster, 1980). La relación gráfica entre los valores de autocorrelación, $r(h)$, versus la distancia de separación, h , se denomina autocorrelograma.

2.6.4. Variogramas Geostadísticos

La autocorrelación entre realizaciones mediante variogramas se fundamenta en la teoría de las variables regionalizadas o geoestadísticas. Una variable regionalizada es, sensu stricto, una función actual que toma un valor definitivo en cada punto dentro del espacio (Matheron, 1963).

Si se considera que la ecuación 2 ($\text{var} [\varepsilon(X_i) - \varepsilon(X_{i+h})] = E\{[\varepsilon(X_i) - \varepsilon(X_{i+h})]^2\} = \text{var}[z(X_i) - z(X_{i+h})] = E\{[z(X_i) - z(X_{i+h})]^2\} = 2\gamma(h)$) es, por definición, la varianza (Vauclin *et al.*, 1983) entonces:

$$\text{Ecuación } 2\gamma(h) = E\{[z(X_i) - z(X_{i+h})]^2\} \text{-----}(3)$$

En la práctica se usa $\gamma(h)$ en lugar de $2\gamma(h)$ y, obviamente, recibe el nombre de semivarianza. En geoestadística la autocorrelación es definida por medio de la semivarianza estadística, $\gamma(h)$, estimada para cada intervalo específico de distancia o tiempo.

$$\text{Ecuación } \gamma(h) = 0.5N(h) \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(X_i) - Z(X_{i+h})]^2 \text{-----}(4)$$

Donde $Z(X_i)$ es el valor medio en el punto de X_i ; $Z(X_{i+h})$ es el valor medido en el punto X_{i+h} ; y $N(h)$ es el numero total de pares de datos o diferencias para el intervalo, h , en cuestión. La semivarianza esta basada en las diferencias entre pares de observaciones (Ecuación 4) y, por ello, es menos sensible a la no estacionariedad que la autocorrelación y, en consecuencia, tiene mas ventajas practicas para el análisis de distribuciones espaciales (Campbell, 1978).

La curva resultante entre las $\gamma(h)$ versus el vector de desplazamiento (h) se denomina semivariograma. Este ultimo representa el porcentaje de cambio de la variable con respecto a h , y su comportamiento describe el patrón de la variación espacial o temporal en términos de magnitud escala y forma general, o bien, de estructura (Vieira *et al.*, 1982; Valdez-Cepeda, 1991; Valdez-Cepeda *et al.*, 1992). Para ello se fundamenta en los parámetros: rango, A , o intervalo en el cual existe dependencia entre los datos; varianza nugget, C_0 , o varianza no percibida con los datos analizados; varianza identificada con los datos, C_1 ; y varianza total o umbral, C .

El rango es dependiente del área muestreada y la escala; i. e. un área pequeña tendrá un rango menor que el de un área grande. El umbral se aprecia cuando la dispersión es finita, requisito indispensable para efectuar las interpolaciones mediante kriging.

El semivariograma o variograma representa en una forma sistemática los caracteres esenciales de los procesos (Matheron, 1963). El semivariograma experimental puede ajustarse a modelos teóricos con umbral para identificar la

estructura de la variación en el tiempo o el espacio. La elección del modelo es crítica y quizá sea la mayor fuente de ambigüedad dado que se limita el vector de desplazamiento a considerar en el ajuste (Vieira *et al.*, 1981); así, el modelo elegido sirve únicamente como una función aproximada.

La comparación de variogramas es factible si se estandarizan. La estandarización consiste en obtener el cociente de cada semivarianza entre la varianza total. Entonces, la comparación puede hacerse entre variogramas de procesos con diferentes unidades y/o niveles de variabilidad espacial (Rossi *et al.*, 1992).

2.6.5. Análisis Fractal

Cuando una curva, e. g. un semivariograma, es estadísticamente auto-similar, se caracteriza por un exponente de similitud que poseen algunas propiedades de una dimensión, aunque es generalmente una fracción mayor que la dimensión 1 atribuida comúnmente a las curvas (Mandelbrot, 1967). Dicho exponente se define como dimensión fractal (DF) referida a series en las cuales la dimensión Hausdorf-Besicovith (DHB) excede a la dimensión topológica. Este concepto es de fundamental importancia para caracterizar procesos espaciales o temporales que son continuos y que exhiben correlaciones parciales en varias escalas (Burrough, 1981).

Burrough, (1981) consignó que para una función fractal lineal estocástica, la DHB puede variar desde 1 (completamente diferenciable) hasta 2 (muy irregular o errática y prácticamente no diferenciable). Esto significa que es

trascendental conocer este aspecto de las funciones antes de intentar hacer predicciones a partir de datos puntuales mediante kriging o regresión lineal mediante mínimos cuadrados.

Los variogramas se construyen a partir de la varianza de los incrementos (ecuación 4, por lo que son de gran utilidad para estimar la DF considerando a su función como función fractal del tipo Weierstrass-Mandelbrot (e.g. Burrough, 1981; 1983; Armstrong, 1986) puesto que la varianza $\gamma(h)$ de los incrementos (h) varía como h^{4-2DF} cerca del origen. Por consiguiente:

$$\text{Ecuación } \log \gamma(h) / \log(h) = 4 - 2DF \text{ -----(5)}$$

Y

$$\text{Ecuación } DF = 2 - \{0.5 [\log \gamma(h) / \log(h)]\} \text{ ----- (6)}$$

2.6.6. Kriging

La interpolación para puntos, X_0 , donde la variable estacionaria no se midió, puede hacerse al suponer una combinación lineal de los valores medios, $Z(X_i)$, e involucrando un peso o coeficiente de ponderación, ϕ_i , para cada uno de ellos (Vieira et al., 1982)

$$\text{Ecuación } z(X_0) = \sum_{i=1}^{N(h)} \phi_i Z(X_i) \text{ -----(7)}$$

Vieira *et al.* (1982) consignaron que las formas principales para distribuir los coeficientes de ponderación incluyen la inversa del cuadrado de las

distancias, la inversa de las distancias y la inversa del número de valores medidos. El mejor estimador será, por supuesto, insesgado.

$$\text{Ecuación } E\{z(X_0)-Z(X_0)\}=0 \text{ ----- (8)}$$

Y tendrá varianza mínima

$$\text{Ecuación } E\{z(X)-Z(X_0)\}^2=\text{mínima} \text{ -----(9)}$$

En consecuencia, la suma algebraica de los coeficientes de ponderación, ϕ_i , deberá ser igual a la unidad

$$\text{Ecuación } \sum_{i=1}^N \phi_i = 1 \text{ ----- (10)}$$

La ecuación 10 puede ser escrita en términos de notación matricial involucrando la covarianza, $C(h)$

$$\text{Ecuación } [C][\phi]=[b] \text{ -----(11)}$$

Así, la solución es obtenida mediante

$$\text{Ecuación } [\phi]=[C]^{-1}[b] \text{ ----- (12)}$$

La ecuación 10 es útil para identificar los coeficientes de ponderación para cada punto, expresada en términos de covarianza, $C(h)$, o de semivarianza $\gamma(h)$. Con $C(h)$ se relaciona numéricamente al método usado para obtener la solución, porque es una función decreciente (los valores mayores en la matriz se ubican en la diagonal principal). Sin embargo, la $\gamma(h)$ es mas práctica cuando su valor depende de la h y no de la posición. Por consiguiente, la ecuación 10

puede también reportarse al involucrar el error ε , considerando la función semivariograma

2.6.7. Definición de Vecindad

Si la ecuación 10 es usada para definir $[\phi]$, se requiere una inversión para cualquier número de estimaciones mediante kriging, dentro del dominio, porque la matriz $[C]$ será invariante con X_0 , y únicamente $[b]$ cambiara con X_0 .

Puesto que los ϕ_i decrecen conforme la distancia entre X_0 y X_1 se incrementa, es posible que los puntos ubicados a intervalos mayores sean omitidos, lo cual puede conducir a errores serios (Burguess y Webster, 1980). Sin embargo, los procedimientos más comunes tienden a seleccionar los valores medidos más cercanos para definir el número de vecinos por involucrar en la estimación de los ϕ_i .

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Ubicación geográfica y características agroclimáticas

El área de estudio se localiza en el municipio de Mapimí, Durango, el cual se ubica en las coordenadas 104°36'36" y 103°33'36" longitud oeste y 26°50'24" y 25°28'48" de latitud norte al extremo norte del estado de Durango. Limita al Norte con el Estado de Chihuahua, al oriente con el Municipio de Tlahualilo; por el sur a los municipios de Gómez Palacio, Lerdo y San Pedro del Gallo.

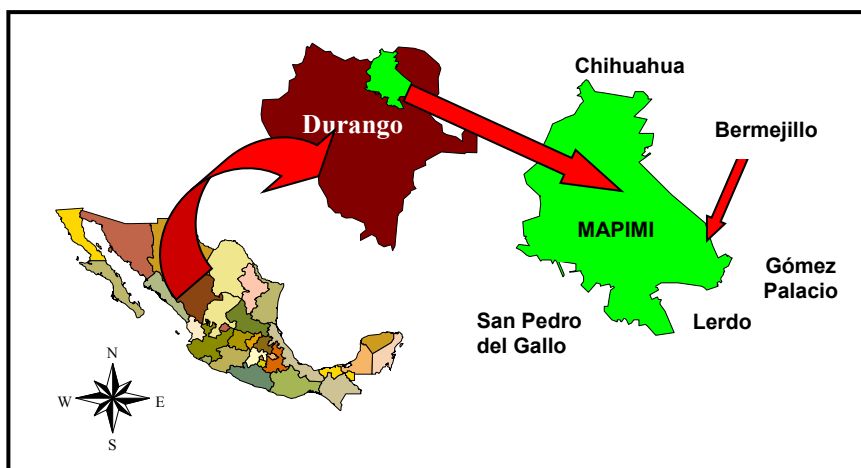


Figura 1. Localización Geográfica del Municipio de Mapimí, Durango

El área de estudio se ubica en la comunidad de Bermejillo, Dgo., con una superficie de 49 km² alrededor de la Planta metalúrgica. Esta planta se encuentra en el extremo Norte de la comunidad por la carretera a Cd. Juárez Chihuahua.

3.1.1. Clima

En la mayor parte del municipio predomina un clima semicálido y semiseco, influyendo en gran forma para ello el Bolsón de Mapimí, la gran parte desértica que predomina en el municipio, con una temperatura máxima de 41 °C y una mínima de 9 °C. Los vientos dominantes en esta región son densos y calientes. La temperatura media es de 18 °C. La precipitación pluvial media anual es de 263.1 mm. El régimen de lluvias comprende los meses de julio a septiembre, con heladas en el mes de enero (Secretaría de Gobernación y Gobierno del Estado de Durango, 1988).

