

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA**

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS E INGENIERÍA

MAESTRIA Y DOCTORADO EN CIENCIAS E INGENIERÍA



"IMPACTO DE PLANTAS GENERADORAS DE ENERGIA ELÉCTRICA EN LA  
CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS EN SUELOS ADYACENTES EN EL  
ESTADO DE BAJA CALIFORNIA"

**TESIS**

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

DOCTOR EN CIENCIAS

PRESENTA

**MIGUEL ÁNGEL PASTRANA CORRAL**

Tijuana, B. C.

Febrero 2017

## Agradecimientos

A Díos

A mi esposa por el gran apoyo en esta empresa

A mis hijos

A mi familia, en especial a mi Abuelitat

A mi asesor y amigo Fernando

A mi compañera Analy

A mis queridos estudiantes de Ingeniería Química, que me auxiliaron en la recolección y el análisis de los muestreos

A la Universidad Autónoma de Baja California, por su apoyo para este proyecto, a través de la 12va. Convocatoria de Movilidad Académica (2014) y la 16va. Convocatoria Interna De Apoyo A Proyectos De Investigación

Al Dr. Luis Enrique Palafox por su valiosa cooperación a lo largo de este proyecto

# Índice General

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Objetivo general	4
1.2 Objetivos específicos	4
2. MARCO TEÓRICO	5
2.1 Metales pesados	6
2.1.1 Cadmio	11
2.1.2 Cobre	12
2.1.3 Cromo	14
2.1.4 Mercurio	15
2.1.5 Plomo	18
2.1.6 Níquel	19
2.1.7 Vanadio	20
2.2 Concentración de metales pesados en suelo alrededor de plantas generadoras de energía eléctrica	22
2.2.1 Plantas geotérmicas	22
2.2.2 Plantas termoeléctricas	30
3. DESCRIPCIÓN DE LAS ÁREAS DE ESTUDIO	37
3.1 Zona Geotérmica del complejo geotérmico Cerro Prieto	37
3.1.1 Descripción del sitio de muestreo	40
3.2 Central termoeléctrica Presidente Juárez	48
3.2.1 Descripción de los sitios de muestreo	50
4. METODOLOGÍA	56
4.1 Metodología de muestreo	56
4.1.1 Complejo geotérmico Cerro Prieto	57
4.1.2 Planta termoeléctrica Presidente Juárez.	59
4.2 Análisis de muestras	59
4.2.1 Ph	59
4.2.2 Porcentaje de materia orgánica	61
4.2.3 Textura de Suelo	62
4.2.4 Digestión y análisis de mercurio	64
4.2.4.1 Digestión	64
4.2.4.2 Análisis	65
4.2.5 Digestión y análisis de metales pesados	66
4.2.5.1 Digestión	66
4.2.5.2 Análisis	66

4.3 Métodos estadísticos	67
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	68
5.1 Complejo geotérmico Cerro Prieto	68
5.1.2 Concentración de Hg en suelo	68
5.1.3 Concentración vs distancia	69
5.1.4 Concentración en transectos lineales	74
5.1.5 Concentración en perfiles de profundidad	77
5.1.6 Índice de geoacumulación ( $I_{geo}$ )	80
5.2 Planta termoeléctrica	85
5.2.1 Características fisicoquímicas	85
5.2.2 Concentración de metales en suelo	85
5.2.3 Concentración en perfiles de profundidad	89
5.2.4 Índice de geoacumulación ( $I_{geo}$ )	92
5.2.5 Análisis de correlación	95
5.2.6 Análisis de componentes principales	96
5.7 Análisis jerárquico de Cluster (dendograma)	98
6. CONCLUSIONES	101
6.1 Caso complejo geotérmico Cerro Prieto	101
6.2 Caso planta termoeléctrica Presidente Juárez	102
6.3 Conclusión	103
7. REFERENCIAS	104
8. ANEXOS	121

## Índice de Tablas

Tabla 2.1 Límites regulatorios de metales pesados, aplicado a suelos	9
Tabla 2.2 Concentraciones de referencias totales por tipo de uso de suelo	11
Tabla 2.3 Concentración en salmueras de Cerro Prieto y Valle Imperial	26
Tabla 2.4 Metales en manantiales termales y precipitados descargados de pozos termales en Nueva Zelanda	27
Tabla 2.5 Concentraciones de metales en salmuera y sedimentos, en el campo geotérmico Los Azufres, Michoacán, México	28
Tabla 2.6 Metales pesados en cenizas generadas en plantas termoeléctricas	33
Tabla 2.7 Resumen de concentración de metales pesados cenizas y en el suelo de los alrededores de la planta termoeléctrica de la región central de Novomichurinsk	35
Tabla 3.1 Características de las plantas del complejo geotérmico Cerro Prieto	39
Tabla 3.2 Descripción de muestras superficiales, con ubicación	44
Tabla 3.3 Descripción de sitios de muestreo	52
Tabla 5.1 Concentración de Hg y distancia con respecto al perímetro del complejo geotérmico de las muestras superficiales	72
Tabla 5.2 Grado de relación debido al valor de coeficiente de correlación de Spearman	74
Tabla 5.3 Escala de valores de $I_{geo}$ para la calidad de suelo	81
Tabla 5.4 Resultados de $I_{geo}$ de muestras superficiales	82
Tabla 5.5 Concentraciones de Hg reportadas en otros estudios de áreas geotérmicas	84
Tabla 5.6 Concentraciones de metales pesados en muestras superficiales y estadísticas descriptivas	87
Tabla 5.7 Índice de geoacumulación de muestras superficiales de suelo	93
Tabla 5.8 Valores de la correlación de Spearman de las concentraciones para metales pesados ubicados a favor del viento de la planta en relación a los vientos predominantes	96
Tabla 5.9 Matriz de correlación por análisis por componentes principales	97
Tabla 5.10 Matriz factorial ortogonal para concentración de metales pesados que se encuentran vientos debajo de la planta termoeléctrica en relación a los vientos predominantes	99
Tabla A1.1 Resultados de propiedades fisicoquímicas de las muestras del complejo geotérmico Cerro Prieto	122

Tabla A1.2 Resultados de propiedades fisicoquímicas de las muestras de la planta termoeléctrica Presidente Juárez	124
Tabla A3.1 Concentración de Hg en perfiles de profundidad	132
Tabla A3.2 Concentraciones de referencia totales (CRT) por tipo de uso de suelo tomado de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004	132
Tabla A3.3 Resultados de análisis de Cluster, tipo dendograma (enlace simple con distancia de coeficiente de correlación)	133

## Índice de Figuras

Figura 1.1 Participación por combustibles fósiles en la generación eléctrica en México, reportado por CFE, para 2009 y proyectado a 2025	2
Figura 2.1 Emisiones de procesos naturales. Las emisiones “naturales” incluyen reemisiones de mercurio que originalmente procedían de manera antropogénica	17
Figura 2.2 Emisiones de procesos industriales. La biomasa quemada incluye incendios de origen natural y antropogénica	18
Figura 2.3 Esquema de un campo geotérmico	23
Figura 2.4 (a) Planta y (b) Ubicación campo geotérmico, Los Azufres, Michoacán, México	29
Figura 2.5 Esquema de una planta termoeléctrica	32
Figura 3.1 Mapa de ubicación geográfica de la planta geotérmica Cerro Prieto de la Comisión Federal de Electricidad	37
Figura 3.2 (a) Parte este, vista hacia el oeste del complejo, (b) Parte sur del complejo vista hacia el norte	38
Figura 3.3 (a) Parte sureste del complejo vista al noroeste, (b) Parte suroeste del complejo vista hacia el noroeste	38
Figura 3.4 (a) Parte norte del complejo vista hacia el sur, (b) Vista hacia el noroeste de Cerro Prieto	38
Figura 3.5 Campo Geotérmico Cerro Prieto (recuadro pequeño). Imp (Falla Imperial), CP (Falla Cerro Prieto) y V (volcán Cerro Prieto)	41
Figura 3.6 El área de estudio, incluyendo planta geotérmica “Cerro Prieto” y las zonas ejidales	42
Figura 3.7 Rosa de los vientos anual en estación Cerro Prieto	43
Figura 3.8 Ubicación de puntos de muestreo alrededor del complejo geotérmico Cerro Prieto	46
Figura 3.9 (a) Sitio de la muestra # 5, Ejido Michoacán; (b) Sitio de la muestra # 13, perímetro norte complejo	47
Figura 3.10 (a) Sitio de la muestra # 19, Ejido Hidalgo; (b) Sitio de la muestra # 23, Ejido Nuevo León	47
Figura 3.11 (a) Sitio de la muestra # 44, perímetro sureste del complejo; (b) Sitio de la muestra # 53, vista suroeste del Complejo	47
Figura 3.12 Ubicación de la planta termoeléctrica Presidente Juárez de la Comisión Federal de Electricidad	48
Figura 3.13 (a) Parte este vista hacia el oeste de la planta, (b) Parte norte vista hacia el sur de la planta	49
Figura 3.14 (a) y (b) Parte oeste vista hacia el este de la planta	49

Figura 3.15 (a) Parte sur vista hacia el norte de la planta, (b) Parte suroeste vista hacia el noreste de la planta	49
Figura 3.16 Localización de puntos de muestreo alrededor de la planta termoeléctrica Presidente Juárez	54
Figura 3.17 (a) Sitio de la muestra #1, esquina de la planta; (b) Sitio de muestra #4, en el centro del solar baldío ubicado al sur de la planta	55
Figura 3.18 (a) Sitio de la muestra #5, en solar ubicado en esquina séptima y Gpe. Victoria; (b) Sitio de la muestra #20, a un costado de parque de beisbol	55
Figura 3.19 (a) Sitio de la muestra #28, a un costado de CESPT; (b) Sitio de la muestra #31, en solar baldío a un costado de Plaza Pabellón Rosarito	55
Figura 4.1 Ubicación de los sitios de perfiles de profundidad y transectos en la zona del complejo geotérmico	58
Figura 4.2 Ubicación de los sitios donde se realizaron los perfiles de profundidad en la zona de la planta termoeléctrica Presidente Juárez	60
Figura 4.3 Espectrofotómetro Beckman Coulter modelo DU 520 UV/Vis	62
Figura 4.4 Curva estándar de materia orgánica vs transmitancia	62
Figura 4.5 Triángulo de texturas de suelo, establecido por la USDA	64
Figura 5.1 Gráfico de probabilidad de concentraciones (Kolmogorov-Smirnof) de la concentración de Hg en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza	70
Figura 5.2 Gráfico de probabilidad de concentraciones (Q-Q) de la concentración de Hg en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza	70
Figura 5.3 Concentración de Hg total en muestras superficiales de suelo con respecto a los límites del complejo geotérmico (sin mostrar el sitio 5)	73
Figura 5.4 Ubicación de transectos y perfiles de profundidad en el complejo geotérmico	76
Figura 5.5 Concentración de Hg con la distancia de los transectos 1 (T1), 2 (T2) y 3 (T3)	77
Figura 5.6 (a) Perfil de profundidad D1, (b) Perfil de profundidad D2	79
Figura 5.7 (a) Perfil de profundidad D3, (b) Perfil de profundidad D4	80
Figura 5.8 Distribución de las clases de $I_{geo}$ en muestra de suelo superficial con respecto a la distancia del perímetro del complejo	83

Figura 5.9 Gráfico de probabilidad (Kolmogorov-Smirnov) de la concentración de Cu en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza	88
Figura 5.10 Gráfico de probabilidad (Q-Q) de la concentración de Cu en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza	89
Figura 5.11 Mapa de ubicaciones de transectos y perfiles de profundidad en la planta termoeléctrica	90
Figura 5.12 (a) Perfiles de profundidad D1, (b) Perfiles de profundidad D2, (c) Perfiles de profundidad D3, (d) Perfiles de profundidad D4	91
Figura 5.13 Relación de porcentajes de muestras superficiales totales, con respecto a la clasificación de calidad de suelo ( $I_{geo}$ ) según rango de distancia desde el perímetro de la planta termoeléctrica	94
Figura 5.14 Gráfico de sedimentación generada por el análisis de componentes principales por correlación	97
Figura 5.15. Dendograma de enlace simple, con distancia de coeficiente de correlación aplicado a los metales analizados con las muestras localizadas en la zona vientos abajo de la planta en relación a los vientos predominantes	100
Figura A2-1 Gráfico de probabilidad (Kolmogorov-Smirnov) de la concentración de Hg en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza	125
Figura A2-2 Gráfico de probabilidad (Q-Q) de la concentración de Hg en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza	125
Figura A2-3 Gráfico de probabilidad (Kolmogorov-Smirnov) de la concentración de Pb en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza	126
Figura A2-4 Gráfico de probabilidad (Q-Q) de la concentración de Pb en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza	126
Figura A2-5 Gráfico de probabilidad (Kolmogorov-Smirnov) de la concentración de Cr en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza	127
Figura A2-6 Gráfico de probabilidad (Q-Q) de la concentración de Cr en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza.	127
Figura A2-7 Gráfico de probabilidad (Kolmogorov-Smirnov) de la concentración de Cd en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza	128

Figura A2-8 Gráfico de probabilidad (Q-Q) de la concentración de Cd en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza	128
Figura A2-9 Gráfico de probabilidad (Kolmogorov-Smirnov) de la concentración de Cu en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza	129
Figura A2-10 Gráfico de probabilidad (Q-Q) de la concentración de Cu en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza	129
Figura A2-11 Gráfico de probabilidad (Kolmogorov-Smirnov) de la concentración de V en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza	130
Figura A2-12 Gráfico de probabilidad (Q-Q) de la concentración de V en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza	130
Figura A2-13 Gráfico de probabilidad (Kolmogorov-Smirnov) de la concentración de Ni en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza	131
Figura A2-14 Gráfico de probabilidad (Q-Q) de la concentración de Ni en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza	131

# 1. INTRODUCCIÓN

El consumo mundial de energía eléctrica, durante el periodo 1998-2008, tuvo un crecimiento promedio anual de 3.2%, ubicándose al final de ese periodo en 16816 TeraWatt-hora (TWh). México no ha sido la excepción a ese crecimiento, debido a su dinamismo económico y a la cercanía y a sus relaciones comerciales con los Estados Unidos de América (EUA). Para 2009 este tipo de relaciones logró que en estos países se hayan realizado exportaciones e importaciones de energía eléctrica de 984 GigaWatt-hora (GWh) y 280 GWh respectivamente.

Las características de crecimiento urbano, demográfico e industrial en el estado de Baja California, han ocasionado un aumento en las ventas de este recurso energético en promedio de 3.2%, durante los últimos 10 años (al 2009), principalmente en las ciudades de Tijuana y Mexicali, lo cual en parte se debe a los nuevos desarrollos turísticos e inmobiliarios que se han establecido dentro de estas zonas (SENER, 2010).

Desafortunadamente, con el paso del progreso, las actividades humanas también traen consigo contaminación, ya que uno de los problemas son los combustibles de origen fósil, en particular los empleados en la generación de energía eléctrica (Figura 1.1). Estos producen al quemarse desechos emitidos tanto al aire, tierra y agua, tales como metales pesados, cenizas, gases de efecto invernadero y desechos radiactivos. Por otro lado la generación eléctrica mediante fuentes renovables, como es la energía geotérmica está en creciente uso, y ya para 2010 existían 24 países que generaban la electricidad a través de este recurso (Bertani

2012), sin embargo, aún por su origen esta fuente no está exenta de emisiones contaminantes tanto gaseosas como de metales pesados.

La contaminación antropogénica no puede evitarse, pero si controlarse y minimizar su impacto, pero esto apenas se logra si esta se mide para poder conocer las mejoras o los efectos negativos en nuestros procesos productivos.

Es bien sabido que los metales pesados tienen un impacto negativo al medio ambiente y a la salud humana, algunos estudios han encontrado que la cantidad de exposición humana a través del suelo es más alta que a través de aire o agua (Menzie et al. 1992).

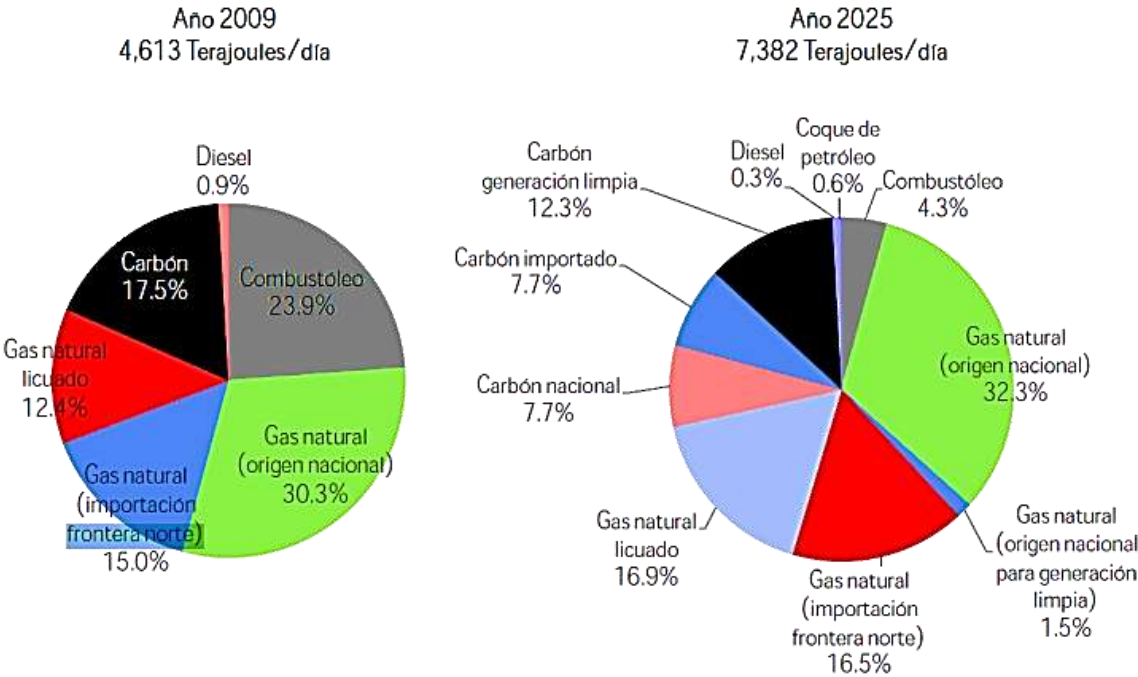


Figura 1.1. Participación por combustibles fósiles en la generación eléctrica en México, reportado por CFE, para 2009 y proyectado a 2025 (SENER, 2010).

Por lo anterior es de suma importancia conocer los niveles de metales pesados en suelos alrededor de las plantas de generación eléctrica, con el propósito de tener datos que permitan evaluar los potenciales riesgos a la salud en la población que habita las zonas aledañas a estas.

## 1.1 Objetivo general

Evaluar el impacto ambiental de plantas generadoras de energía en Baja California, mediante la determinación de concentraciones de metales pesados en suelos de sus áreas aledañas.

## 1.2 Objetivos específicos

- 1.- Cuantificar niveles de mercurio en suelos aledaños al complejo geotérmico Cerro Prieto ubicado en Mexicali, B.C.
- 2.- Cuantificar niveles de metales pesados en suelos aledaños en la planta termoeléctrica Presidente Juárez, localizado en Playas de Rosarito, B.C.

## 2. MARCO TEÓRICO

Los metales forman una gran parte del porcentaje de los elementos que son conocidos por el hombre, muchos de estos se encuentran combinados en diversas aleaciones con elementos no-metálicos. Normalmente a los metales se les puede clasificar en ligeros, pesados y semi-metálicos (Sparks 2005).

También se les puede clasificar según su efecto en el ser humano:

- Micronutrientes: As, B, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Se y Zn. Para el ser humano la falta de estos metales provocan desequilibrios a su salud ya que son indispensables para el correcto funcionamiento del metabolismo en los seres vivos. Debido a lo anterior se les conoce como micronutrientes, ya que se requieren en pequeñas dosis como el cobre, níquel, cinc, hierro, cromo e incluso el arsénico.
- Sin función biológica: Ba, Bi, Cd, Hg, Pb, Sb y Tl. A estos no se les han encontrado función alguna, que sea relevante en los seres vivos.
- Tóxicos: As, Hg, Cd, Zn, Pb, Tl, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Se y Sn. Son aquellos metales que causan efectos adversos en el metabolismo de los seres vivos, particularmente tienen efectos tóxicos cuando se involucran los iones y compuestos de estos metales. Su grado de toxicidad dependerá de su concentración y acumulación dentro del organismo. Muchos de ellos son considerados sistémicos ya que tiene la capacidad de afectar diversos órganos

a la vez, como el Pb y el Hg (Tchounwou et al. 2012; Rodríguez-Mercado y Altamirano-Lozano 2006).

## 2.1. Metales pesados

Cualquier metal con un peso atómico mayor a 50 se le considera un metal pesado. Estos metales y sus compuestos, son clasificados como tóxicos por la Agencia para la Protección Ambiental de E.U.A. son: antimonio (Sb), arsénico (As), berilio (Be), cadmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), plomo (Pb), mercurio (Hg), níquel (Ni), selenio (Se), talio (Tl) y cinc (Zn).

La presencia de los metales pesados en la corteza terrestre es menor al 0.1% y por lo general menor del 0.01%. Las rocas ígneas son las que presentan mayores concentraciones de metales pesados debido a su origen primario del magma (García y Dorronsoro 2005).

Debido a su origen elemental, los metales pesados no pueden degradarse o destruirse; no pueden desaparecer, sólo se pueden depositar en el subsuelo y en sedimentos. Lo anterior hace que ciertos tipos suelos sean un peligro si están contaminados por altas concentraciones de metales pesados. Existen actualmente numerosos estudios con respecto a lo anterior, a partir de estos la comunidad científica está de acuerdo con respecto al carácter tóxico de los mismos sobre los seres vivos. Los metales pesados afectan las cadenas alimenticias, provocando un efecto de bioacumulación entre los organismos de la cadena trófica. Ello es debido a la persistencia de los metales pesados en el entorno al no tener, la mayoría de éstos, una función biológica definida en los organismos. Bastante

conocido es el caso en el que se incorporan a la cadena alimenticia a través de los organismos filtrantes presentes en los sedimentos marinos, habiéndose observado en ciertas especies un factor de bioconcentración (Chicón 2003).

Los metales pesados son considerados uno de los principales contaminantes en el suelo, incluyendo al cadmio (Cd), cromo (Cr), mercurio (Hg), níquel (Ni), plomo (Pb) y cinc (Zn) (Khatri y Pathak 2013; Cheng 2003). Estos metales pueden generar problemas al medio ambiente y la salud humana. Los metales pesados poseen la capacidad de acumularse en los seres vivos, incluidos los seres humanos. Normalmente su exposición es de origen crónico, ya que se va acumulando a través de la cadena alimenticia, esto sucede primero en los microorganismos y plantas para luego ir subiendo en la cadena alimenticia hasta llegar al ser humano, conociéndosele a este proceso como bioacumulación (Harte et al. 1995).

Por ejemplo, el Co, Cd y Ni pueden producir una reducción del proceso de la fotosíntesis y afectar la actividad estomática (Mohanty et al. 1989; Prasad 1995), mientras metales como el Cu, Hg, Cd, Mn, Co, y Zn pueden impactar el germinado en semillas (Mishra y Choudhuri 1999). Los efectos biotóxicos que éstos producen en el ser humano son de tipo neurotóxicos, carcinogénicos, mutagénicos y teratogénicos, dependiendo del tipo de metal y de la concentración en el organismo (Duruibe et al. 2007; George et al. 2015). Los metales pesados contenidos en suelo de ambientes rurales y urbanos es un factor crucial para determinar la calidad de estos (USDA 2000).

Las actividades industriales como la manufactura industrial, la generación de electricidad y la minera, así como las actividades de la construcción, las emisiones de los automóviles y otros combustibles de origen fósil pueden actuar como generadores de contaminantes como los metales pesados, que como consecuencia afectan la calidad del suelo, tanto dentro de las mismas industrias como en sus alrededores. Los metales pesados que provienen de procesos industriales, han sido evaluados constantemente, ya que estos generan un impacto negativo al medio ambiente y a la salud humana (Menzie et al. 1992; Moosavi 2009).

Cuando existen altas concentraciones de metales pesados en el cuerpo y el organismo no logra eliminarlas, los metales empiezan a tener efecto dentro de la célula, interrumpiendo las reacciones químicas, el metabolismo y son capaces de bloquear la absorción de los nutrientes básicos (Harte et al. 1995).

Declarar un suelo como contaminado es más bien un protocolo administrativo, pero comprobar que un tipo de suelo se encuentra contaminado no es tan sencillo. Una contaminación por metales pesados significa que este tiene valores de concentraciones anómalos de un elemento en un suelo frente a lo que puede considerarse un valor normal.

Actualmente no existen suelos vírgenes no contaminados en el mundo. Todos los suelos han sufrido algún tipo de actuación humana que le ha llevado a modificar su naturaleza original (Galán 2008).

La calidad de un suelo depende de la concentración que contiene, tanto de elementos como compuestos, dañinos al medio ambiente y al hombre. Esta calidad depende en parte de la concentración de los metales pesados en él, así como el uso que se le dará a éste. Para que los suelos puedan tener una adecuada calidad y puedan ser considerados de nuevo como un recurso viable. La Tabla 2.1 presenta los límites máximos de concentración de ciertos metales permisibles en suelos de acuerdo a la Agencia de Protección al Ambiente (EPA por sus siglas en inglés).

Tabla 2.1. Límites regulatorios de metales pesados, aplicado a suelos (USDA 2000).

Metal Pesado	Máxima concentración en lodos (mg/kg)	Relación de carga anual del contaminante (kg/ha/año)	Relación de carga acumulativa del contaminante (kg/ha)
Arsénico	75	2	41
Cadmio	85	1.9	39
Cromo	3000	150	3000
Cobre	4300	75	1500
Plomo	840	15	300
Mercurio	57	0.85	17
Molibdeno	75	--	--
Níquel	420	21	420
Selenio	100	5	100
Cinc	7500	140	2800

Los metales pesados están presentes en el suelo en forma de cationes, por lo tanto, pueden mostrar una baja disponibilidad incluso a altas concentraciones totales, ya que interactúan con los componentes del suelo por ejemplo con la materia orgánica; sin embargo, pueden combinarse, como resultado de cambios en las condiciones ambientales o por la saturación de la capacidad de amortiguación de un suelo. Más aún los suelos urbanos difieren de los suelos agrícolas y naturales debido a que se le han agregado otros componentes como resultado de las actividades antropogénicas, modificando la compactación, y con ello la aeración, contenido de agua y la actividad microbiana (Massas et al. 2009).

Los límites máximos permisibles para metales en suelos normados por la legislación mexicana son presentados en la Tabla 2.2 Estos límites máximos permisibles (LMP) son sólo en lo que respecta a los criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por metales, como arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio. Estos criterios también toman en cuenta el área y el uso de suelo del sitio, donde el suelo a examinar tiene una superficie  $\leq 1000 \text{ m}^2$ . Si las concentraciones son mayores a los LMP, entonces el responsable tendrá que remediar el suelo a las concentraciones de referencia totales ( $CR_T$ ) observadas en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 presentadas en la Tabla 2.2.

Tabla 2.2. Concentraciones de referencias totales (CR<sub>T</sub>) por tipo de uso de suelo.

Contaminante	Uso agrícola, Residencial (mg/kg)	Uso industrial Comercial (mg/kg)
Arsénico	22	260
Bario	5400	67000
Berilio	150	1900
Cadmio	37	450
Cromo (Hexavalente)	280	510
Mercurio	23	310
Níquel	1600	20000
Plata	390	5100
Plomo	400	800
Selenio	390	5100
Talio	5.2	67
Vanadio	78	1000

#### 2.1.1. Cadmio

El cadmio fue descubierto en 1917 en minerales de cinc, se encuentra ampliamente distribuido en la corteza terrestre en una concentración promedio de 0.1 mg/kg. Es un elemento metálico, de color blanco argentino, dúctil, maleable y resistente a la corrosión. La fuente más importante de liberación de cadmio al ambiente es el empleo de combustibles fósiles, como el carbón y el petróleo,

aunque también se libera en el refinado de cinc, plomo o cobre y en el humo del cigarrillo (Nava y Méndez 2011).