3.1.2. Flora y Fauna

La vegetación del Municipio se compone de pastizal mediano abierto y halófito abierto, matorral inerme parvifolio, bajo subespinoso y bosque caducifolio espinoso. En lo que respecta a la fauna existen especies silvestres tales como: conejo, liebre, zorra, tortuga del desierto, entre otros.

3.2. Digitalización de información cartográfica

Mediante el uso de sistemas de información geográfica se delimitó el área de estudio (Figura 2) estableciendo radios de de 3.5 Km a partir de la planta metalúrgica localizada en Bermejillo, Dgo. Para ello se utilizó la carta de Uso del suelo y vegetación, para Bermejillo (G13D15) y las cartas edafológicas generadas por INEGI a escala 1:50000. Estas cartas cuentan con pozos y

perfiles de suelo georreferenciados, los cuales presentan datos fisico-químicos. Esta información se incorporó al Sistema de Información Geográfica (SIG). El área de estudio previamente delimitada sobre la carta de uso del suelo y vegetación se digitalizó usando una tableta digitalizadora Marca GTCO modelo "Roll up". El software utilizado fue ArcView® 3.2 y la Extensión Digitizer. Los atributos incluidos dentro de la base de datos de este tema fueron: tipo de vegetación y asociación, la escala de la carta fue de 1:50 000, los puntos de muestreo de suelo se anexaron en formato digital para estos temas los atributos incluidos fueron la concentración de plomo en el suelo. Con ello se contó con la información en formato digital para poder incluir la información de las concentraciones de plomo en el suelo.

3.2.1. Elaboración de mapas de distribución de plomo en suelo

En el área previamente digitalizada se sobrepusieron los datos de muestreo de suelos utilizando los paquetes computacionales ArcView versión 3.1 y Surfer versión 7.0, los cuales permiten identificar cómo se comporta la variable concentración de plomo en suelo superficial en el área de estudio. El Surfer emplea los datos de las coordenadas en X y Y además de Z que es el valor de la variable (en este caso concentración de plomo). Con este programa se generó una imagen que muestra las isolíneas de concentración de plomo en suelo, la cual se exportó al ArcView para realizar un mapa que representa las isolíneas de concentración de plomo en el área de estudio previamente

digitalizada, así como las isolíneas sobre la imagen digital de la carta topográfica para Bermejillo.

3.3.2. Muestreo de Suelos

Se empleó un muestreo sistemático, por transectos en forma radial. En este método las unidades de muestreo representan una porción igual del todo, en términos de muestreo de vegetación están distribuidas de manera equidistante. Este método consiste en ubicar las muestras en un patrón regular en toda la zona de estudio, puede realizarse a partir de un punto determinado al azar, a partir del cual se establece cierta distancia para ubicar los demás puntos (a distancias uniformes entre sí). Puede llevarse a cabo en superficies de cualquier tamaño, dado que las muestras pueden ubicarse de acuerdo con las dimensiones y forma del terreno, es decir, la distancia equidistante entre los puntos de muestreo pueden ser de unos centímetros, metros o hasta kilómetros, lo cual depende del tipo de estudio que se esté realizando. Las ventajas de este tipo de muestreo es que es fácil de ubicar en el terreno, rápido, esta libre de sesgos personales y asegura que en toda la población es cubierto por el muestreo. Por otra parte, tiene la desventaja de que hay limitaciones en el análisis estadístico ya que un requisito para que los procedimientos estadísticos tengan validez es la aleatorización (Mason, 1992; Valencia y Hernández, 2002; Volke *et al.*, 2005; Flores, 2005).

En este caso los muestreos se realizaron partiendo de la planta metalúrgica, considerando que habría un gradiente en cuanto a la

concentración de plomo (Figura 2). Por cada línea de muestreo se establecieron 17 puntos, de los cuales los 10 primeros tuvieron una distancia de 200 m entre ellos y los 7 restantes tuvieron una distancia de 215 m. Cada punto de muestreo se georreferenció con un GPS (Etrex, GARMIN), posteriormente se tomaron las muestras de suelo, las cuales se hicieron a una profundidad de 0-15 cm. El número total de muestras de suelo que se pretendía tomar fue de 136, de las cuales solo se tomaron 99 debido a que en algunas de las líneas de muestreo previamente trazadas el acceso fue difícil.



Figura 2.- Mapa del área de estudio con las líneas de muestreo de suelos.

3.4. Análisis de muestras de suelo

Se tomó la muestra de suelo, se almacenó en bolsas y se les colocó una etiqueta con la información de localización, profundidad, número de muestra, fecha, etc. Las muestras de suelo se secaron a medio ambiente durante tres días. La muestra seca se homogeneizó mediante molido con un rodillo de madera y posterior tamizado en una malla de 2 mm de diámetro. Posteriormente se empacó en bolsas plásticas para la preparación de las muestras para determinación de plomo total en el espectrofotómetro de absorción atómica (Modelo Perkin-Elmer 2380).

3.5. Preparación de las muestras de suelo para análisis de plomo

De la muestra total de suelo se tomaron 5 g, a los cuales se les agregó 50 ml de ácido nítrico 4M como solución extractora, se colocó en baño maría por cuatro horas a 70°C y posteriormente se enfrió a temperatura ambiente. Luego se agitó por una hora y se filtró para luego llevarla a leer al espectrofotómetro de absorción atómica. Las soluciones estándar que se utilizaron fueron de 2 y 6 ppm, pero en los casos donde no se podían leer las muestras debido a que la concentración de plomo fue muy alta se utilizó una solución estándar de 20 ppm. Para esto la muestra se diluyó, lo que consistió en tomar 1 ml de la muestra y aforarla a 25 ml con la solución extractora.

3.8. Análisis estadístico

Para realizar el análisis estadístico se utilizó el software GS+ (Geostatistics for Environmental Sciences) versión 5.1 (Gamma Design Software, 2001), que es un programa de análisis geoestadístico y mapeo que ayuda a ilustrar rápida y eficazmente las relaciones espaciales que existen entre los datos georreferenciados. El GS-plus analiza los datos espaciales para realizar la autocorrelación y estos se utilizan para realizar los mapas del área de estudio con bases estadísticas rigurosas. Para esto se contó con una base de datos con las coordenadas en X y Y así como los datos de concentración (Z) de la variable concentración de plomo en suelo y planta.

Para el caso del suelo se realizaron semivariogramas de la concentración de plomo en el suelo superficial, lo cual muestra como se comporta la distribución del plomo en la superficie muestreada. También se generó un mapa donde se muestra cómo se comporta espacialmente la concentración de la variable concentración de plomo en suelo superficial.

3.8.1. Análisis Fractal

La dimensión fractal para cada variable identificada como importante, mediante el análisis de componentes principales, se estimó mediante la Ecuación 10, previa determinación de las semivarianzas (Ecuación 8) para cada intervalo de separación (h).

3.8.2. Interpolación

La interpolación se realizó mediante el sistema kriging (Ecuaciones 11-16). Los 16 vecinos más cercanos se usaron para la interpolación en cada punto.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Análisis de suelo

De los resultados obtenidos en el espectrofotómetro, las concentraciones de plomo más altas están en una dirección Norte-Sur, lo cual coincide con la dirección de los vientos y a las barreras naturales que existen en el área de estudio. Los resultados muestran que del total de las muestras hubo 18 lecturas con más de 100 mg plomo kg de suelo⁻¹ (Cuadro 2).

Cuadro 2. Puntos de muestreo donde las lecturas de las concentraciones de Plomo fueron superiores a 100 mg plomo kg de suelo⁻¹

PUNTO	ruta	X	Y	CONCENTRACION
1	NORTE	637300	2865713	1566.50
3	NORTE	637226	2865903	1763.75
4	NORTE	637087	2866282	1593.75
41	SUR	637484	2865151	300.00
43	SUR	637650	2864779	881.25
44	SUR	637720	2864600	746.25
45	SUR	637782	2864417	1318.75
46	SUR	637859	2864239	547.50
47	SUR	637925	2864055	860.00
48	SUR	637988	2863869	239.00
50	SUR	638144	2863472	397.50
55	SUR	638575	2862268	142.50
56	SURESTE	637488	2865470	181.25
71	SUROESTE	637099	2864860	153.75
72	SUROESTE	637016	2864680	170.00
75	SUROESTE	636644	2864188	144.60
83	ESTE	637744	2865659	308.75
97	OESTE	637275	2865591	512.00
102	OESTE	636637	2864795	211.25

El punto con la concentración de Plomo mas alta es el punto 3 ruta norte (coordenadas Long. X= 637226 y Lat. Y= 2865903) con 1763.75 mg plomo kg de suelo⁻¹(Cuadro 3), el mas bajo corresponde al punto 96 ruta este con 24.35 mg plomo kg suelo⁻¹(Cuadro 4). Todos las concentraciones obtenidas están por encima de las concentraciones que reportan Mbila y Thompson (2004) en otras partes del mundo, esto referente a sitios que no están contaminados (13 mg plomo kg suelo⁻¹). En este mismo trabajo se reporta que la concentración de Plomo va de 650 a 955 mg kg⁻¹ en sitios contaminados, lo cual indica existe una probable contaminación por plomo en el área de estudio. En las normas oficiales mexicanas no existe una que marque los limites máximos permisibles de metales pesados en suelos para que se pueda considerar como tóxico o contaminante. Assadian *et al.* (1998) mencionan que un rango global en cuanto a la concentración de Plomo va de 2-200 mg kg⁻¹, con lo cual los resultados comparados con lo que se encontró en trabajos anteriores muestran que sí existe una contaminación en suelo, esto por las altas concentraciones de Plomo que se encontraron. Cabe mencionar que existen rangos donde se indica el máximo permisible de algún contaminante, sin que esto quiera decir que exista una contaminación en esa área, cuando se considera que hay contaminación es cuando los contenidos de cierto metal rebasan el máximo permisible. En los cuadros 3 y 4 se muestran los puntos con las mayores y menores concentraciones de plomo en el suelo, respectivamente.

Cuadro 3. Concentraciones máximas de plomo en el suelo superficial de Bermejillo, Dgo.