El cadmio es un metal electropositivo, una vez fundido se recuece y recristaliza espontáneamente a temperatura ambiente. A partir de una muestra de un proceso de fundición de cinc, Stromeyer reconoció un nuevo elemento en esos cristales a los cuales llamó *cadmia fornacum* que significa flor de cinc. Fue hasta 1925 que la producción de éste se volvió mundial, generándose todo este en Europa, creció gradualmente cuando se empleó en la galvanoplastia como un metal protector (Kirk y Othmer 2001).

En la actualidad es ampliamente utilizado en revestimiento de metales, en la manufactura de aleaciones de mayor resistencia y en la soldadura de plata. La dosis letal por ingestión es desconocida, aunque en dosis tan pequeñas como 10 mg causa síntomas como inflamación gastrointestinal, y en casos más severos lesiones hepáticas y renales. Los síntomas por ingestión de cadmio no duran más de 24 horas pero la inhalación de sus vapores tienen un promedio de mortandad del 15 % (Dreisbach y Williams 1999).

### 2.1.2. Cobre

El cobre es un metal de transición de color rojizo y brillante. Es altamente maleable y dúctil, es muy apreciado por que tiene un grado de reciclaje alto y es un excelente conductor eléctrico y térmico. Se encuentra naturalmente distribuido en suelo, agua e incluso en el aire en pequeñas cantidades. Es relativamente estable en condiciones atmosféricas normales, es resistente a las soluciones

alcalinas (con excepción de las del tipo amoniacal). Sus minerales más importantes son los sulfuros, como lo son la calcopirita ( $\text{CuFeS}_2$ ), la calcocita ( $\text{Cu}_2\text{S}$ ) y la covelita ( $\text{CuS}$ ). Sus aleaciones más usadas son el latón (Cu-Zn), bronce (Cu-Sn), bronce de aluminio (Cu-Al), cupro-níquel (Cu-Ni) y la alpaca (Cu-Ni-Zn) (Kirk y Othmer 2001). Al cobre se le conoce desde hace 8000 mil años ya que existen registros de que los antiguos egipcios fabricaban cuchillos y armas de este metal, y para el año 2740 a.C. ya se fabricaban tubos y cañerías de cobre. Su concentración en la corteza terrestre es de cerca de 50 mg/kg y se encuentra prácticamente en todos los seres vivos. Se le considera un elemento indispensable en los organismos, incluso en los humanos, en bajas concentraciones. Los alimentos contienen cobre, una persona puede comer y beber cerca de un miligramo de este metal diariamente. El cobre de origen antropogénico proviene de las industrias mineras, de electroplatinado, productos agrícolas y de los lodos de plantas de tratamientos de aguas residuales (Dorsey et al. 2004).

El ser humano puede ingerir grandes cantidades de sales de cobre y no producir daños significativos, aunque algunos estudios indican su toxicidad, rara vez existen casos de ingestión de grandes cantidades que en general son provocadas intencionalmente. Por ejemplo, se tienen que ingerir en el orden de gramos de sulfato de cobre para que este ocasione síntomas como diarrea y vómito, pero raramente convulsiones y la muerte. Si estas sales se inhalan provocan congestión y ulceración nasal (Nordberg 2012).

### 2.1.3. Cromo

El cromo es un metal blanco azulado, muy duro que tiene cristales cúbicos, en la naturaleza nunca se encuentra en estado libre, pero tiene muchos compuestos diseminados, siendo la cromita su mineral más importante. Todos sus compuestos son muy coloridos, como el cromato de plomo que es rojo, por lo cual en 1797 al ser descubierto como elemento le llamaron *chroma* del griego que significa color. No se oxida en aire húmedo y aun calentándose se oxida muy poco. En meteoritos se encuentra hasta en concentraciones del 1 % y se le ha identificado en el espectro solar (Kirk y Othmer 2001).

El cromo se emplea en la metalurgia en aleaciones níquel, cobalto, volframio y molibdeno, aceros inoxidable, cemento, pegamentos, plásticos y pigmentos e industria de galvanoplastia. Al igual los compuestos de cromo son usados en el platinado, litografía, fábrica de vidrios y purificación de aceites (IARC 1990).

El cromo presenta una función importante en el metabolismo de la insulina. Su deficiencia genera un deterioro del metabolismo de la glucosa por la mala eficiencia de la insulina (Alvarado-Gómez et al. 2002).

El cromo no se bioacumula dentro de la cadena alimenticia, pero se le relaciona con la infertilidad de suelos de uso agrícola, los compuestos del cromo, como el cromato de potasio, no son aptos para su uso en suelos de cultivos de plantas. La materia orgánica reduce fácilmente el cromo (VI) a cromo (III). La dosis mortal para un cromato soluble, como el cromato y bicromato de potasio, es de alrededor de 5 gramos, el límite de exposición al polvo del metal es de  $0.5 \text{ mg/m}^3$  para la

forma elemental y para los compuestos bi y trivalentes, de 0.05 mg/m<sup>3</sup>. En su toxicología aguda provoca vértigo, sed, dolor abdominal, convulsiones y coma, en su forma crónica conjuntivitis y ulceración en el tabique, úlceras crónicas indoloras en piel. La incidencia de carcinoma broncogénico es 20 veces mayor en trabajadores expuestos al cromo que en la población general (Vargas 2008).

En algunos suelos, las concentraciones de cromo llegan a 300 mg/kg y en otros lugares de la tierra se han encontrado concentraciones tan altas como 1800 mg/kg (Eisler 1986).

#### 2.1.4. Mercurio

El mercurio es el único elemento metal líquido a las temperaturas ambientales ordinarias, solidificándose hasta los -38.9 °C, tiene un color plata con un ligero matiz azulado y es muy estable en forma pura. No se afecta por aire, oxígeno, CO<sub>2</sub>, óxido nitroso y amoníaco. Casi toda su producción mundial se origina a partir del mineral cinabrio (HgS), a partir del cual los chinos ya lo utilizaban para elaborar la tinta roja en el año 2000 a.C. Su nombre proviene del latín *hydrargyrum* (Hg) y su historia antigua es muy oscura pero se sabe que fue el último de los seis metales que se conocían ya al comienzo de la era cristiana. Se tienen registros que datan del año 150 a.C. de la extracción del cinabrio en las minas de Ciudad Real en España. Dioscórides, médico griego del siglo primero describió algunas propiedades medicinales de este metal; Paracelso en el siglo XVI lo describe como importante en la farmacopea de la época (Kirk y Othmer 2001).

El elemento mercurial y sus derivados se utilizan ampliamente en la manufactura de termómetros, fieltro, explosivos, lámparas de luz fría, aparatos eléctricos, y ya en desuso en pinturas y baterías.

Las propiedades toxicológicas del mercurio y sus derivados dependen de su forma química, ya sea elemental, compuestos inorgánicos y compuestos orgánicos. Existen datos del año 1600, cuando ya se tomaban precauciones por este metal, hoy en día el envenenamiento por mercurio se clasifica como una enfermedad profesional, y es causada principalmente por descuidos y malos hábitos en el trabajador que los maneja.

El mercurio orgánico se produce en los procesos de fundición y refinación, y en la fabricación de pulpa de papel, el metil mercurio resultante, a través de la ingestión de pescado contaminado, causa en humanos afecciones neurológicas conocida como enfermedad de Minamata (Vargas 2008).

El límite de exposición de Hg o sus compuestos es de  $0.05 \text{ mg/m}^3$ , en su toxicología crónica deprime los mecanismos enzimáticos celulares resultando tóxicas a todas las células del cuerpo, manifestándose desde daño gastrointestinal, hepático y renal, así como depresión, irritabilidad, alucinaciones, pérdida de dientes, alopecia, ansiedad y pérdida de peso, entre otras. En su forma aguda congestiona y provoca hemorragia en la mucosa del tracto digestivo, presenta procesos degenerativos en el cerebro, riñones y el hígado (Dreisbach y Williams 1999).

Las mayores fuentes de liberación de mercurio al ambiente es la desgasificación natural de la corteza terrestre, pero a causa de la actividad humana las emisiones han excedido a las de tipo natural, las cuales son por combustión de fósiles, fundición de minerales e incineración (Vargas 2008).

El problema principal con la contaminación ambiental con mercurio es que es acumulable en agua y tierra, y aún más preocupante es que es bioacumulable en la cadena alimenticia hasta llegar al hombre. Según Malcom (2011), la distribución global de las fuentes de mercurio depende de la acción natural y humana (Figuras 2.1 y 2.2), desafortunadamente la acción antropogénica se ha visto incrementada y acelera el ciclo del mercurio, y aunque se implementen políticas ambientales que reduzcan globalmente estas emisiones, su efecto continuará en el ambiente por siglos impactando ecosistemas y personas a grandes distancias de sus fuentes de emisión.

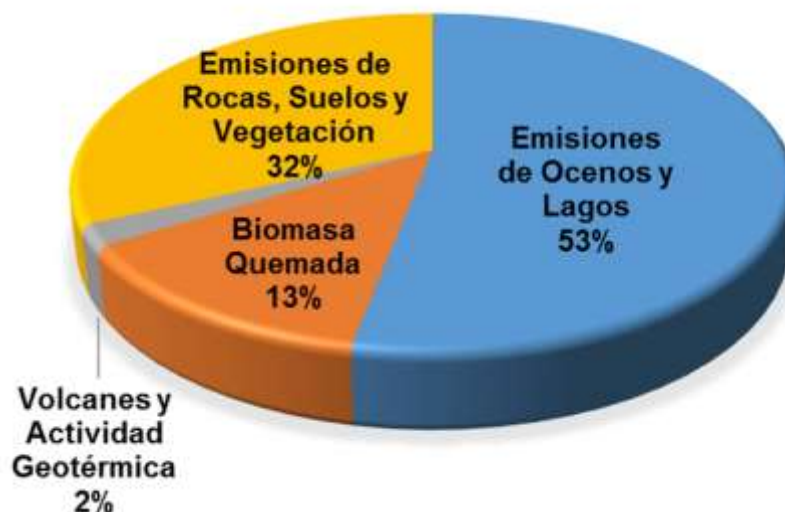


Figura 2.1. Emisiones de procesos naturales. Las emisiones “naturales” incluyen reemisiones de mercurio que originalmente procedían de manera antropogénica (Malcom 2011).



Figura 2.2. Emisiones de procesos industriales. La biomasa quemada incluye incendios de origen natural y antropogénica (Malcom 2011).

#### 2.1.5. Plomo

El plomo es uno de los metales blandos y pesados más comunes, se corta fácilmente con un cuchillo, tiene un color argentino brillante cuando está puro. Se lamina y estira con gran facilidad por extrusión. Antiguamente se utilizaba mucho en tuberías y edificaciones ya que es resistente a la corrosión atmosférica y a los ácidos. Es uno de los seis elementos llamados prehistóricos, ya se usaba por los egipcios (7000 a.C.) para vidriar cerámica, los chinos lo usaban ya en 3000 a.C. y los romanos lo usaban en plomería. El plomo y el cinc se encuentran asociados íntimamente en los yacimientos minerales, principalmente en forma de sulfuros, siendo la principal el PbS llamada galena o sulfuro plumboso (Kirk y Othmer 2001).

Los usos del plomo comprenden una gran variedad, metal de imprenta, soldaduras, insecticidas, explosivos, producción de acumuladores, fabricación de balas y municiones, baterías alcalinas, esmaltado en alfarería vidriada, cubiertas

para los rayos X, aleaciones con otros metales, pesas para la pesca (Harbison 1998).

Una buena cantidad de plomo de aditivos de gasolina y de las pinturas, que en la actualidad ya no se usan, sigue aún distribuida en la superficie terrestre. La dosis mortal de plomo absorbido se calcula de 0.5 g. La acumulación y toxicidad aparecen si se absorben más de 0.5 mg por día. La vida media del plomo en los huesos es de 32 años y en el riñón es de 7 años. El límite de exposición para el plomo en la atmósfera es de  $0.15 \text{ mg/m}^3$ . Los efectos tóxicos más graves son su acción sobre el encéfalo (encefalopatía saturnina) y el sistema nervioso periférico (Dreisbach y Williams 1999).

#### 2.1.6. Níquel

Elemento metálico blanco plateado y brillante, descubierto en 1751 por Cronstedt, tanto el níquel como sus compuestos se encuentran en manera amplia e la naturaleza (75 mg/kg). Ya que este metal se caracteriza por aportar dureza, tenacidad y ligereza a las aleaciones, así como que es anticorrosivo y buen conductor eléctrico y térmico, se emplea en aleaciones (existen más de 3000 tipos), niquelados y plateados, para fabricación de monedas, en catalizadores, instrumental y equipo de laboratorio, además en fabricación de pilas termoeléctricas, en acumuladores de níquel-cadmio y sustancias magnéticas. El níquel tiene buena resistencia a la corrosión, a muchos ácidos, sales, álcalis, aguas dulces y saladas, gases secos y húmedos, se le encuentra en una gran variedad de minerales (con sulfuro, arsénico y antimonio, además de silicatos). No

se le conoce puro en la naturaleza, y se encuentran menas de estos materiales a lo largo de todo el mundo.

El ión del níquel es tóxico para muchos vegetales y microorganismos en concentraciones superiores a unas pocas partes por millón, pero puede ejercer acción estimulante en algunos casos a niveles inferiores. En general es relativamente benigno en sus efectos biológicos si se compara con los otros metales pesados, y aún no se ha demostrado su significancia como oligoelemento esencial en la nutrición (Kirk y Othmer 2001).

El níquel y sus compuestos causan en el ser humano efectos sobre la salud por contacto en piel, ya que causa sensibilización en la piel y dermatitis, e inhalado ocasiona irritación en el tracto respiratorio y asma así como cáncer pulmonar, su límite de exposición es de 1 mg/kg (Vargas 1999).

#### 2.1.7. Vanadio

El vanadio se descubrió en 1801 en Zimapán, México por el español Andrés del Río llamándolo eritronio debido al color rojo cuando estaba presente en soluciones ácidas, pero fue hasta 1830 cuando en Suecia N. Sefstroem lo purificó en una fundidora de hierro y lo llamó así en honor a la diosa Escandinava de la belleza Vanadis, porque sus sales eran muy coloridas. El científico alemán Wohler demostró en 1831 que el eritronio y el vanadio eran los mismos. Se encuentra como componente en los granitos y en rocas tanto ígneas como sedimentarias. Se encuentra altamente diseminado en la corteza terrestre pero en bajas concentraciones (100 mg/kg en promedio). Este elemento se localiza

generalmente en minerales de hierro y de titanio, pero se le puede encontrar en alrededor de 65 diferentes minerales en la naturaleza. Es un metal de color blanco grisáceo, es suave y muy dúctil (Kirk y Othmer 2001).