CONCENTRACIONES MAXIMAS DE PLOMO EN EL ÁREA DE ESTUDIO				
PUNTO	ruta	CONCENTRACION Pb (mg Kg⁻¹)	LONGITUD	LATITUD
3	NORTE	1763.75	637226	2865903
4	NORTE	1593.75	637087	2866282
1	NORTE	1566.50	637300	2865713
45	SUR	1318.75	637782	2864417
43	SUR	881.25	637650	2864779
47	SUR	860.00	637925	2864055

Cuadro 4. Concentraciones mínimas de plomo en el suelo superficial de Bermejillo, Dgo.

CONCENTRACIONES MINIMAS DE PLOMO EN EL ÁREA DE ESTUDIO				
PUNTO	ruta	CONCENTRACION Pb (mg Kg⁻¹)	LONGITUD	LATITUD
96	ESTE	24.35	640486	2866595
60	SURESTE	24.75	638020	2865207
32	NOROESTE	25.70	636528	2866757
86	ESTE	25.95	638302	2865881
94	ESTE	26.40	640086	2866446
95	ESTE	26.60	640272	2866549

Para representar los resultados en forma gráfica se utilizaron el área digitalizada previamente y en ella se superpusieron los puntos de muestreo de suelos, utilizando el programa ArcView 3.1. Con este programa se identificó donde se encuentran exactamente los puntos con mayor concentración de plomo en el suelo superficial (Figura 3). También se utilizó el Programa Surfer 7.0, para representar las concentraciones de plomo de manera gráfica, para esto se partió de un plano cartesiano en donde se representó el área de estudio y de acuerdo a ello se tomaron las lecturas en X, Y y Z, donde X y Y son las

coordenadas geográficas de cada punto y Z representa la lectura de la concentración de Plomo que se obtuvo. Así como representar las isolíneas de concentraciones de Plomo en suelo (Figuras 4 y 5), lo cual muestra imágenes de una manera detallada la forma en que se encuentra distribuidos los puntos de muestreo así como las concentraciones de Plomo.

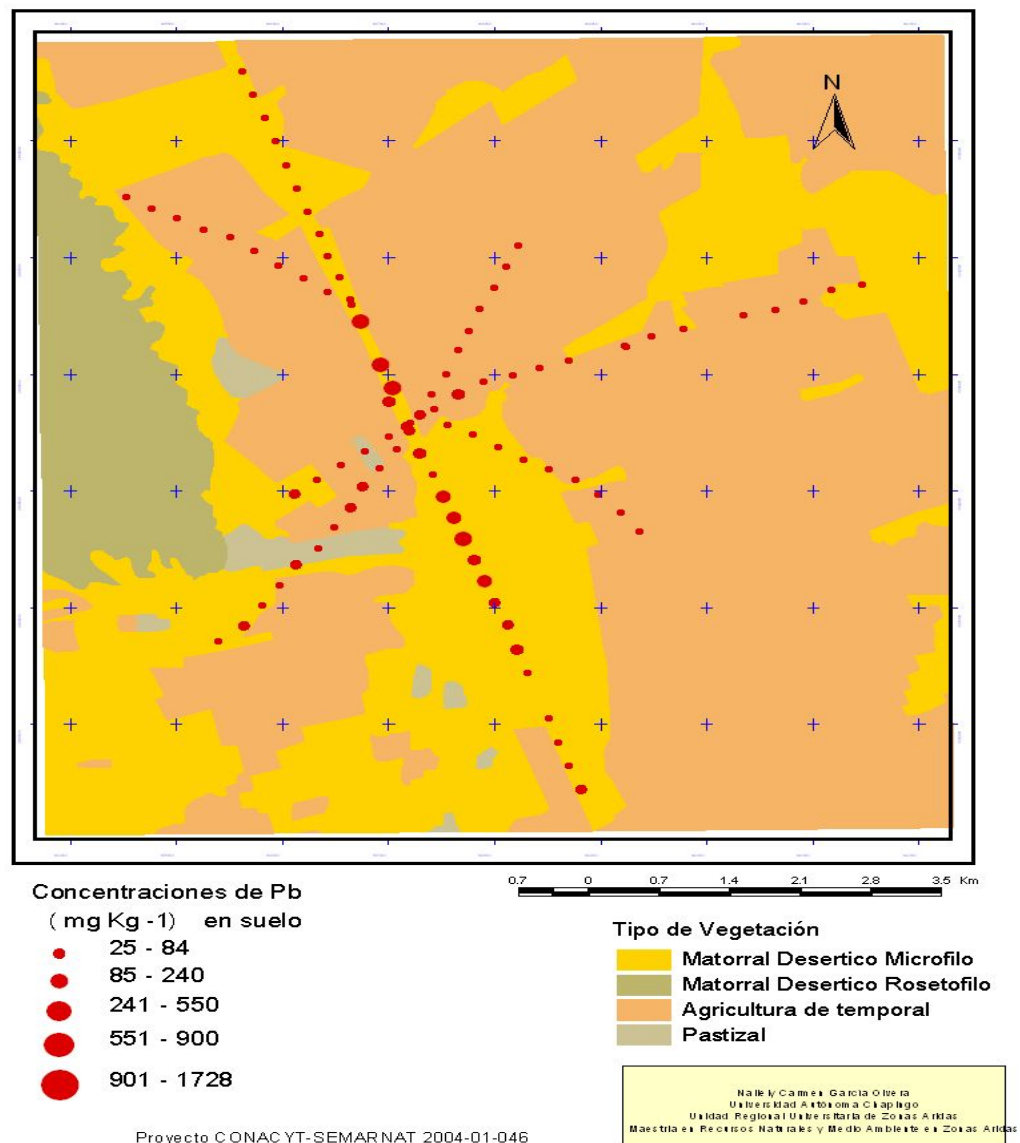


Figura 3. Localización de los puntos de muestreo en el área de estudio. Los puntos más grandes representan aquéllos donde la concentración de plomo (mg kg⁻¹) fue más elevada. También se muestra el tipo de vegetación que existe en el área de estudio.

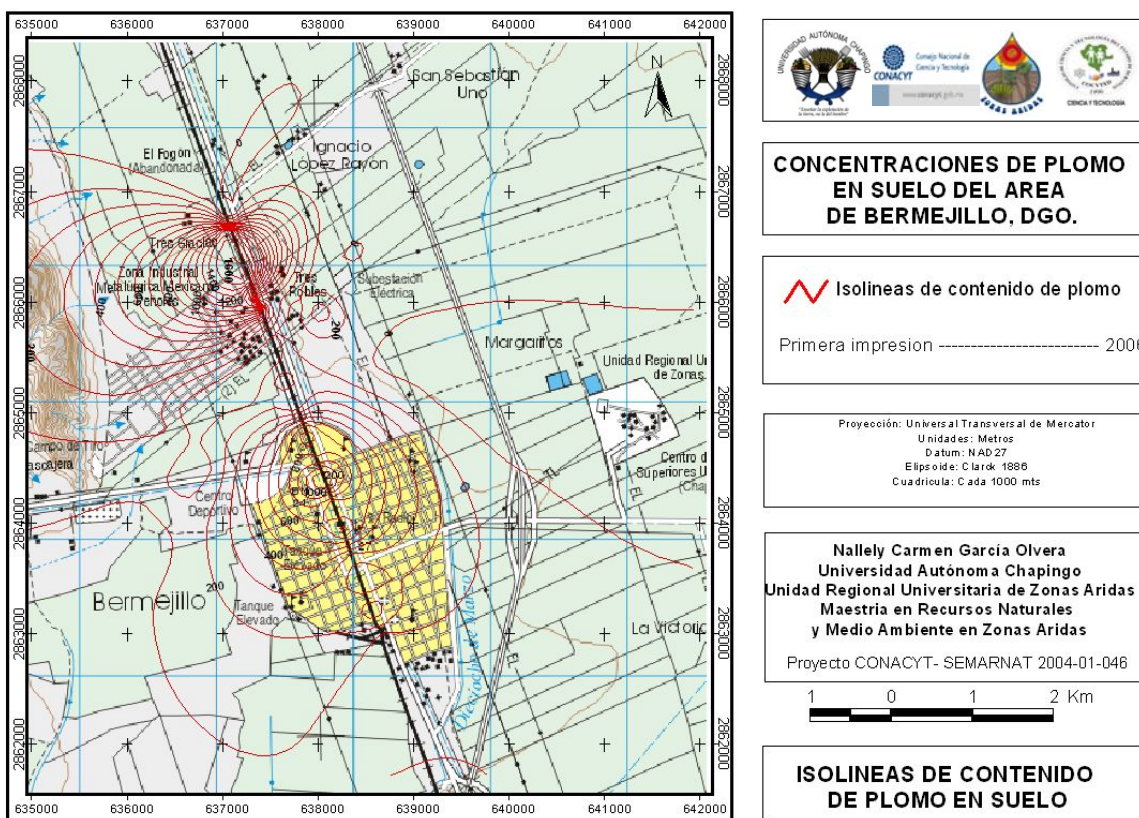


Figura 4. Isolneas que muestran el comportamiento del contenido de plomo (mg kg^{-1}) en el área de estudio. Se muestra como se distribuye la contaminación por plomo en el área poblada (Bermejillo)

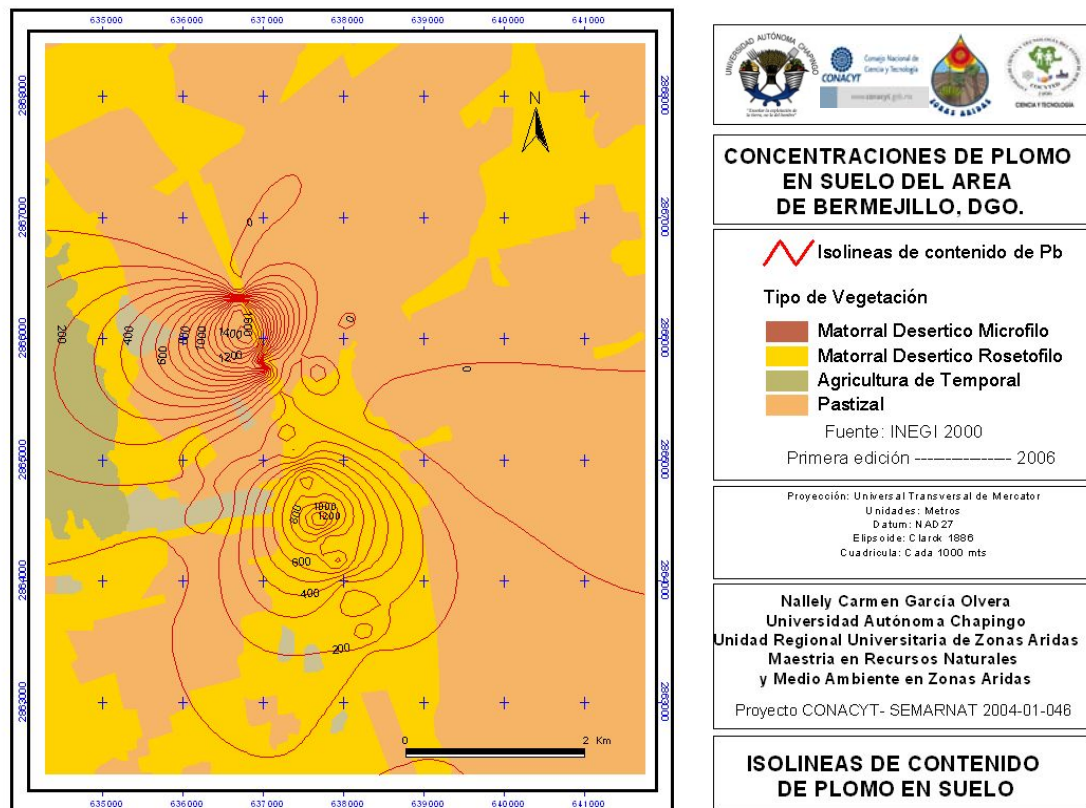


Figura 5. Isolneas de la concentración de plomo en suelo, así como tipo de vegetación que se encuentra en el área de estudio.