Los minerales principales del vanadio son el pentóxido de vanadio (navajoíta) que es el de uso más comercial, la patronita (sulfuro de vanadio), la descloizita (vanadato de plomo y zinc), la carnotita y la roscoelita (Rodríguez-Mercado y Altamirano-Lozano 2006).

Su uso principal es en la industria del acero en forma de aleación (carburo) aumentando la dureza del acero y su resistencia a la oxidación, la fabricación de materiales cerámicos, imanes con superconductividad y como catalizador para el proceso de fabricación del ácido sulfúrico, entre otros. El sulfato de vanadilo y el metavanadato de sodio se usan como suplementos alimenticios y para controlar diferentes enfermedades (Imtiaz et al. 2007).

El vanadio se encuentra en la naturaleza debido al polvo continental, a la brisa marina y las emisiones volcánicas. Las fuentes antropogénicas provienen de procesos industriales, como las refinerías de petróleo, plantas de generación eléctrica en las que se utilice carbón o combustóleo, y en los procesos de limpieza de hornos de calderas (Taylor et al. 2012).

Aunque el vanadio se encuentra dentro del organismo humano en pequeñas cantidades, inhalar compuestos de este metal puede producir efectos tóxicos que van desde bronquitis hasta neumonía (Nordberg 2012).

## 2.2. Concentración de metales pesados en suelo alrededor de plantas generadoras de energía eléctrica

El impacto ambiental provocado por la actividad de las plantas generadoras de energía, en lo que respecta a la dispersión de metales pesados al ambiente, ha sido estudiado en los últimos años. En el 2012 existían en México 640 plantas de generación eléctrica que van desde el tipo carboeléctrica y termoeléctrica hasta la geotermoeléctrica y nucleoeeléctrica, con una generación total de casi 229318 GWh (SENER 2012); el impacto ambiental varía ampliamente de acuerdo al combustible utilizado y el contenido de metales en el mismo para la generación de energía eléctrica.

### 2.2.1 Plantas geotérmicas

La energía geotérmica es aquella energía térmica que se genera en la tierra, donde el 99 % del volumen del planeta se encuentra a temperaturas mayores a 1000 °C, es considerada una de las fuentes de energías más confiables en términos de disponibilidad donde las condiciones geológicas lo permiten (Figura 2.3). Los yacimientos geotérmicos pueden ser accesibles a poca profundidad de la superficie, en general a menos de 2000 m (Bayer et al. 2013).

La capacidad total mundial instalada en la utilización de esta energía a finales del 2009 fue de 50583 MW creciendo a un ritmo total anual de 12.3 % (Bertani y Lund 2013). Esta energía puede emplearse en calefacción urbana, propósitos industriales y en la producción de energía eléctrica (Sabadell y Axtmann 1975). Para 2008, a nivel mundial la capacidad mundial instalada en generación eléctrica

geotérmica fue de 10700 MW, donde México ocupa el cuarto lugar con una capacidad instalada de 965 MW (SENER 2012).

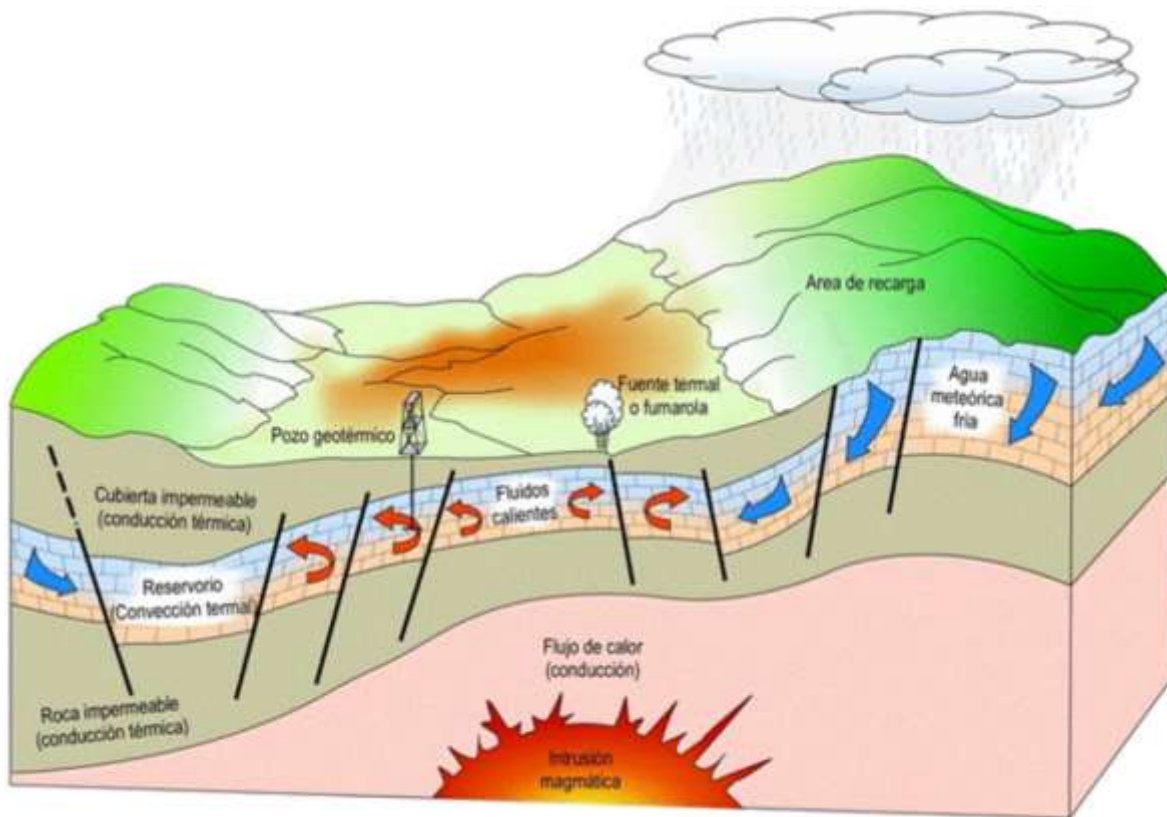


Figura 2.3. Esquema de un campo geotérmico (Llopis y Rodrigo 2008).

Esta energía es considerada una fuente renovable y poco contaminante, la cual consiste en obtener del subsuelo vapor a alta presión que permite impulsar turbinas para la generación de electricidad (US Department of Energy 2010; Sabadell y Axtmann 1975). Además de que no emplea combustibles fósiles, la generación de residuos es mínima, en 2003 se estimó que la producción de energía eléctrica geotérmica producida en el mundo en un año fue equivalente a

un ahorro de 12.5 millones de toneladas de aceite combustible (Kristmannadóttir y Ármannsson 2003).

A pesar de esto, dependiendo de los componentes mineralógicos del subsuelo, el vapor a alta presión y temperatura arrastra compuestos y metales a la superficie entre ellos el mercurio (García y Dorronsoro 2005; Moosavi y Zarasvandi 2009; Klusman y Landress 1978).

En los últimos años, las plantas geotérmicas han recibido mayor atención en lo que respecta a la movilización de Hg al medio ambiente, ya que este metal es un elemento traza que puede estar presente en un fluido geotérmico. Debido a su alta volatilidad se descarga a la atmósfera junto a los gases no condensables, siendo emitido en su forma elemental ( $\text{Hg}^0$ ) debido al comportamiento reductor de los fluidos geotérmicos (Vitolo y Seggiani 2002). El Hg proveniente del transporte de estos vapores y de acuíferos superficiales promueve la deposición de este metal en el suelo a los alrededores de estas fuentes (Varekamp y Buseck 1984). Por ejemplo la actividad en el campo geotérmico Darajat en Indonesia ocasiona que el suelo a los alrededores contenga concentraciones de 125  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de Hg (Herdianita y Priadi 2008).

Baldi (1988) cuantificó la concentración de mercurio en suelo y líquenes alrededor de una planta geotérmica en Randicondoli, Italia. Se encontraron concentraciones de Hg en suelo hasta de 0.3 mg/kg en la zona adyacente a una planta, concluyendo que la concentración de mercurio tiende a reducirse a una distancia

de 0.6 km. Ferrara et al. (1994) determinaron que la planta geotérmica Bellavista, localizada en el Monte Amiata en Italia, emite un flujo de Hg de entre 18 a 24 g/h.

También reportaron que el área afectada por la contaminación de este metal abarcaba entre los 500 y 600 m alrededor de la planta, y que sin embargo, el transporte de Hg podía extenderse más aún debido a la acción de los vientos predominantes en la zona.

Birkle y Merkel (2002) analizaron la concentración de metales en sedimentos en lagunas de evaporación del campo geotérmico de Los Azufres, localizado en la parte oeste del centro de México, encontrando niveles de As, Mo, Hg y Tl que rebasan los estándares internacionales para suelos contaminados. El mismo comportamiento se observó en otros complejos geotérmicos con otros metales pesados como cadmio, plomo, arsénico y níquel (Lippmann et al. 1999; Ilgen et al. 2011; Agrawal et al. 2010; Birkle et al. 2010), y en sistemas geotérmicos y volcánicos.

En cuanto a plantas geotérmicas se ha planteado que las salmueras producto de la condensación de vapores contienen concentraciones sustanciales de As, Sb, Hg, Tl, Ag y Au debido posiblemente a que la sílica actúa como un intercambiador de iones. Cobre, plomo y cinc están presentes en concentraciones mucho menores en la salmuera y precipitados, una posible explicación es que estos metales podrían haber precipitado debajo de las profundidades exploradas (de 50 a 1200 m) por un mecanismo diferente a aquel ocurrido en la superficie (Sabadell y Axtmann 1975). En la Tabla 2.3 se muestran las concentraciones de la salmuera

en los campos geotérmicos de Imperial Valley y Cerro Prieto comparado con agua de mar.

Tabla 2.3. Concentración en salmueras de Cerro Prieto y Valle Imperial (Sabadell y Axtmann 1975).

Constituyente	Concentración ppm		
	Agua de mar	California Valle Imperial IID2	México Cerro Prieto
Potasio	390	16500	1040
Litio	-----	210	13.6
Bario	-----	250	57
Calcio	419	28800	320.4
Estroncio	-----	440	27.4
Magnesio	1300	10	-----
Boro	-----	390	12.4
Sílice	-----	400	-----
Fierro	-----	2000	-----
Manganeso	-----	1370	-----
Plomo	-----	80	-----
Cinc	-----	500	-----
Cobre	-----	3	0.09
Rubidio	-----	70	-----
Sulfuro	-----	30	10
Cesio	-----	20	-----
Cloruros	19350	155000	9694
Fluoruro	-----	-----	0.88
CO <sub>2</sub>	-----	500	-----
HCO <sub>3</sub>	150	-----	-----
SO <sub>4</sub>	2690	-----	-----
Sales disueltas	35000	259000	17000

En la Tabla 2.4 se muestra las concentraciones de metales en manantiales termales y precipitados de pozos en Nueva Zelanda.

Tabla 2.4. Metales en manantiales termales y precipitados descargados de pozos termales en Nueva Zelanda.

Elemento	Concentración en mg/kg			
	Champagne Pool	RotokawaHole # 2	Ohaki Pool, Broadlands	Broadlands Hole #2
Au	80	70	85	55
Ag	175	30	500	200
As	2%	0.4%	400	250
Sb	2%	~30%	~10%	~8%
Hg	170	15	2000	~200
Tl	320	0.5%	630	~1000
Pb	15	50	25	50
Zn	50	100	70	200
W	-----	< 10	-----	-----

Daessle et al. (2009) han sugerido que una de las fuentes de arsénico, cobre, bario y plomo en sedimentos recientes en el delta del Río Colorado son las aguas residuales y salmueras del campo geotérmico de Cerro Prieto. El Bario es usado en las actividades de perforación y pudo ser transportado a los canales del río vía escurrimientos. Las salmueras y aguas salinas en Cerro Prieto tienen concentraciones relativamente bajas de arsénico y plomo comparado con la planta generadora de energía del Sea Salton (Lippmann et al. 1999). Arsénico, por ejemplo tiene una concentración en Cerro Prieto de 0.25 mg/L en salmueras, por otro lado en Salton Sea la concentración es de 5 mg/L.

El estudio de Baldi (1988) realizado alrededor de una planta geotérmica en Randicondoli, Italia encontró altas concentraciones de mercurio en líquenes de hasta 1.8 mg/kg en base seca a 0.6 km de la planta. En cuanto a las

concentraciones de mercurio en suelos, la más alta concentración de mercurio se encontró cerca del pozo T-22 (0.3 mg/kg) donde se emite continuamente vapor. La concentración de mercurio tiende a reducirse con la distancia del pozo T-22 a 0.020 mg/kg a una distancia un poco mayor a 0.6 km.

En la Tabla 2.5 se presentan las concentraciones de metales en las salmueras y sedimentos presentes en las lagunas de evaporación del campo geotérmico de Los Azufres localizado en el estado de Michoacán (Birkle y Merkel 2002). Los metales con más altas concentraciones después del Silicio en salmuera son el Arsénico (19007 mg/L), Rubidio (3568 mg/L), Cesio (3244 mg/L) y Estroncio (1327 mg/L).

Tabla 2.5. Concentraciones de metales en salmuera y sedimentos, en el campo geotérmico Los Azufres, Michoacán, México (Birkle y Merkel 2002).

Elemento	Concentración en salmuera (mg/L)	Concentración en sedimento (mg/Kg)	Elemento	Concentración en salmuera (mg/L)	Concentración en sedimento (mg/kg)
Cr	11.8	1.0	Mo	514	3.0
Mn	26.1	7.1	Ag	1.1	1.6
Co	1	0.2	Cd	1.4	0.1
Ni	14	0.8	Cs	3244	10.6
Cu	16.1	4.2	Ba	57.9	1.5
Zn	49.9	3.3	W	100.8	4.3
Ga	2.8	0.2	Hg	4.1	0.3
Ge	35	0.2	Tl	30.3	0.3
As	19007	72.8	Pb	4.6	2.7
Se	351	0.4	Fe	81.3	1583
Rb	3568	5.5	Si	17000	999000
Sr	1327	1.8	-----	-----	-----

En los campos geotérmicos de Dachny, en Kamchatka, Rusia, se realizó un estudio donde se encontró que este campo contribuye con aportación de contaminación por arsénico, que degrada la calidad del agua de los alrededores, donde los fluidos que salen del campo alcanza una concentración 9 mg/kg mientras que en los manantiales de agua termales en las cercanías del campo, el As sólo alcanza valores típicos que están por debajo de los 10  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (Ilgen et al. 2011).

Se realizó un monitoreo de agua superficial y los acuíferos dentro y fuera de la campo geotérmico Los Azufres, en Michoacán, México con capacidad instalada de 192 MW, durante 1994 y 1996, dando como resultado resultados de contaminación debido a su actividad. Construido en 1982, este campo es el segundo generador de energía de tipo geotérmica en nuestro país.

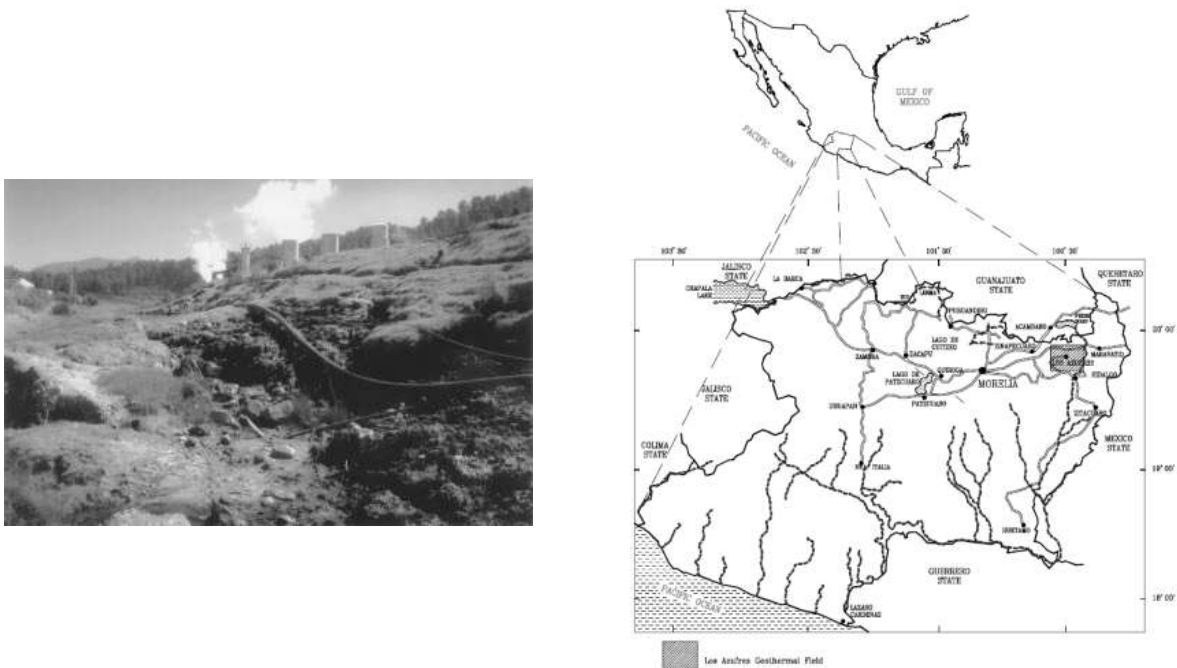


Figura 2.4. (a) Planta y (b) Ubicación campo geotérmico, Los Azufres, Michoacán, México (Birkle y Merkel 2002).

Se encontraron concentraciones de elementos que temporalmente o permanentemente se han incrementado con el tiempo, especialmente Fe, Mn, F, B, y As en aguas superficiales del campo geotérmico y alrededor del campo geotérmico en un rango de 10 km, se han observado valores máximos de 125 y 8 mg/L para B y As, respectivamente (Birkle y Merkel 1999).

Se ha determinado contaminación por arsénico alrededor del campo geotérmico Los Humeros, que se encuentra en el municipio de Chignautla en Puebla, México, en la parte este del cinturón volcánico Transmexicano, que incluye una planta geotérmica de capacidad efectiva de 40 MW. En aguas profundas procedentes de esa área muestra un amplio rango de concentraciones de arsénico 0.5 (pozo H-15) a 73.6 mg/L (pozo H-9). La planta geotérmica y campo geotérmico en el campo de las Tres Vírgenes en el municipio de Mulegé, Baja California Sur, México, de capacidad instalada de 10 MW se han encontrado concentraciones máximas de arsénico de 6.7 mg/L en las aguas que se generan del proceso (Birkle et al. 2010).

Weissberg y Rhode (1978) y Robertson et al. (1977) estimaron que el mercurio emitido a la atmósfera por las plantas eléctricas geotérmicas es de entre 1 a 2 gramos por día por cada MW producido de energía eléctrica.

#### 2.2.2. Plantas termoeléctricas

Si bien el crecimiento de la economía mundial se encuentra directamente relacionado con el consumo de energía eléctrica, también así lo hace la

contaminación que este consumo genera debido a la quema de diversos tipos de combustibles para lograrlo.

La demanda en el mundo por este recurso aumentó un 76% entre 1993 a 2011. Para el año de 2011, el 82% del suministro global de energía eléctrica se generaba con combustibles fósiles y se proyecta que para el 2020 la generación de energía eléctrica que emplea estos combustibles se reduzca sólo a 76% (Bertani y Lund 2013).

La capacidad efectiva de generación eléctrica instalada en México fue de alrededor de 54375 MW en 2014, de la cual el 72% se generó mediante el uso de combustibles fósiles en sus plantas termoeléctricas. Se conocen como plantas termoeléctricas o convencionales, a aquellas plantas que generan energía eléctrica mediante el uso de combustibles fósiles tales como carbón, derivados del petróleo, combustóleo o gas natural (CFE 2014).

Además de los contaminantes principales (material particulado, carbono, así como óxidos de nitrógeno y azufre), la combustión de carbón, combustóleo y diesel, generan compuestos orgánicos y elementos traza tóxicos, como los metales pesados (Alonso-Hernández et al. 2011; Reddy et al. 2005).

Los metales que son liberados al medio ambiente por estos procesos lo hacen a través de dos principales mecanismos: por emisiones atmosféricas debido a la volatilización y a su posterior condensación, y por la lixiviación de productos de combustión como en el caso de cenizas acumuladas una vez que se han depositado (Agrawal et al. 2010; Krishna y Govil 2007).

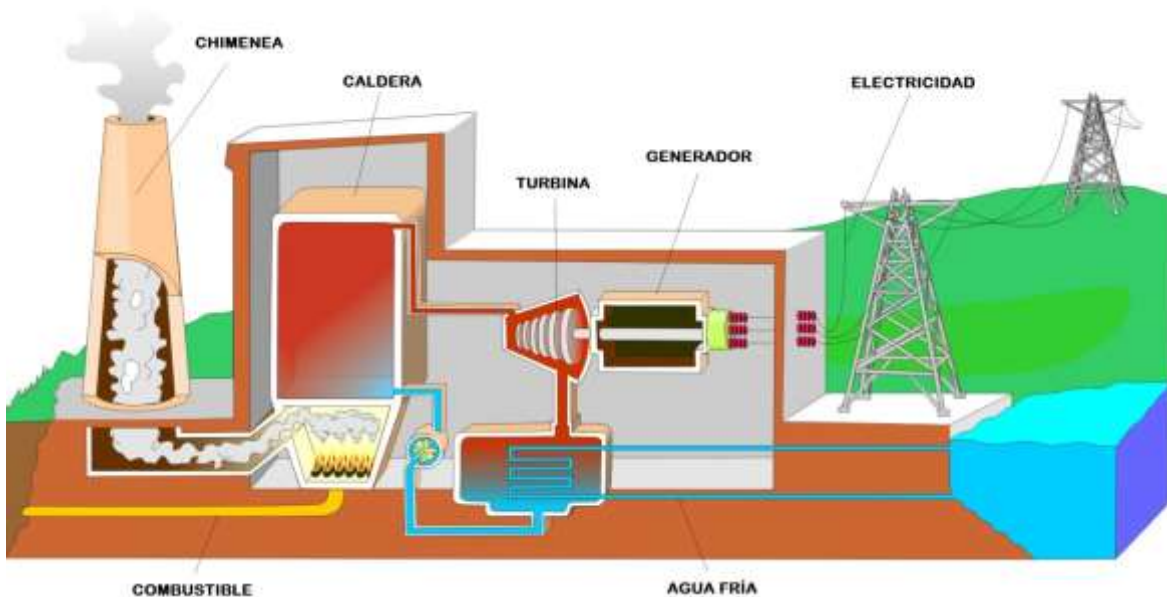


Figura 2.5. Esquema de una planta termoeléctrica (José Bermúdez, [recursostic.educacion.es](http://recursostic.educacion.es) 2016, consultado agosto 26 de 2016).

Diferentes estudios han identificado concentraciones altas de metales pesados en las cenizas generadas (volantes y de fondo) por plantas termoeléctricas que emplean carbón y combustóleo. La Tabla 2.6 muestra las concentraciones de metales pesados en cenizas en otros estudios.

En la Tabla 2.6 se aprecia que las concentraciones más altas de metales pesados en las cenizas corresponden al V y Ni, seguidos por Cu, Cr y Pb. Lo anterior nos indica que estas cenizas pueden contribuir al enriquecimiento de estos metales en los suelos donde se depositen o dispongan.

Tabla 2.6. Metales pesados en cenizas generadas en plantas termoeléctricas.

Zona geográfica	Combustible usado	Concentraciones promedio (mg/kg)							Referencia
		Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	V	
Cienfuegos Bay, Cuba	Combustóleo	NA	228	287	0.2	56.8	1861	14840	Alonso-Hernández et al. 2011
Italia	Combustóleo	NA	NA	NA	NA	NA	13000	26000	Vitolo et al. 2000
Amán, Jordania	Combustóleo	---	---	---	---	NA	7900	61000	Al-Ghouti et al. 2011
Japón	Combustóleo	---	---	---	---	---	13800	6700	Akita et al. 1995
Al-Aqaba, Jordania	Combustóleo	---	146	92.5		78	7100	31000	Al-Degs et al. 2014
Tallinn, Estonia	Esquisto bituminoso	0.9	51	20.2		193.8	---	---	Blinova et al. 2012
India	Combustóleo	1.6	13.4	328.4	0.2	29.4	16	---	Reddy et al. 2005
Dhahran, Arabia Saudita	Combustóleo	1.7	36.8	10.4		17.1	23.8	9072	Al-Malack et al. 2013
Jeddah, Arabia Saudita	Combustóleo	3.3	4.1	17.4	0.3	11.0	1762.2	2957.7	Mofarrah y Husain 2013
Santaldih, India	Carbón	4.2	198	86.1	0.4	33.1	56.4	169	George et al. 2015
Candiota área, Brasil	Carbón	1.2*	51*	33*	---	---	29*	78*	Pires y Querol 2004
Ryazan, Rusia	Carbón, gas natural y combustóleo	6	---	400	---	188	---	---	Mazhaiskii et al. 2000

\* Cenizas volantes

Otro estudio realizado en la región de Singrauli en la India, donde se encuentran cuatro grandes plantas carboeléctricas, demuestran que el suelo a los alrededores se encuentra contaminado en varios grados por los subproductos de la quema del carbón. En general se encontraron dentro del rango de 2 a 4 km de las plantas contaminación por metales pesados, como cadmio, plomo, arsénico y níquel en el orden de 0.69, 13.69, 17.76, y 3.51 mg/kg, respectivamente (Agrawal et al. 2010).

Existen estudios que arrojan resultados alrededor de la planta generadora de electricidad que emplea combustóleo como combustible, en los cuales las cenizas arrojadas contienen cerca de 1000 veces más material radionucleico que el que se despediría usando aceite crudo como combustible. Las cenizas estudiadas poseían valores mayores a 370 Bequerel/kg, estimándose una dosis anual efectiva externa a la planta de 13 miliSievert/año, lo cual representa 30 veces más alta que la radiación natural de fondo en otras áreas de la zona mSv/año (El-Gamal et al. 2013).

Una de las más grandes plantas termoeléctricas en la parte europea de Rusia se encuentra a 60 km de la región central de Novomichurinsk (Tabla 2.7), emite entre el 50-60 % de las emisiones atmosféricas totales de la industria en la región. La planta utiliza carbón mineral en un 25–30%, gas en un 60–70%, y aceite en un 5–10%. Con la combustión del carbón se liberan cenizas, dióxido de sulfuro y otros componentes nitrogenados; del aceite se liberan óxidos de azufre y cenizas, tanto como pentóxido de vanadio ( $V_2O_5$ ) y el gas produce óxidos de nitrógeno. Se contribuye con metales pesados a la atmósfera con las cenizas del aceite y carbón. Estos aerosoles se sedimentan rápidamente y se depositan localmente en

los alrededores. En ese estudio los mayores valores se obtuvieron a una distancia entre los 5 y 8 km del punto de descarga, como puede verse en la Tabla 2.7 (Mazhaiskii et al. 2000).

Tabla 2.7. Resumen de concentración de metales pesados cenizas y en el suelo de los alrededores de la planta termoeléctrica de la región central de Novomichurinsk (Mazhaiskii et al. 2000).

Metal	Metales pesados (mg/kg)	
	En cenizas	En suelo
Cu	400	20
Zn	791	50
Pb	188	10
Cd	6	0.13

Diferentes estudios han relacionado las actividades de las centrales termoeléctricas con el incremento de metales pesados en suelos aledaños a éstas. Stafilov (2014) determinó que la actividad de una planta termoeléctrica de carbón en Macedonia ha contribuido en el aumento de concentración de metales en suelo, con valores máximos para Pb de 130 mg/kg y Zn de 220 mg/kg. Mazhaiskii et al. (2000) encontraron concentraciones de Cu > 20 mg/kg, Zn > 50 mg/kg, Pb > 16.4 mg/kg y Cd > 0.45 mg/kg en los alrededores de una planta termoeléctrica que emplea como combustibles; carbón, gas natural y combustóleo en la zona de Ryazan en Rusia. De la misma manera Al-Degs et al. (2014) realizaron estudios en las cenizas generadas en varias plantas termoeléctricas en Jordania que emplean combustóleo. Ellos determinaron que los principales

metales contaminantes presentes en las cenizas fueron el vanadio y el níquel. El factor de enriquecimiento del vanadio se determinó de 277 en las cenizas generadas. Ganor et al. (1988) encontraron concentraciones en suelo de 30 mg/kg de vanadio y 22 mg/kg de níquel en sitios adyacentes de una planta termoeléctrica de combustóleo en Tel Aviv, Israel.