En la Figura 6 las elevaciones muestran los puntos de muestreo en donde la concentración de plomo después de su análisis fue mayor, y se ve claramente que existe una línea en donde existen las mayores concentraciones, esos puntos se encuentran cercanos a la planta, aunque existen otros que no lo están tanto pero que son de gran importancia ya que están situados muy cerca del área poblada.

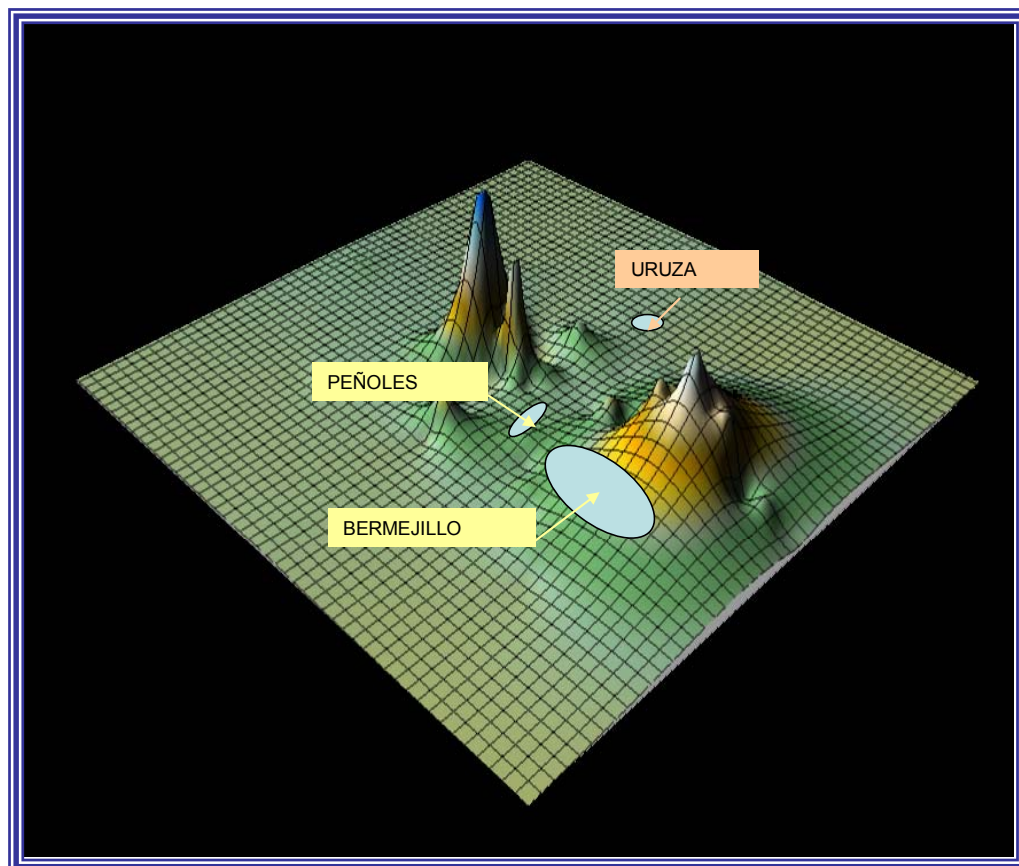


Figura 6. Representación tridimensional de la variación espacial de la concentraciones de plomo en suelos de Bermejillo, Dgo.

4.3. Distribución espacial del plomo en el suelo

En la Figura 7 se aprecia la distribución de los sitios de muestreo de suelo superficial, así como la distribución espacial de valores de la variable concentración de Plomo en función de los cuartiles, según la distribución de frecuencias. Es apreciable que las concentraciones mayores de Plomo (puntos denotados por triángulos) se localizan al este y al sureste de la Planta Metalúrgica.

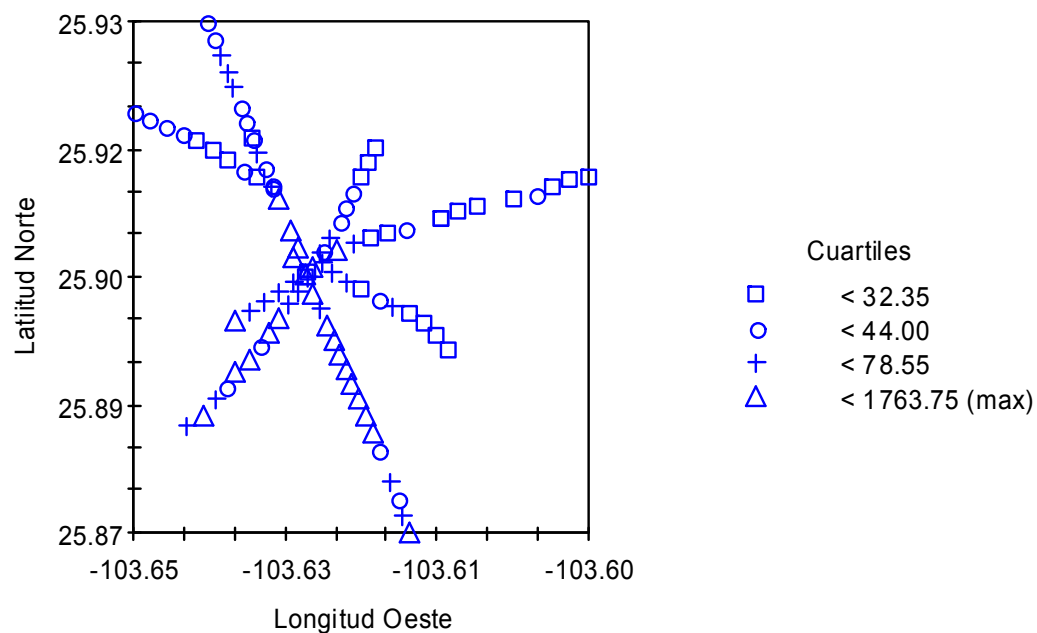


Figura 7. Distribución de los puntos de muestreo de suelo en el espacio geográfico y de los valores de concentración de Plomo por cuartil en los transectos.

En el Cuadro 5 se aprecian los valores de los estimadores estadísticos básicos. Los datos sin transformar claramente se distribuyen sesgadamente, de manera que para realizar su procesamiento fue necesario realizar una transformación a fin de intentar que una distribución normal y así tener la posibilidad de hacer inferencias correctas. La transformación de los datos con raíz cuadrada no forzó a las observaciones a que se distribuyeran normalmente, sin embargo dicha distribución presenta mejores atributos de simetría que la distribución de los datos sin transformar, lo cual se aprecia al comparar las

distribuciones de la Figura 8. Por consiguiente, lo más recomendable es realizar el análisis estadístico con los datos en su transformación raíz cuadrada. Así, por ejemplo, la media aritmética con mas representatividad es 88.029 mg de Pb kg⁻¹ de suelo (valor asociado a 9.38 por su retransformación, Cuadro 5) y no 142.452 mg de Pb kg⁻¹ de suelo.

Cuadro 5. Estimadores estadísticos básicos de la variable concentración de Plomo en el suelo superficial.

Estimador Estadístico	Sin Transformar	Transformación Raíz Cuadrada	Retransformación
Media aritmética	142.452	9.38	88.029
Desviación estándar	282.485	7.42	54.996
Varianza	79797.863	55	3024.541
Valor mínimo	0	0	0
Valor máximo	1763.75	42	1763.75
Sesgo (error estándar)	3.55(0.25)	2.46(0.25)	
Curtosis (error estándar)	13.7(0.49)	5.7(0.49)	
N	96	96	96

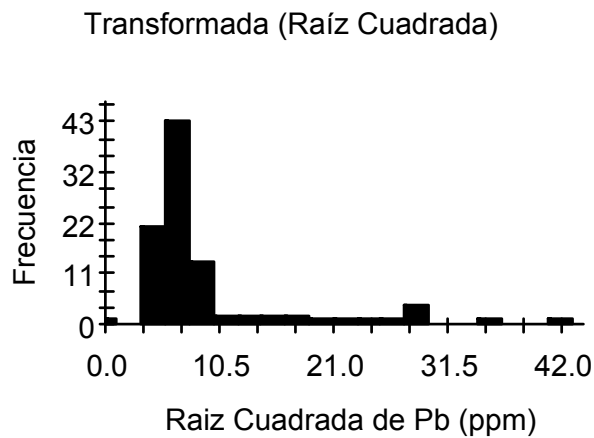
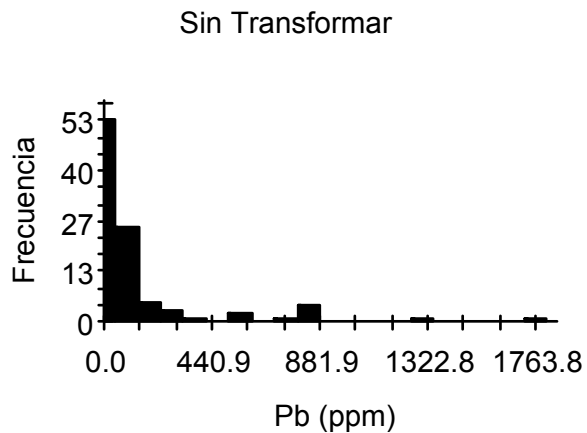


Figura 8. Distribuciones de frecuencias de la concentración de Plomo (A) y raíz cuadrada de la concentración de Plomo (B) en el suelo superficial.