El combustóleo se consigue principalmente a partir de los residuos de la destilación o el “cracking” en las refinerías de petróleo. Al quemarse produce alrededor de 3 kg de cenizas por cada kilo-litro de aceite, las cuales están formadas por compuestos inorgánicos como  $\text{SiO}_2$  y metales pesados como el arsénico, cadmio, mercurio, cobre, vanadio y níquel (Mofarrah y Husain 2013). En especial el combustóleo empleado en las plantas termoeléctricas mexicanas contiene de 200 a 350 mg/L de vanadio (Sandoval 1998), debido a que el petróleo mexicano empleado presenta un alto contenido de este metal (CONCAWE 1998). Otras fuentes antropogénicas de vanadio son la aplicación de pesticidas e industrias mineras.

### 3. DESCRIPCIÓN DE LAS ÁREAS DE ESTUDIO

#### 3.1. Zona Geotérmica del complejo geotérmico Cerro Prieto

El complejo geotérmico de Cerro Prieto está ubicado a 30 km al sureste de la ciudad de Mexicali, Baja California (Figura 3.1). El área de estudio está delimitado por las latitudes  $32^{\circ}20'$ - $32^{\circ}29'$  norte y las longitudes  $115^{\circ}07'$ - $115^{\circ}19'$  oeste. El campo se encuentra dividido en cuatro zonas : Cerro Prieto I (P1) localizado en el oeste, Cerro Prieto II (P2) hacia el sureste, Cerro Prieto III (P3) hacia el norte y Cerro Prieto IV (P4) al este de P3 (Figuras 3.2, 3.3 y 3.4).

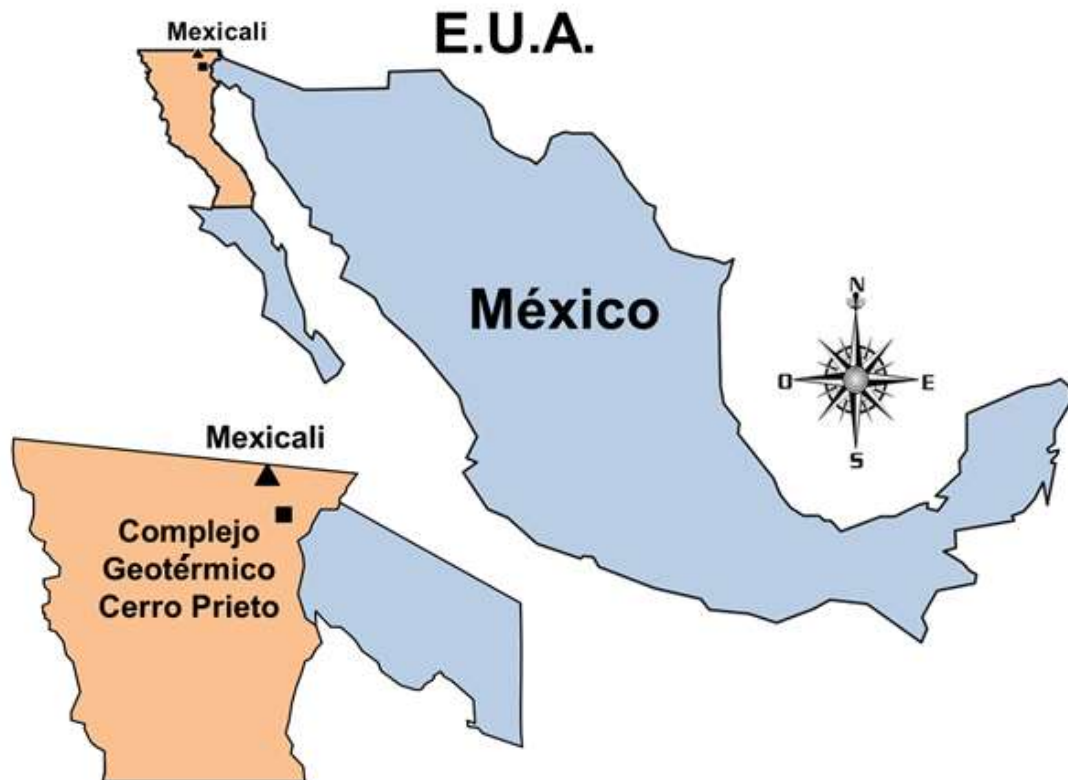


Figura 3.1. Mapa de ubicación geográfica de la planta geotérmica Cerro Prieto de la Comisión Federal de Electricidad (CFE).



Figura 3.2. (a) Parte este, vista hacia el oeste del complejo, (b) Parte sur del complejo vista hacia el norte.



Figura 3.3. (a) Parte sureste del complejo vista al noroeste, (b) Parte suroeste del complejo vista hacia el noroeste.



Figura 3.4. (a) Parte norte del complejo vista hacia el sur, (b) Vista hacia el noroeste de Cerro Prieto.

En conjunto las plantas generadoras cuentan con una capacidad instalada de 720 MW (Tabla 3.1) y existen dentro de un área de alrededor de 15 km<sup>2</sup>, conteniendo más de 300 pozos profundos (1250 -3550 m) que han sido perforados en ésta (Arellano et al. 2011). La zona tiene un promedio de 20 m sobre el nivel del mar sin incluir el volcán Cerro Prieto (Hiriart y Gutiérrez-Negrin 2003; Peralta et al. 2013).

Tabla 3.1. Características de las plantas del complejo geotérmico Cerro Prieto (SENER 2012).

Nombre Central	Cantidad de Unidades	Fecha entrada de Operación	Capacidad Efectiva Instalada (MW)
Cerro Prieto I (P1)	5	12-Oct-1973	180
Cerro Prieto II (P2)	2	01-Feb-1984	220
Cerro Prieto III (P3)	2	24-Jul-1985	220
Cerro Prieto IV (P4)	4	26-Jul-2000	100

El área de Cerro Prieto comenzó a ser explorado debido a su gran potencial energético en 1958; sin embargo, no fue hasta 1973 que comenzó a funcionar la primer unidad de generación geotérmica con una capacidad de 37.5 MW (Gutiérrez-Negrín y Quijano 2005). En la actualidad el complejo geotérmico de Cerro Prieto es una de las más grandes instalaciones geotérmicas de generación eléctrica en el mundo, proveyendo más de la mitad de la electricidad que se genera en el estado de Baja California (Bertani 2012; Peralta et al. 2013). Este complejo es operado por la Comisión Federal de Electricidad (CFE) que es la encargada de prestar el servicio de electricidad a nivel nacional.

### 3.1.1. Descripción del sitio de muestreo

El área de estudio se ubica en el valle de Mexicali, sobre el sistema tectónico de San Andrés, de la cual se deriva las fallas Imperial y Cerro Prieto (Figura 3.5). Esta área está compuesta de basamento ígneo metamórfico (granito, gneiss y esquisto) (Prontuario Mexicali 2009). Está catalogada como planicie aluvial en su mayoría, con excepción del volcán extinto de Cerro Prieto que posee una altura promedio de 260 m con respecto al nivel del mar. Su clima es muy seco y muy cálido (Hiriart y Gutiérrez-Negrín 2003).

La zona está rodeada por comunidades ejidales (Figura 3.6) y la mayor parte del terreno es de uso agrícola, con la excepción de una vasta zona desértica ubicada al suroeste del complejo. Al este se localiza el Ejido Nuevo León y el Ejido Saltillo, al noreste el ejido Hidalgo, al noroeste el ejido Michoacán de Ocampo y al sureste el Ejido Delta (Sarychikhina et al. 2011). En el ejido Nuevo León y junto al complejo está ubicado el Instituto de Ciencias Agrícolas (ICA) perteneciente a la Universidad Autónoma de Baja California. No hay cuerpos de agua de significancia con la excepción de una extensa laguna de evaporación que se encuentra dentro de la zona perteneciente a la central geotérmica.

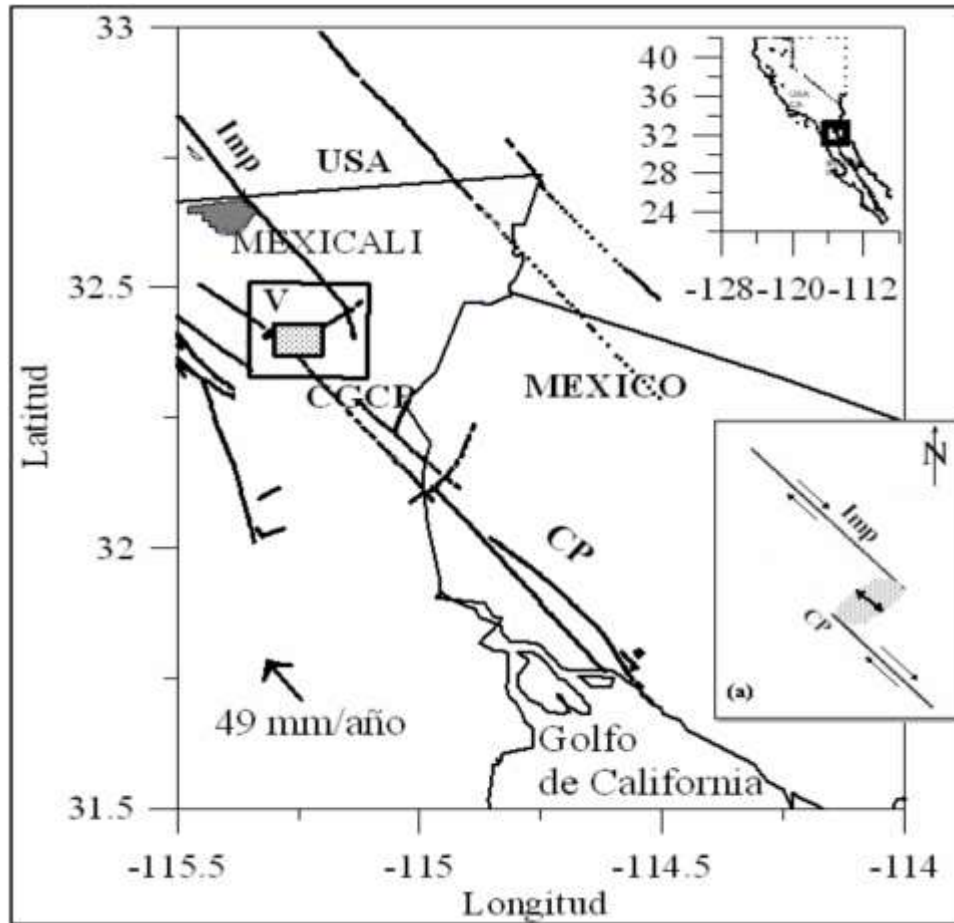


Figura 3.5. Campo Geotérmico Cerro Prieto (recuadro pequeño). Imp (Falla Imperial), CP (Falla Cerro Prieto) y V (volcán Cerro Prieto) (Sarychikhina et al. 2007).

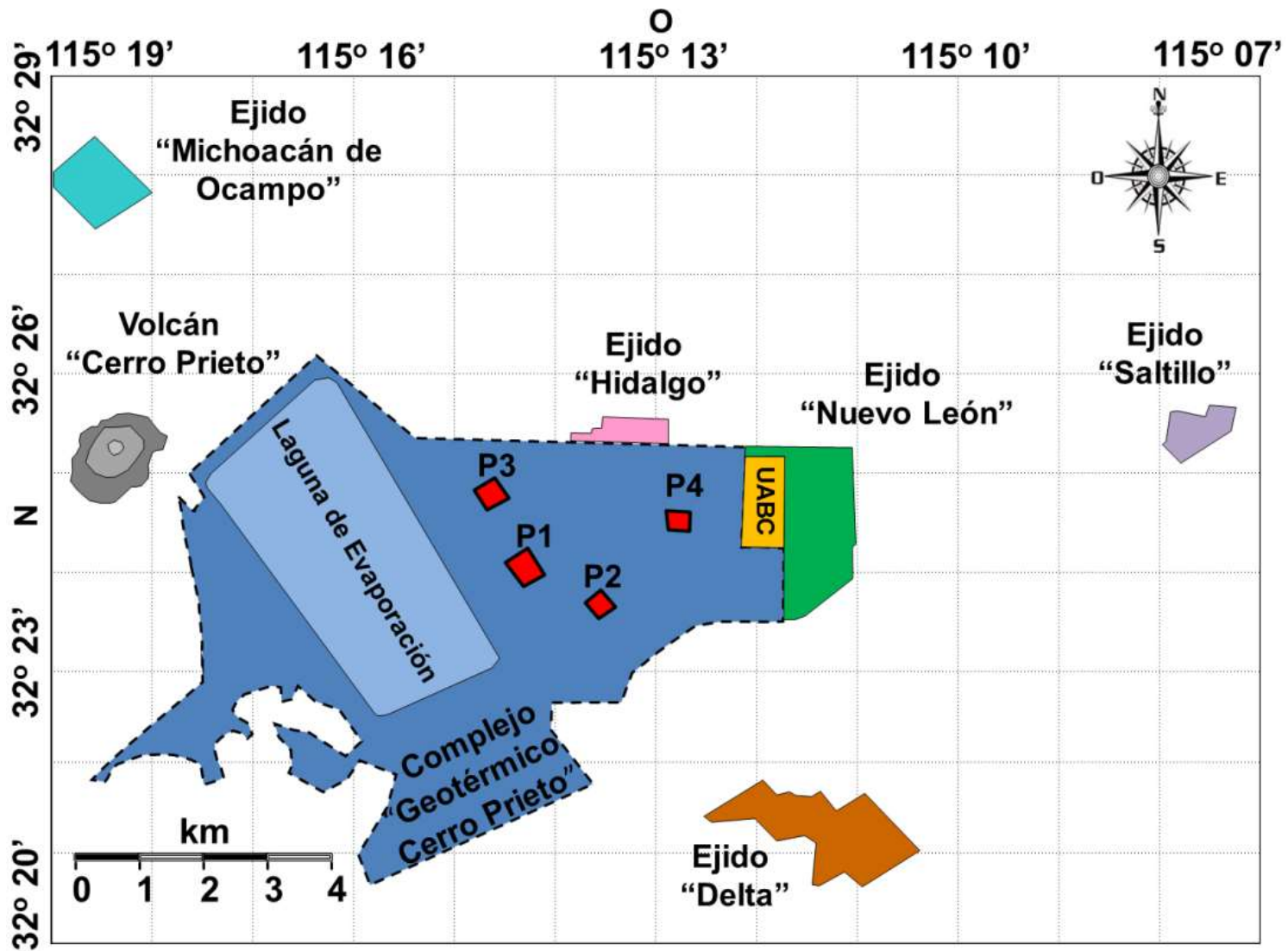


Figura 3.6. El área de estudio, incluyendo planta geotérmica "Cerro Prieto" y las zonas ejidales.