4.3.2. Variabilidad espacial del Plomo en el suelo

Los semivariogramas permiten identificar dependencia espacial para la variable en estudio (Figura 9). La semivarianza se incrementa conforme la distancia (h) entre los sitios de muestreo hasta un valor mas o menos constante (umbral, varianza, muestral, varianza o semivarianza total, C) a una distancia de separación dada conocida como rango (A_0) de dependencia espacial. Los sitios de muestreo separados por distancias menores al A_0 están relacionados

espacialmente o son interdependientes, mientras que aquellos separados por distancias mayores que el Ao no están relacionados espacialmente. Así entonces, el Ao depende de la interacción espacial de los factores que afectan a la variable en estudio a la escala considerada.

La semivarianza $h=0$ es denominada varianza nugget, C_0 (Webster, 1985), y representa la variabilidad aleatoria o error experimental, es decir, la heterogeneidad no detectada en la escala de muestreo.

Los semivariogramas isotrópicos experimentales fueron ajustados mediante análisis de regresión no lineal con el procedimiento de mínimos cuadrados a los modelos teóricos lineal, esférico, exponencial y gaussiano. El modelo esférico (Ecuación 11) fue, en general, el que más consistentemente se ajustó (tomando como criterios de selección al cuadrado medio del error y al R^2) a los semivariogramas experimentales de las variables.

$$\begin{aligned}\gamma(h) &= C_0 + C_1 \left[\left(\frac{1.5h}{A} \right) - \left(\frac{0.5h^3}{A^3} \right) \right] & \text{para } h < A \\ \gamma(h) &= C_0 + C_1 & \text{para } h > A\end{aligned}$$

El modelo esférico ha sido también reportado como el mas apropiado para procesos naturales como temperatura del suelo superficial (Mulla, 1988), resistencia del suelo a la penetración (Mulla, 1988), contenidos de arcilla y arena (Burrough, 1981; Mulla, 1988; Ovalles y Collins, 1988b), pH, relación de adsorción de sodio, P y K en el suelo (Samra *et al.*, 1990)

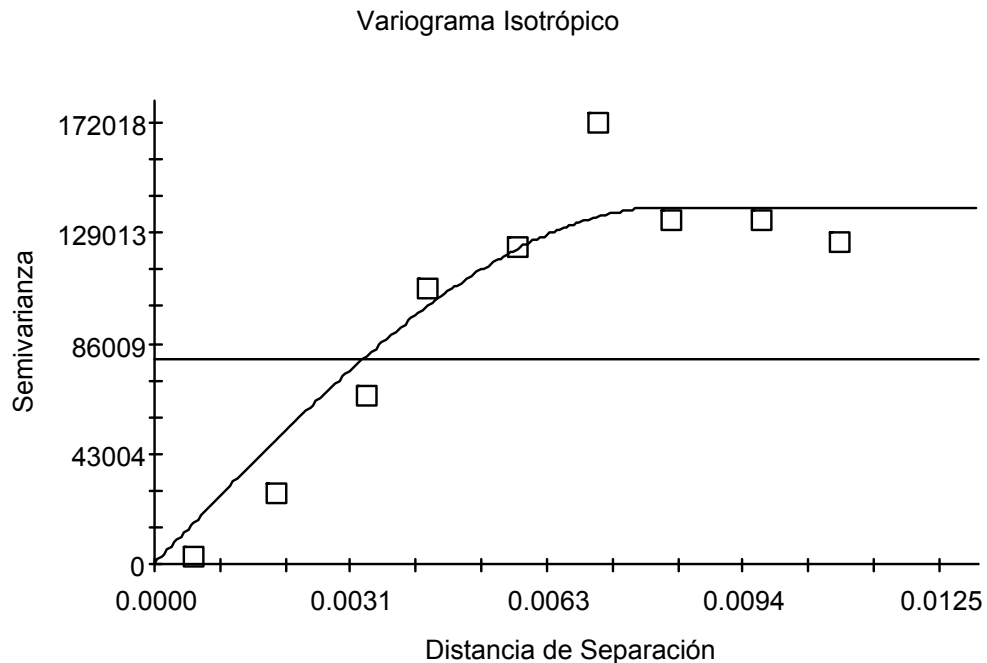


Figura 9. Semivariogramas isotrópicos experimental y teórico esférico de la concentración de Plomo en el suelo superficial. $C_0=100$, $C_0+C=139200$, $A_0=0.0082$, $A \text{ Efectivo}=0.0082$, $r^2=0.924$.

Los modelos teóricos y esféricos fueron definidos para todas las variables con la finalidad de permitir una comparación válida entre ellas con base en los valores de C_0 , varianza estructurada estocásticamente, C_1 ($C_1=C-C_0$), C y A .

La C_0 expresada como porcentaje de la C habilita la comparación de la magnitud relativa del efecto nugget (Trangmar *et al.*, 1985) entre variables. Esta proporción permite definir clases distintas de dependencia espacial de las variables como se describe a continuación (Cambardella *et al.*, 1994): Si la proporción es $\leq 25 \%$, la variable es dependiente en forma consistente; si la proporción adquiere valores de entre 25 y 75 %, la variable es dependiente

moderadamente; y si la proporción $>75\%$, la variable es considerada como dependiente espacialmente en forma negligible o débil.

La variable concentración de Pb en el suelo superficial es dependiente consistentemente en el espacio geográfico muestreado, pues el porcentaje de Co con respecto a C es $< 25\%$ (Figura 9). Esto implica que la heterogeneidad de la variable es controlada por la variación ambiental intrínseca al área de muestreo. Sin embargo, de acuerdo a la Figura 7 se puede también inferir que las mayores concentraciones se asocian marcadamente a sitios en dirección este y sureste de la Planta Metalúrgica. Así, entonces, ambos resultados sugieren que la estructura de la variación espacial de la variable en estudio es altamente dependiente de las emisiones de Pb de la industria consignada. Otro aspecto interesante es el hecho de que el esquema de muestreo usado fue apropiado para cuantificar la dependencia del proceso ya que la Co (100 ppm^2) es relativamente pequeña con una distancia de interdependencia de 0.0082 grados, es decir, el porcentaje de estructura de la variación desconocida (7.18%) de la variable es mínima; además, el buen ajuste del modelo teórico esférico ($r^2=0.924$) sugiere que la variación local de la variable en cuestión es mas continua que abrupta, lo cual indica que es un atributo de suelo cuasi-estacionario a distancias geográficas relativamente pequeñas. Otro aspecto relevante es el hecho de que C, el umbral, es mayor a la varianza muestral, lo cual sugiere efectos de al menos una tendencia de la variable en el espacio muestreado.

Para evitar una posible ambigüedad en la interpretación de una variable que no cumple los supuestos de los principios fundamentales de la estadística paramétrica, el análisis de variografía se realizó con base en la transformación raíz cuadrada de la variable concentración de Plomo en el suelo superficial (Figura 10). En dicho caso, los resultados son muy parecidos; por una parte, la C_0 es aproximadamente el 11.78% de la varianza total y el A_0 es de 0.0081 grados con un buen ajuste del modelo teórico ($r^2=0.909$). Estos resultados confirman lo previamente señalado.

Considerando al r^2 como criterio de selección de modelos teóricos al ajustar los datos experimentales de semivarianza, mediante el procedimiento de mínimos cuadrados, se percibió que el modelo teórico gaussiano es ligeramente mejor que el esférico. Por tal razón, se consideró pertinente realizar su análisis.

En la Figura 11 se aprecian los resultados para la concentración de Plomo en el suelo superficial. En general los resultados confirman lo anteriormente expuesto. Sin embargo, se reduce ligeramente la C_0 , es decir, la estructura desconocida de la variación total es de apenas el 7.03%; asimismo, el A_0 , la distancia de interdependencia entre los sitios de muestro también disminuye a 0.006755 grados. Esto sugiere que el mejor ajuste provee al modelo mayor sensibilidad a la heterogeneidad espacial de la concentración de Plomo en el suelo superficial.

Para el caso de la variable concentración de Plomo en el suelo superficial en su transformación raíz cuadrada, los resultados se aprecian en la Figura 12. Nuevamente los resultados no discrepan de lo ya consignado. La C_0 es de

aproximadamente el 7.1% de la varianza total, mientras que el A_0 se redujo a 0.0064 grados, lo cual confirma que la variabilidad de la concentración de Plomo en el suelo superficial es controlada por la heterogeneidad ambiental intrínseca al área de muestreo, tal y como se ha manifestado previamente. El modelo teórico gaussiano también tiene un buen ajuste ($r^2=0.912$).

Merece resaltar que los resultados correspondientes al modelo gaussiano son mas parecidos que los concernientes al modelo esférico, lo cual sugiere que el primero es mas robusto y, por tanto el más recomendable para realizar estimaciones de la variable para puntos o sitios donde no se ha medido.

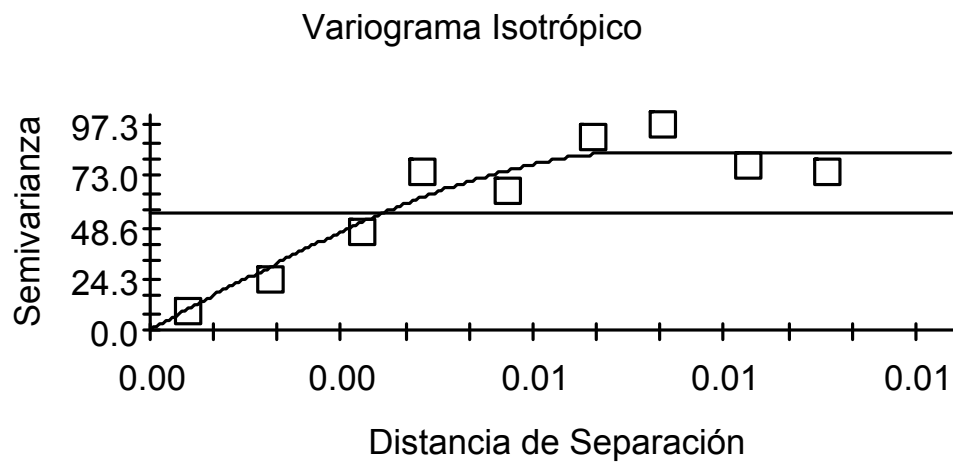


Figura 10. Semivariogramas isotrópicos experimental y teórico esférico de la raíz cuadrada de la concentración de Plomo en el suelo superficial. $C_0=0.1$, $C_0+C=84.87$, $A_0=0.0081$, A Efectivo=0.0081, $r^2=0.909$.

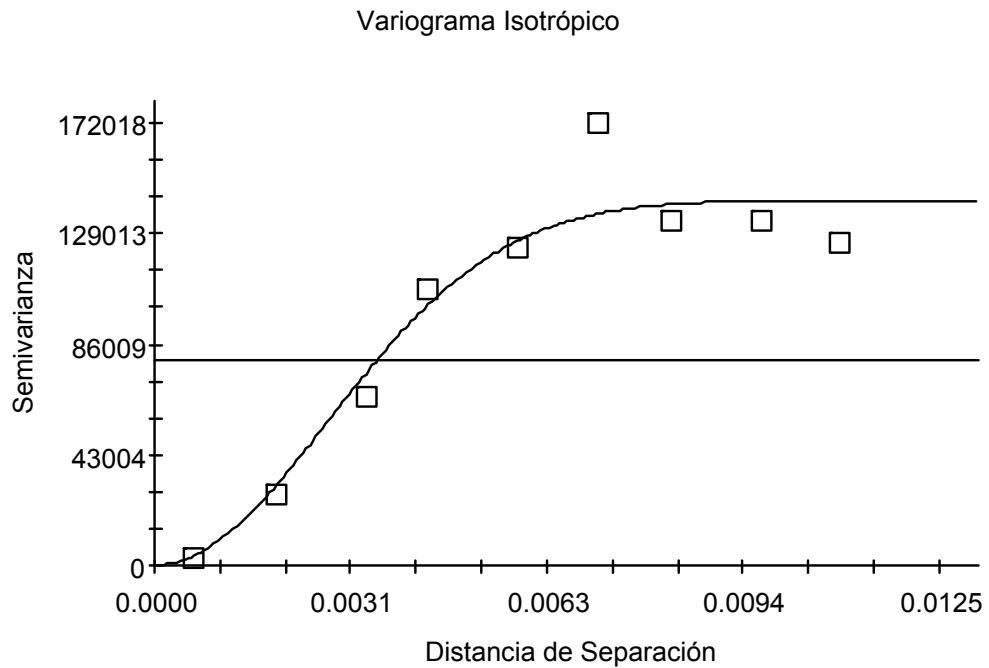


Figura 11. Semivariogramas isotrópicos experimental y teórico gaussiano de la concentración de Plomo en el suelo superficial. $C_0=100$, $C_0+C=142100$, $A_0=0.0039$, $A \text{ Efectivo}=0.006755$, $r^2=0.929$.

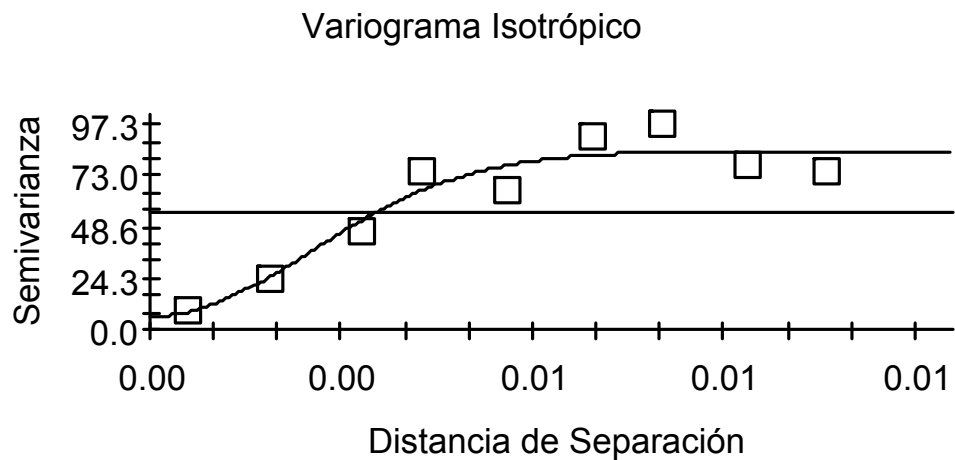


Figura 12. Semivariogramas isotrópicos experimental y teórico gaussiano de la raíz cuadrada de la concentración de Plomo en el suelo superficial. $C_0=6$, $C_0+C=84.47$, $A_0=0.0037$, $A \text{ Efectivo}=0.0064$, $r^2=0.912$.

El variograma anisotrópico (Figura 13) sugiere que la variabilidad de la concentración de Pb en el suelo superficial es controlada por la heterogeneidad ambiental intrínseca al área de muestreo y dependiente de la dirección. Esto se confirma en la Figura 14, en la cual se aprecia que la mayor la heterogeneidad de la semivarianza experimental en función de la distancia de separación entre sitios muestreados se presenta en las direcciones oeste-este (este-oeste) y noroeste sureste (sureste-noroeste). Ya en la Figura 9, tal situación había sido apreciada al considerar la distribución espacial de valores de la variable concentración de Plomo en función de los cuartiles, según la distribución de frecuencias. El análisis de fractalidad a través de semivariograma experimental para la concentración de Plomo en el suelo superficial indica que las tendencias son la variación mas persistente, pues el parámetro de auto-afinidad conocido como dimensión fractal (DF) tiene un valor estimado de 1.338, con un error estándar de 0.165, cuando el modelo lineal presentó un buen ajuste ($r^2=0.904$). En cambio, el análisis fractal correspondiente a la misma variable en su transformación raíz cuadrada sugiere que las tendencias y la variación a distancias pequeñas entre los sitios muestreados son casi igual de importantes, pues la $DF=1.589$ con un error estándar de 0.184, también con un buen ajuste ($r^2=0.914$).

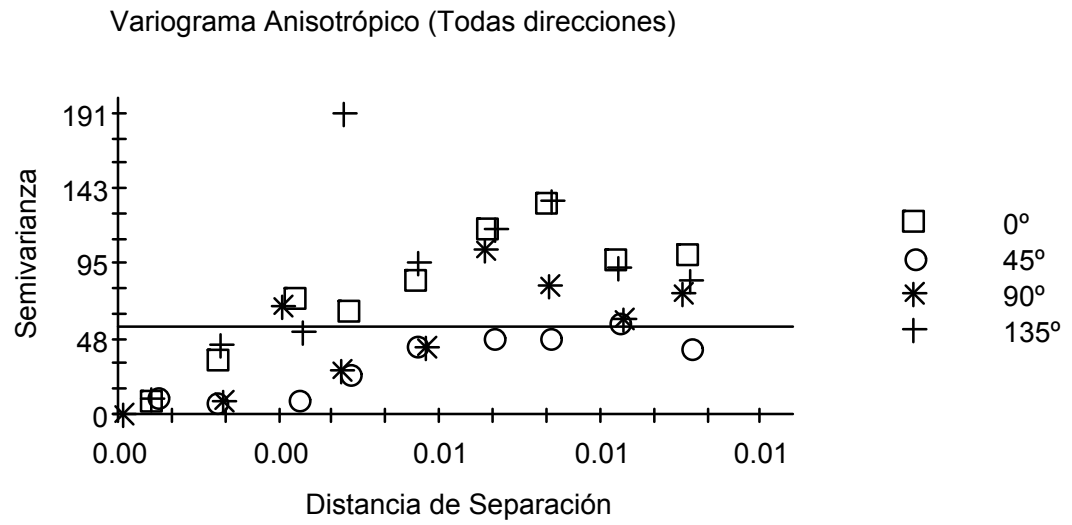


Figura 13. Semivariograma anisotrópico experimental de la raíz cuadrada de la concentración de Plomo en el suelo superficial.

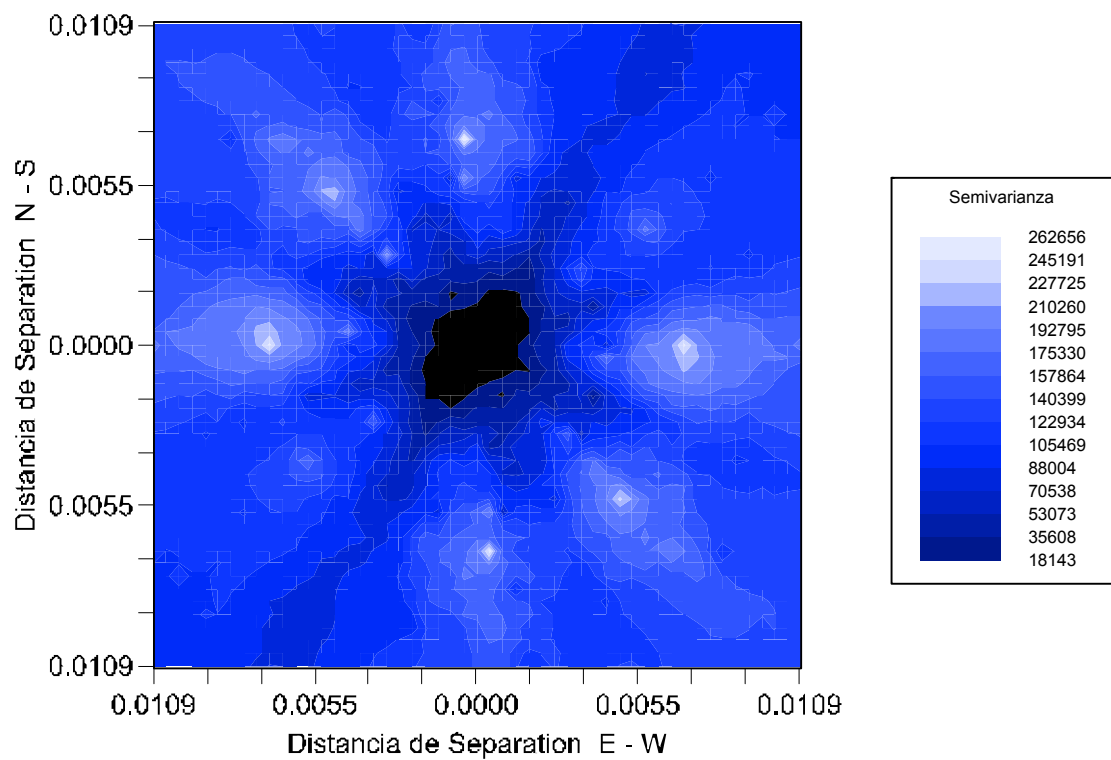


Figura 14. Distribución de la semivarianza experimental en función de las distancias de separación en diferentes direcciones.