Los vientos predominantes en la zona de estudio (Figura 3.7) provienen del sureste con una frecuencia promedio de 14 %; mientras que la ocurrencia de los vientos que provienen del noroeste es de aproximadamente 12 %. Los vientos del noroeste predominan entre los meses de diciembre a mayo con una velocidad promedio de 2.23 m/s, además que los vientos provenientes del sureste predominan entre los meses de Junio a Noviembre con una velocidad promedio de 2.29 m/s (CFE 2007). La Tabla 3.2 presenta la descripción de los sitios de muestreo y su localización geográfica, así como la distancia de estos sitios con respecto al perímetro del complejo.

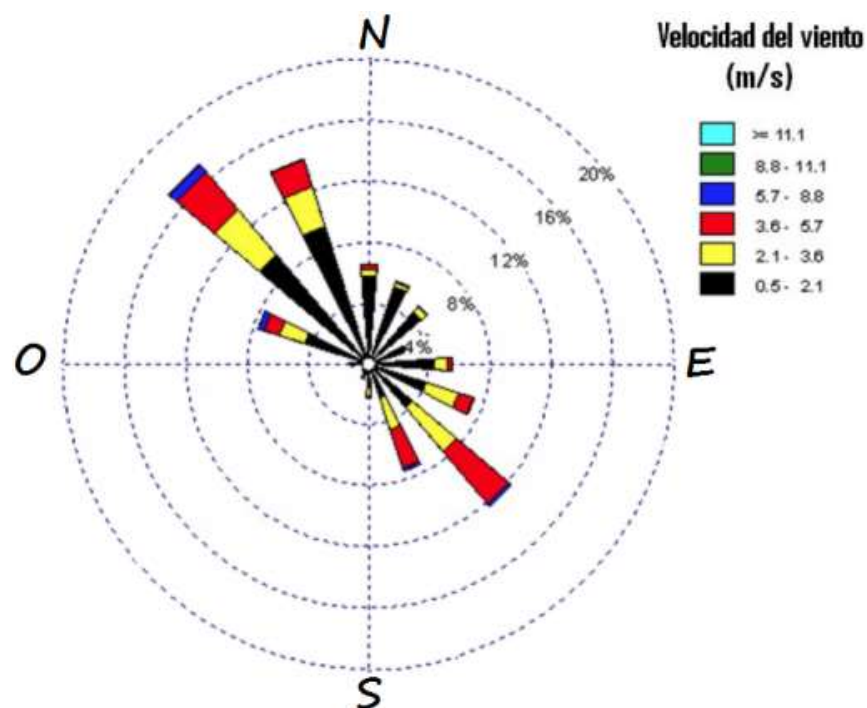


Figura 3.7. Rosa de los vientos, anual en estación Cerro Prieto.

Tabla 3.2. Descripción de muestras superficiales, con ubicación.

# de Muestra	Coordenadas GMS		Descripción del sitio	Distancia desde el perímetro del complejo (m)*
	Norte	Oeste		
1	32° 28' 20.46"	115° 18' 36.36"	Ejido Michoacán (entrada norte)	7660
2	32° 27' 51.72"	115° 18' 24.90"	Ejido Michoacán (lote baldío)	6800
3	32° 27' 45.42"	115° 18' 00.84"	Ejido Michoacán (campo futbol)	6240
4	32° 27' 38.76"	115° 18' 17.46"	Ejido Michoacán (lote baldío salida sur)	6400
5	32° 27' 44.09"	115° 18' 08.97"	Salida ejido Michoacán	6340
6	32° 27' 33.80"	115° 17' 53.21"	Junta de mejoras, salida ejido Michoacán	6000
7	32° 27' 18.62"	115° 17' 38.79"	Salida del ejido Michoacán rumbo a planta	5240
8	32° 26' 48.52"	115° 16' 56.60"	Salida del ejido Michoacán rumbo a planta	3960
9	32° 26' 38.06"	115° 16' 46.01"	Salida del ejido Michoacán rumbo a planta	3550
10	32° 25' 44.30"	115° 16' 42.18"	Esquina noroeste del complejo	2235
11	32° 25' 55.08"	115° 16' 52.34"	Esquina noroeste del complejo	2630
12	32° 26' 16.26"	115° 16' 27.96"	Puente Reforma	2730
13	32° 25' 11.16"	115° 15' 16.99"	Lado de canal de riego del ejido Pátzcuaro	0
14	32° 25' 20.94"	115° 15' 15.60"	Al norte del punto 13	325
15	32° 25' 19.50"	115° 14' 38.22"	Al norte del límite de complejo	320
16	32° 24' 19.38"	115° 10' 51.66"	Al sur del punto 4	660
17	32° 24' 30.96"	115° 10' 02.42"	Predio sin cultivar	550
18	32° 25' 31.08"	115° 13' 23.82"	Ejido Hidalgo	680
19	32° 25' 16.56"	115° 13' 24.42"	Ejido Hidalgo	240
20	32° 25' 08.72"	115° 13' 29.83"	Ejido Hidalgo a la salida, costado CFE	230
21	32° 25' 20.64"	115° 12' 05.88"	Esquina sureste del complejo	400
22	32° 25' 30.42"	115° 12' 05.22"	Al norte de la esquina sureste del complejo	683
23	32° 25' 19.50"	115° 14' 38.22"	Esquina noroeste del complejo	0
24	32° 25' 04.12"	115° 11' 50.03"	Esquina ejido Nuevo León en parquecito	440
25	32° 24' 36.42"	115° 11' 54.96"	Zona norte dentro del terreno de UABC	320
26	32° 24' 20.98"	115° 12' 07.01"	Límite norte del complejo, orilla UABC	0
27	32° 24' 06.18"	115° 11' 24.90"	Centro del ejido Nuevo León	1120

(\*) La distancia se tomó de forma perpendicular con respecto al límite más próximo del complejo y del punto de toma de muestra.

Continuación Tabla 3.2.

# de Muestra	Coordenadas GMS		Descripción del sitio	Distancia desde el perímetro del complejo (m) *
	Norte	Oeste		
28	32° 24' 20.40"	115° 12' 06.42"	UABC a un lado de cerca perimetral norte	0
29	32° 24' 50.79"	115° 11' 22.80"	Ejido Nuevo León, cerca SAGARPA	990
30	32° 24' 40.60"	115° 11' 41.88"	Ejido Nuevo León por calle López Mateo	670
31	32° 23' 51.24"	115° 11' 42.42"	Cerca UABC, frente a campo de beisbol	670
32	32° 24' 33.96"	115° 11' 31.56"	UABC a un lado de cerca perimetral norte	930
33	32° 24' 41.52"	115° 10' 21.42"	Predio sin cultivar	2760
34	32° 24' 32.04"	115° 10' 40.02"	Predio adyacente a un campo de cultivo	2280
35	32° 24' 34.44"	115° 11' 07.08"	Lote baldío	1580
36	32° 24' 19.38"	115° 10' 51.66"	500 m al sur del punto 4	1970
37	32° 24' 30.96"	115° 10' 02.42"	Predio sin cultivar	3270
38	32° 25' 17.34"	115° 07' 51.24"	Entrada del ejido Saltillo, frente escuela	6600
39	32° 23' 21.83"	115° 11' 43.30"	Esquina canal ejido Nuevo León	0
40	32° 23' 08.58"	115° 12' 06.84"	A un costado de zona de cultivo	380
41	32° 23' 07.26"	115° 12' 30.72"	A un costado de zona de cultivo	300
42	32° 23' 14.63"	115° 12' 41.11"	Costado del puente de canal y curva	0
43	32° 23' 02.16"	115° 13' 20.94"	Entre planta CFE y canal de riego	0
44	32° 22' 38.73"	115° 13' 19.60"	Límite planta, zona de cultivo	0
45	32° 22' 43.23"	115° 13' 14.69"	Cerca zona de cultivo	15
46	32° 22' 57.9"	115° 12' 45.03"	Cerca zona de cultivo	270
47	32° 22' 30.03"	115° 12' 46.62"	Cerca zona de cultivo	910
48	32° 22' 37.98"	115° 12' 01.44"	Cerca zona de cultivo	1330
49	32° 23' 08.36"	115° 11' 39.72"	Cerca zona de cultivo	415
50	32° 23' 01.98"	115° 11' 03.48"	Cerca zona de cultivo y canal de riego	1150
51	32° 22' 06.84"	115° 13' 38.72"	Orilla planta	1110
52	32° 21' 43.64"	115° 13' 47.10"	Orilla Planta	1840
53	32° 21' 20.72"	115° 14' 24.92"	Orilla Planta	2950
54	32° 21' 22.08"	115° 11' 41.34"	Lote baldío en ejido Delta	3430

(\*) La distancia se tomó de forma perpendicular con respecto al límite más próximo del complejo y del punto de toma de muestra.

La Figura 3.8 muestra la ubicación de los 54 puntos de muestreo alrededor del perímetro del complejo geotérmico.

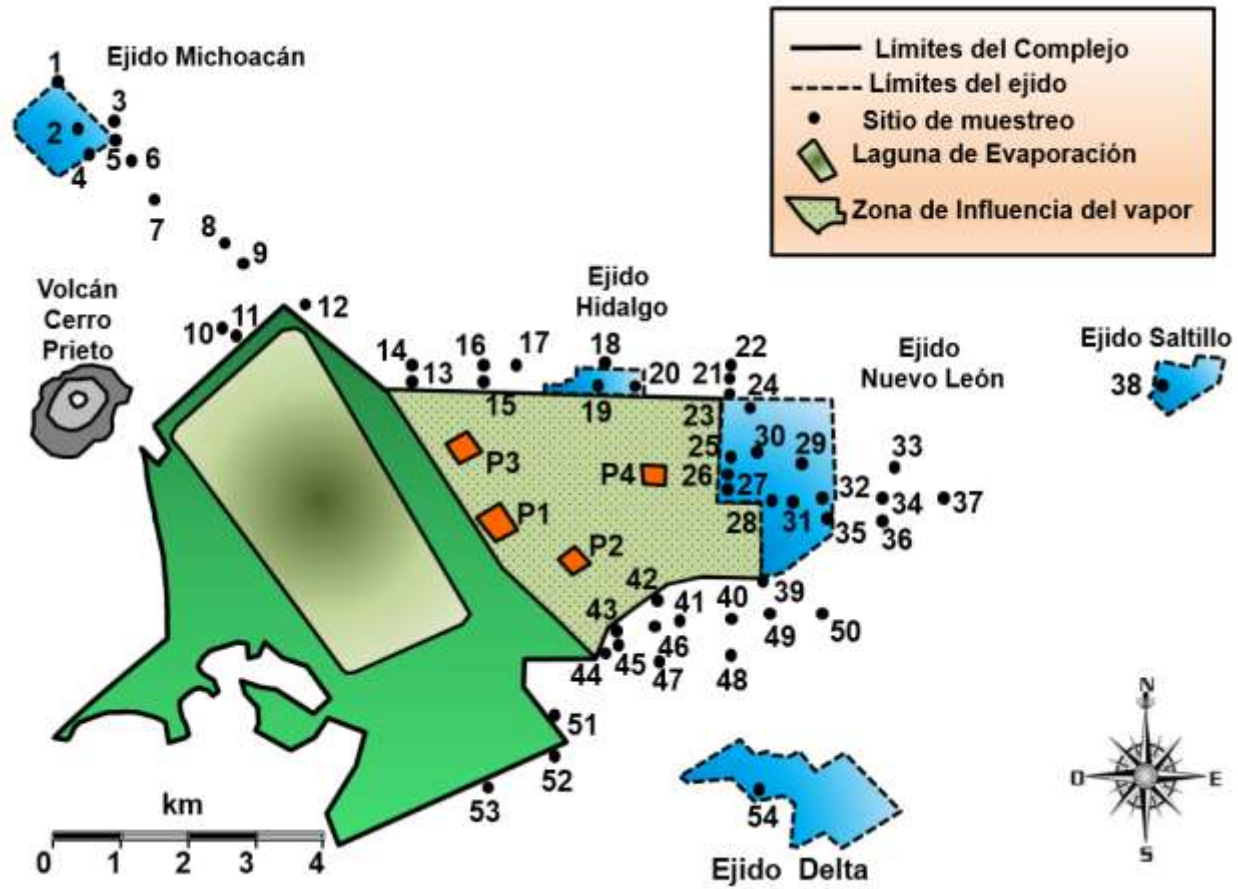


Figura 3.8. Ubicación de puntos de muestreo alrededor del complejo geotérmico Cerro Prieto.

Las Figuras 3.9, 3.10 y 3.11 muestran los diferentes sitios de muestreo alrededor del complejo geotérmico, que incluyen algunas zonas perimetrales del mismo.



Figura 3.9. (a) Sitio de la muestra # 5, Ejido Michoacán; (b) Sitio de la muestra # 13, perímetro norte complejo.



Figura 3.10. (a) Sitio de la muestra # 19, Ejido Hidalgo; (b) Sitio de la muestra # 23, Ejido Nuevo León.



Figura 3.11. (a) Sitio de la muestra # 44, perímetro sureste del complejo; (b) Sitio de la muestra # 53, vista suroeste del Complejo.