4.3.3. Interpolación

Los resultados de las secciones precedentes sugieren que la estimación de valores de concentración Plomo en suelo para sitios no muestreados o interpolación debe hacerse con base en el semivariograma teórico gaussiano para la variable en su transformación raíz cuadrada. En la Figura 9 se aprecia el resultado de tal ejercicio. Como se esperaba, las mayores concentraciones de Plomo de suelo superficial se distribuyen al este y al sureste de la Planta Metalúrgica (Figura 17).

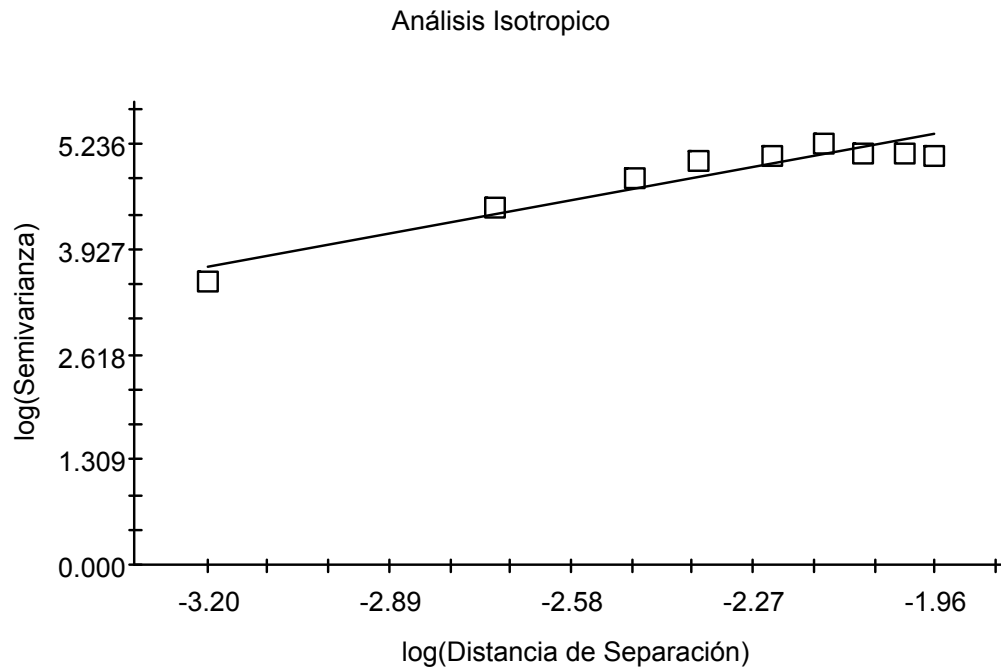


Figura 15. Semivariogramas isotrópicos log log experimental y teórico lineal de la concentración de Plomo en el suelo superficial. DF=1.338, DS=0.165, $r^2 = 0.904$, n=9.

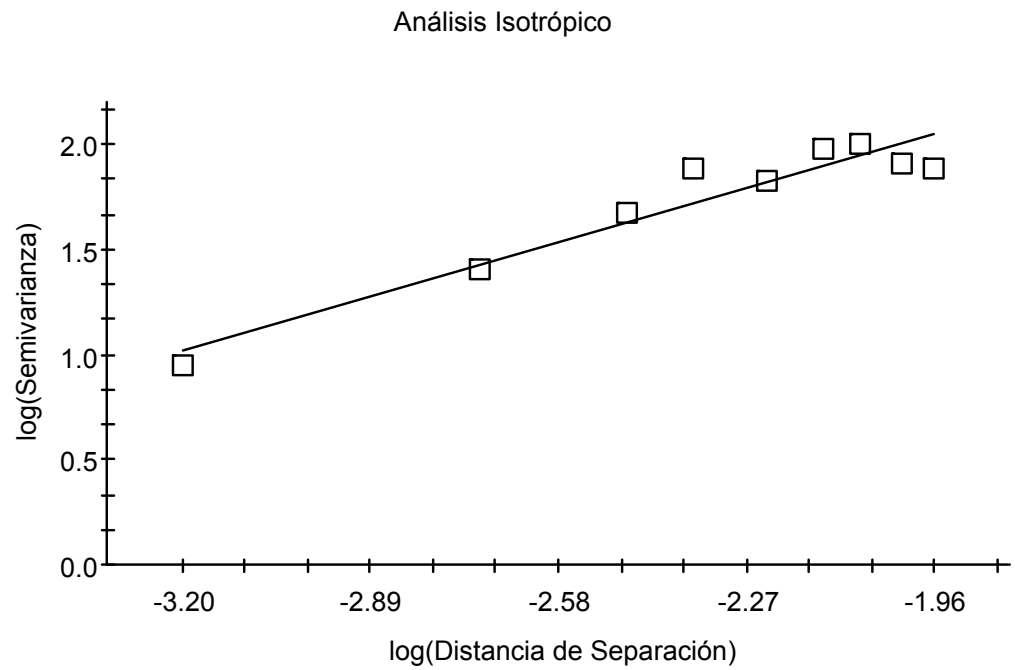


Figura 16. Semivariogramas isotrópicos log log experimental y teórico lineal de la raíz cuadrada de la concentración de Plomo en el suelo superficial. $DF=1.589$, $DS=0.184$, $r^2=0.914$, $n=9$.

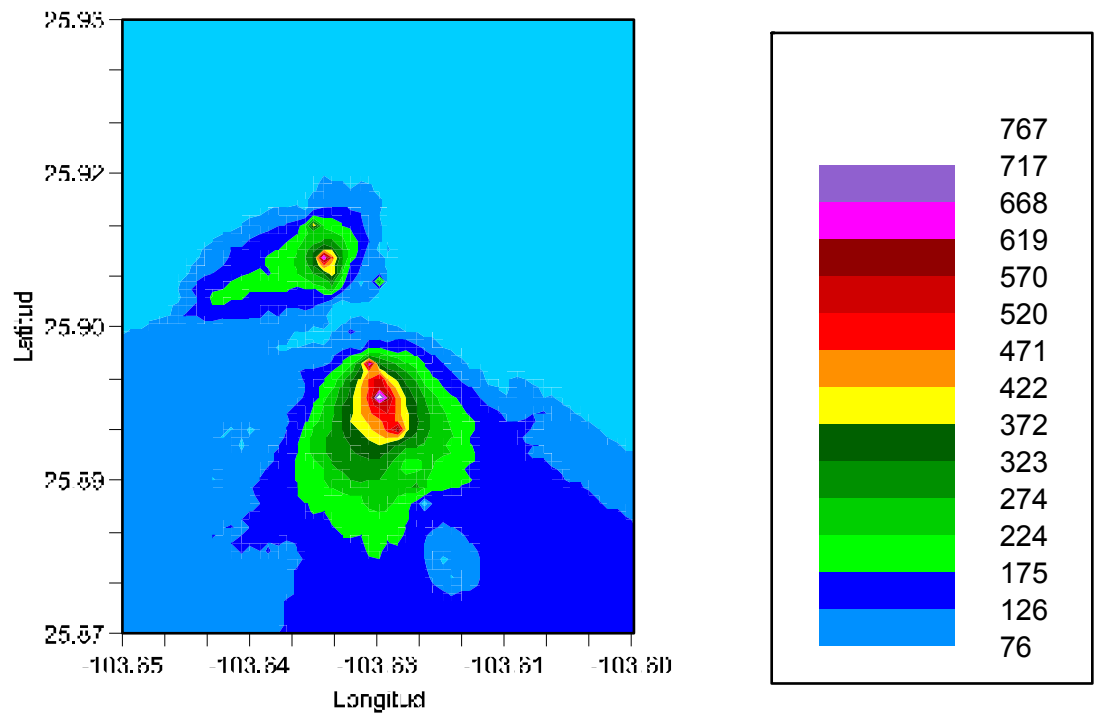


Figura 17. Mapa con valores interpolados mediante Kriging puntual, considerando el semivariograma isotrópico teórico gaussiano para la variable raíz cuadrada de la concentración de Plomo en el suelo superficial

V. CONCLUSIONES

- Hubo una amplia variación espacial en la concentración de plomo en suelo (25-1764 ppm). Las mayores concentraciones ocurren en un eje norte sur, paralelo a la sierra de Bermejillo.
- El mapa de distribución espacial de plomo en suelo permitirá establecer acciones dirigidas a reducir los riesgos para la población humana.
- Las mayores concentraciones se asocian marcadamente a sitios en dirección este y sureste de la Planta Metalúrgica.
- La estructura de la variación espacial de la concentración de plomo es altamente dependiente de las emisiones de Pb de la industria consignada

VI. LITERATURA CITADA

- ATDSR-Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2007. Toxicological profile of lead U.S. Department of Health and Human Services. Division of Toxicology and Environmental Medicine/Applied Toxicology Branch. Atlanta, GA, USA.
- Alexander, A. G. 1964. Sucrose enzyme relationship in immature sugar cane. J. Agric of Univ. of P. Rico. 4813: 165-231, 1964.
- Arkley R. J. 1976. Statistical methods in soil classification research. Adv. Agron. 28:37-70.
- Armstrong A. C. 1986. On the fractal dimensions of some transient soil properties. J. Soil Sci. 37:641-652.
- Assadian N. W., Esparza L. C., Fenn L. B., Ali A. S., Miyamoto S., Figueroa U. V y Warrick A. W. 1998. Spatial variability of heavy metals in irrigated alfalfa fields in the upper Rio Grande River basin. Agricultural Water Management 36: 141-156.
- Bidwell O. A. y Hole F. D. 1963 . Numerical taxonomy and soil classification. Soil Sci. 97:58-62.
- Bonnet, M., Camares, O. y Veisseire, P. 2000. Effects of zinc and influence of *Acremonium lolii* on growth parameters, chlorophyll a fluorescence and antioxidant enzyme activities of ryegrass (*Lolium perenne* L. cv Apollo). Journal of Experimental Botany 51(346):945-953.
- Buol S. W., Hole F. D. y McCracken R. J. 1980. Soil genesis and classification. The Iowa Univ. Press. 2nd Ed. Ames. IA, USA. 404 p.
- Burguess T. M. y Webster R. 1980. Optimal interpolation and isarithmic mapping of soil properties: I. The semi-variogram and punctual kriging. J. Soil. Sci. 31:315-331.
- Burrough P. A. 1981. Fractal dimension of landscapes and other environmental data. Nature 294:240-242.
- Burrough P. A. 1983. Multiscale sources of spatial variation in soil: I. The application of fractal concepts to nested levels of soil variation. J. Soil Sci. 34:577-597.
- Cambardella C. A., Moorman T. B., Novak J. M., Parkin T. B., Karlen D. L., Turco R. F. y Konopka A. E. 1994. Field-scale variability of soil properties in Central Iowa soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 58:1501-1511.
- Campbell J. B. 1978. Spatial variation of sand content and pH within single contiguous delineations of two soil mapping unit. Soil Sci. Am. J. 42:460-464.
- Chaney R L, Malik M, Li Y M, Brown S L, Brewer E P, Angle J S and Baker A J 1997 Phytoremediation of soil metals. Current Opinion in Biotechnology 8(3): 279–284.
- Cobbett, C.S. 2000. Phytochelatins and their roles in heavy metal detoxification. Plant Physiology 123:825-832.

- Csuros, M. and Csuros, C. 2002. Environmental sampling and analysis for metals. CRC Press. USA.
- Cunningham, S.D. y Ow, D.W. 1996. Promises and prospects of phytoremediation. *Plant Physiology* 110:715-719.
- Dixit, V., Pandey, V y Shyam, R. 2000. Differential antioxidative responses to cadmium in roots and leaves of pea (*Pisum sativum* L. cv. Azad). *Journal of Experimental Botany* 52(358):1101-1109.
- EPA-Environmental Protection Agency. 2000. Introduction to Phytoremediation. National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development. USA.
- Eweis, J.B., S.J. Ergas, D.P. Chang y E.D. Schroeder. 1998. Bioremediation principles. Mc Graw-Hill Internacional Editions. USA. 296 pp
- Flores O. M. A. 2005. Técnicas de muestreo de atributos de la vegetación. En Memorias del taller para técnicos, inventario de pastizales. II simposio internacional de manejo de pastizales. Zacatecas, Zac.
- Gajem Y. M., Warrick A. W. y Myers D. E. 1981. Spatial dependence of physical properties of a typic torrifuvent soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45:709-715.
- Gamma Design Software. 2001. GS+: Geostatistics for the environmental sciences. Version 5.1. Plainwell, MI, USA. 165p.
- Hall, J.L. 2002. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany* 53(366):1-11.
- Hamlett J. M., Horton R. y Cressie N. A. C. 1986. Resistant and exploratory techniques for use in semivariograma analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50:868-875.
- Heiss, S., Watcher, A., Bogs, J., Cobbett, C. y Rausch, T. 2003. Phytochelatin synthase (PCS) protein is induced in *Brassica juncea* leaves after prolonged Cd exposure. *Journal of Experimental Botany* 54(389):1833-1839.
- Hermý M. y Lewi P. J. 1991. Multivariate ratio analysis, a graphical method for ecological ordination. *Ecology* 72(2):735-738.
- Hernández R. S. A. y Martínez G. J. 2005. Biorremediación: un camino en la prevención y atención al daño del ambiente. Instituto de Investigaciones Biológicas. Universidad Veracruzana. México.
- INE-Instituto Nacional de Ecología. 2000. Características de peligrosidad ambiental de plaguicidas. Manual de trabajo. México.
- ITRC-Interstate Technology and Regulatory Cooperation. 1999. Phytoremediation decision tree. Environmental Research Institute of the States. USA.
- Kidd, P.S. y Proctor, J. 2000. Effects of aluminium on the growth and mineral composition of *Betula pendula* Roth. *Journal of Experimental Botany* 51(347):1057-1066.

- Köhl, K.I. 1997. Do *Armeria maritime* (Mill.) Willd. Ecotypes from metalliferous soils and non-metalliferous soils differ in growth response under Zn stress? A comparison by a new artificial soil method. *Journal of Experimental Botany* 48(316):1959-1967.
- Lasat, M.M. 2002. Phytoextraction of toxic metals: A review of biological mechanisms. *Journal of Environment Quality* 31:109-120.
- Lenntech, 2005 <http://www.lenntech.com/espanol/metales%20pesados.htm>
- Li H. y Reynolds J. F. 1994. A simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps. *Ecology* 75(8):2446-2455.
- Licona V. A., Duch G. J. y Larios R. J. 1994. Aprovechamiento de los recursos naturales en la agricultura mexicana. Universidad Autónoma Chapingo. Dirección de centros regionales. Programa de recursos naturales y agricultura. Chapingo, México.
- Manacorda y Cuadros, 2005. Técnicas de Remediación Biológicas. Microbiología Ambiental. http://essa.uncoma.edu.ar/academica/materias/microbiologia_ambiental/interacciones_microbianas.pdf. Consultado el 3 de septiembre de 2007.
- Mandelbrot B. 1967. How long in the coast of Britain? Statistical self-similarity and fractional dimension. *Science* 156:636-638.
- Matheron G. 1963. Principles of geostatistics. *Econ. Geol.* 58:1246-1266.
- Mbila, M.O. and Thompson, M.L. 2004. Plant-available Zn and Pb in soils at the mines of Spain, Iowa. *J. Environ. Qual.* 33:553-558.
- Medrano-Roldan H., Galán-Wong L. J., Solís-Soto A., Ramírez-Rodríguez G. D. y Dávila-Flores R. T. 2000. Biotecnología de Minerales.
- Metwally et al., 2003 Metwally, A., Finkemeier, I., Georgi, M. y Dietz, K-J. 2003. Salicylic acid alleviates the cadmium toxicity in barley seedlings. *Plant Physiology* 132:272-281.
- Morkoc F., Biggar J. W., Millar R. J. y Nielsen D. R. 1985. Statistical analysis of sorghum yield: A stochastic approach. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49:1342-1248.
- Mulla D, J. 1988. Estimating spatial patterns in water content, matric suction and hydraulic conductivity. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 56:226-233.
- Ovalles F A. y Collins M. E. 1988b. Evaluation of soil variability in Northwest Florida using geoestatistics. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 52:1702-1708.
- Pedroza, et al, 2000 Pedroza S, A., J H Esparza M., J Ruíz T. 2000. Aprovechamiento Integral De Los Recursos Naturales En Zonas Aridas. URUZA – UACH. Bermejillo, Durango, México. 100 p
- Perry J. N. y Mead R. 1979. On the power of the index of dispersion test to detect spatial pattern. *Biometrics* 35:613-632.

- Pomares F., Estela M., Tarazona F., Sala M.O. y. Canet R. 1998. Estado de contaminación por metales pesados en suelos de cítricos con cultivo ecológico. Una alternativa para el mundo rural del tercer milenio valencia, actas del III Congreso de la sociedad española de agricultura ecológica SEAE. España
- Prasad, M.N.V. and Freitas, H.M. 2003. Metal hyperaccumulation in plants - Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electronic Journal of Biotechnology*. Vol.6 No.3.
- Rossi R. E., Mulla D. J., Journel A. J. y Franz E. H. 1992. Geostatistical tools for modeling and interpreting ecological spatial dependence. *Ecological Monographs*. 6(2):277-314.
- Russo D. y Bresler E. 1981b. Soil hydraulic properties as stochastic process: I. An analysis of field spatial variability. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45:682-687.
- Samra J. S, Richter J., Gill H. S. y Anlauf R. 1990. Spatial dependence of soil sodicity and tree growth in a nitric haplustalf. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54:1228-1233.
- Sánchez L. E. ().Evaluación de Impacto Ambiental. II Curso Internacional de Aspectos geológicos de Protección Ambiental. Departamento de Engenharia de Minas Escola Politécnica da Universidad de São Paulo.
- Sauerbeck, D. 1982. Welche Schwermetallgehalte in Pflanzen dürfen nicht ubeschritten werden, um Wachstumbeeinträchtigung zu vermeiden? *Landwirtsch Forsch Sonderheft* 39:105-129.
- Schat, H., Llugany, M., Vooijs, r., Hartley-Whitaker, J. Y Bleecker, P. 2002. The role of phytochelatins in constitutive and adaptive heavy metal tolerances in hyperaccumulator and non-hyperaccumulator metallophytes. *Journal of Experimental Botany* 53(379):2381-2392.
- Schützendübel, A. y Polle, A. 2002. Plant responses to abiotic stresses: heavy metal-induced oxidative stress and protection by mycorrhization. *Journal of experimental Botany* 53(372):1351-1365.
- Trangmar B.B., Yost R. S. y Uehara G. 1985. Application of geostatistics to spatial studies of soil properties. *Adv. Agron.* 38:45-94.
- UNEX. 2005 <http://www.unex.es/edafo/GCSP/GCSL4CEMetalesPesados.htm>
- Valdés P, F.; Cabrera M, V. Informe:“ La contaminación por Metales pesados en Torreón, Coahuila, México”. 1999. Coahuila – México.
- Valdez-Cepeda R. D. 1991. Estimación del agua en el suelo. *TERRA* 9(2):114-121.
- Valdez-Cepeda R. D., Almeida-Martinez M. R. y Rubio-Diaz S. 1992. Seasonal variation of rainfall water in soil. In: Raynal, J. A. (Editor). *Hydrology and water resources education training and management*. Water Res. Pub. Littleton, CO, USA. Pp. 141-146.

- Van Deuren, J., Z. Wang, Z. y J. Ledbetter. 1997. Remediation technologies screening matrix and reference guide. 3a Ed. Technology Innovation Office, EPA. USA. Disponible online: www.epa.gov/tio/remed/.htm
- Vargas P. J., García E. G. y Esparza G. F. 2002. Papel ecológico de la flora rizosférica en fitorremediación. *Avance y Perspectiva* vol. 21.
- Vassil, D.A., Kapulnik, Y., Raskin, I. y Salt, D.E. 1998. The role of EDTA in lead transport and accumulation by Indian mustard. *Plant Physiology* 117:447-453.
- Vauclin M., Vieira S. R., Vachaud G. y Nielsen D. R. 1983. The use of cokriging with limited field soil observations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47:175-184.
- Vieira S. R., Nielsen D. R. y Biggar J. W. 1981. Spatial variability of field-measured infiltration rate. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45:1040-1048.
- Volke S. T. y Velasco T. J. A. 2002. Tecnologías de remediación para suelos contaminados. Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT). México.
- Volke S. T.; Velasco T. J. A. y de la Rosa P. D. A. 2005. Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT) México, D.F.
- Webster R. 1985. Quantitative spatial análisis of soil in the field. *Adv. Soil Sci.* 3:1-70.
- Zárate Z. R. 1994. El impacto Ambiental de las Actividades Humanas. En *Aprovechamiento de los recursos naturales en la agricultura mexicana*. Universidad Autónoma Chapingo. Dirección de centros regionales. Programa de recursos naturales y agricultura. Chapingo, México.