### 3.2. Central termoeléctrica Presidente Juárez

La planta termoeléctrica Presidente Juárez se encuentra localizada en el municipio de Playas de Rosarito, entre los paralelos  $32^{\circ} 05'$  y  $32^{\circ} 26'$  de latitud norte; los meridianos  $116^{\circ} 40'$  y  $117^{\circ} 05'$  de longitud oeste; con una altitud promedio de 10 m sobre el nivel del mar (Figura 3.12). El municipio colinda al norte y el oeste con el municipio de Tijuana; al este con los municipios de Tijuana y Ensenada y al sur con el municipio de Ensenada y el Océano Pacífico con una población total de 90,668 habitantes al 2010 (Figuras 3.13, 3.14 y 3.15). (Prontuario 2009; INEGI 2011).

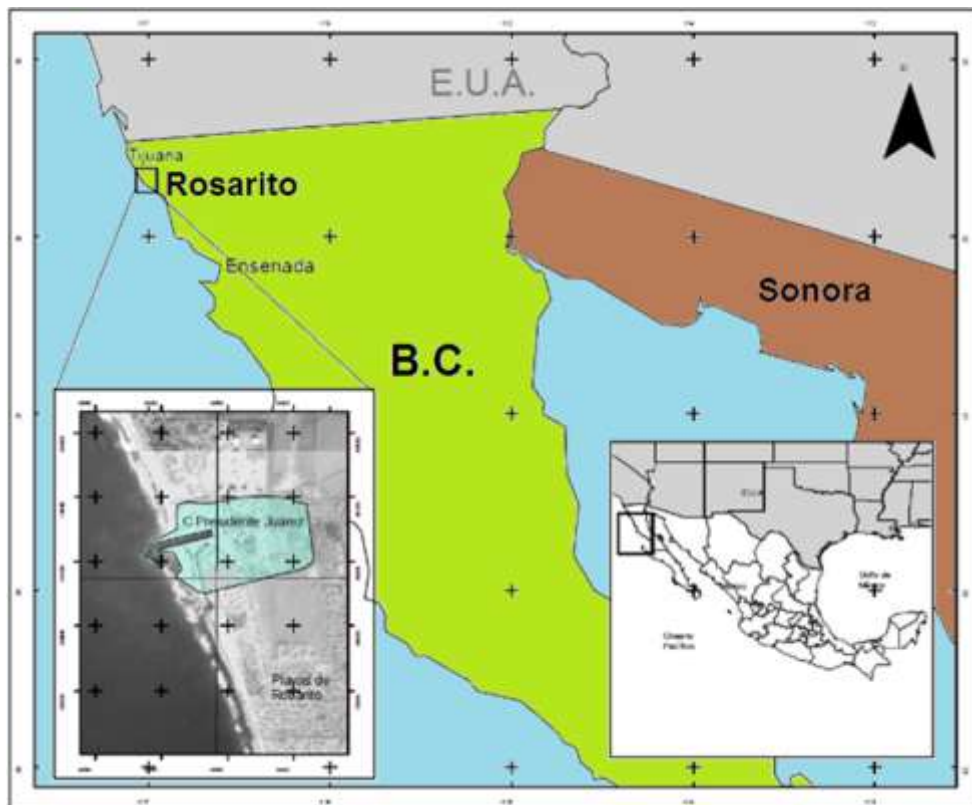


Figura 3.12. Ubicación de la planta termoeléctrica Presidente Juárez de la Comisión Federal de Electricidad (Prontuario, 2009).



Figura 3.13. (a) Parte este vista hacia el oeste de la planta, (b) Parte norte vista hacia el sur de la planta.



Figura 3.14. (a) y (b) Parte oeste vista hacia el este de la planta.



Figura 3.15. (a) Parte sur vista hacia el norte de la planta, (b) Parte suroeste vista hacia el noreste de la planta.

La planta se encuentra posicionada estratégicamente, al oeste colinda con el océano pacífico ya que recibe su combustible vía marítima y está rodeada por industrias, comercios y zonas habitacionales. Comenzó su operación en los años 1960's con 4 unidades que empleaban termoeléctricas convencionales, que usaban como combustible combustóleo, con una producción global de sólo 300 MW. (Kamal 1995). Actualmente la planta se cataloga como una planta eléctrica mixta ya que de las 10 unidades generadoras con las que cuenta, dos de ellas son de ciclo combinado (cada una con una capacidad de 160 MW) que utilizan gas natural como combustible y el resto de las unidades son térmicas convencionales que emplean gas natural, con una capacidad instalada en conjunto de 1,093 MW. En la producción de energía eléctrica de servicio público en México, la generación de electricidad empleando el ciclo combinado ha sido la de más crecimiento en los últimos años y para el 2011 representaba el 34.3% de la generación total en el país. (SENER 2012).

### 3.2.1. Descripción de los sitios de muestreo

La mayoría del territorio municipal de Playas de Rosarito está formado por suelo del tipo litoral compuesto por materiales sueltos conocidos como expansivos y no presentan un drenaje eficiente del agua, lo que representa problemas cuando llueve en la zona. Su geología se compone principalmente de roca ígnea extrusiva basáltica y andesita-toba intermedia, así como de roca sedimentaria del tipo arenisca, con suelo dominante de leptosol (63.60 %) y vertisol (27.04 %). El rango de temperaturas en el año es entre 14 y 16°C, con un rango de precipitación de 200 - 300 mm, con un clima tipificado como seco mediterráneo templado.

(Prontuario 2009). Los vientos predominantes a lo largo del año son desde el noroeste y suroeste con una velocidad promedio de 10 km/h (Gobierno de Baja California 2012).

En la Tabla 3.3 se presentan las muestras de suelo superficial que se colectaron alrededor de la planta termoeléctrica, que incluye su posición geográfica y se describen los lugares donde se tomaron y la distancia de estos sitios con respecto a la chimenea principal de la planta, así como la Figura 3.16 ubica en un mapa los sitios de dicho muestreo.

Tabla 3.3. Descripción de sitios de muestreo.

# de Muestra	Coordenadas (GMS)		Descripción del sitio	Distancia (m) *
	Norte	Oeste		
1	32° 22' 02.69"	117° 03' 46.53"	Esquina CFE, solar jardín	570
2	32° 22' 17.03"	117° 03' 46.05"	A un costado de CFE, solar bajo torre	675
3	32° 21' 44.11"	117° 03' 43.22"	Solar baldío atrás CFE esquina sureste	926
4	32° 21' 48.98"	117° 03' 50.95"	Centro del solar baldío, al sur de la planta, atrás de CFE	677
5	32° 21' 40.14"	117° 03' 39.18"	Solar esquina séptima y Gpe. Victoria	1084
6	32° 21' 52.16"	117° 03' 29.77"	Solar baldío, atrás McDonald's, esquina transpeninsular	1080
7	32° 21' 51.92"	117° 03' 08.76"	Solar baldío en calle Chiapas con esquina calle D.F.	1603
8	32° 21' 49.88"	117° 02' 48.50"	Solar baldío, en calle B.C. entre Morelos y Nayarit	1777
9	32° 21' 55.70"	117° 02' 41.96"	Solar baldío en calle Art. 2 Const. entre Querétaro y Quintana Roo	2269
10	32° 22' 12.97"	117° 02' 46.52"	Calle Ramón Ramírez entre calles Puebla y Querétaro	2141
11	32° 22' 12.97"	117° 03' 09.06"	Solar baldío en calle Culiacán Poliducto entre calles Manuel Pérez y Gmo. Troncoso	1554
12	32° 21' 35.89"	117° 03' 23.38"	Lote baldío, un lado de la carretera escénica	1481
13	32° 21' 54.75"	117° 03' 44.55"	Lote baldío en calle Piña entre durazno y limón	700
14	32° 21' 56.70"	117° 03' 30.76"	Terreno baldío	1007
15	32° 21' 54.54"	117° 03' 13.54"	Lote baldío cerca palacio municipal a un costado de notaría pública # 2	1461
16	32° 23' 01.24"	117° 03' 13.40"	Solar baldío en esquina calles Leyva Torres y Diego Esquivel	2229

\* Con respecto a la chimenea principal de la planta y el punto de muestreo.

Continuación Tabla 3.3.

# de Muestra	Coordenadas (GMS)		Descripción del sitio	Distancia (m) *
	Norte	Oeste		
17	32° 22' 54.58"	117° 03' 45.80"	Sola baldío en Col. Reforma enfrente a TENSLO	1611
18	32° 22' 45.75"	117° 03' 36.36"	Solar baldío en Col. Reforma, al norte de Plaza Pabellón Rosarito	1482
19	32° 22' 21.99"	117° 03' 56.67"	Solar baldío al norte de la planta, a un lado de tanques de PEMEX	583
20	32° 21' 14.56"	117° 03' 37.03"	A las orillas de parque de beisbol	1755
21	32° 21' 15.41"	117° 03' 32.48"	Lote baldío, frente a parque beisbol	1803
22	32° 21' 26.93"	117° 03' 41.37"	Lote baldío, a 1 cuadra de la calzada a la playa 20	1383
23	32° 21' 25.31"	117° 03' 38.61"	Lote baldío	1459
24	32° 23' 00.58"	117° 03' 22.87"	Lote baldío	2059
25	32° 21' 44.82"	117° 03' 20.00"	Lote baldío cercano a los Juzgados de Rosarito	1404
26	32° 23' 00.91"	117° 04' 12.35"	Lote baldío, calle Gral. Riva Palacio (2 cuerdas atrás pasando torres eléctricas)	1733
27	32° 22' 53.40"	117° 04' 12.42"	Solar baldío entre calles Zapata y Negrete	1470
28	32° 22' 47.88"	117° 04' 11.23"	Solar baldío, a un costado de CESPT (1 cuadra de calle Gómez Farías)	1300
29	32° 22' 34.27"	117° 03' 19.21"	Solar baldío entre calles Faustino Alvarado y González Castro (cerca de escénica este)	1544
30	32° 23' 01.85"	117° 03' 39.58"	Lote baldío cerca del COBACH, a la entrada Rosarito	1873
31	32° 22' 22.30"	117° 03' 42.47"	Solar baldío a un costado de Plaza Pabellón Rosarito	836
32	32° 21' 59.16"	117° 03' 37.66"	Solar baldío frente a oficina de la CESPT, a la entrada a Rosarito	816

\* Con respecto a la chimenea principal de la planta y el punto de muestreo.

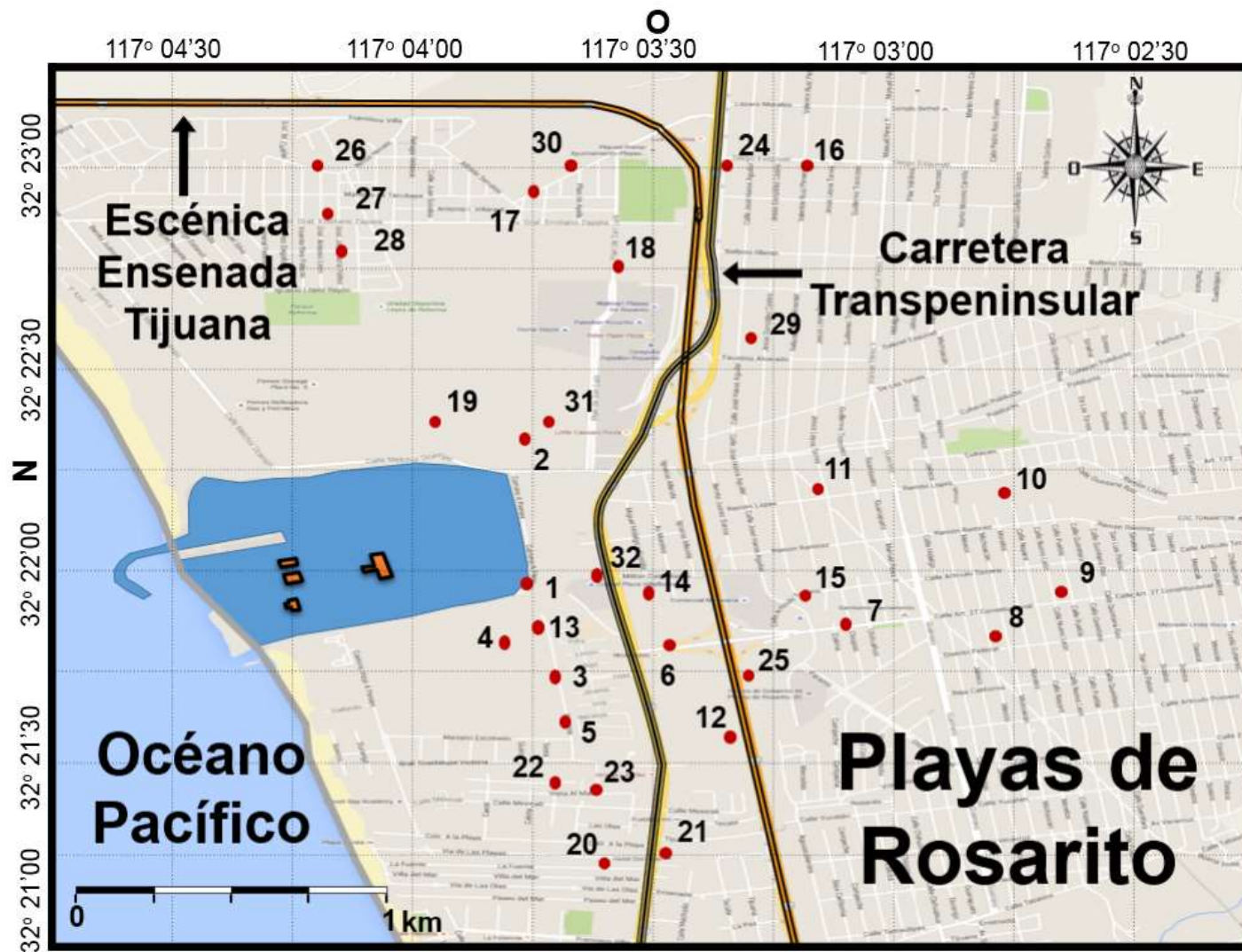


Figura 3.16. Localización de puntos de muestreo alrededor de la planta termoeléctrica Presidente Juárez.

Las Figuras 3.17, 3.18 y 3.19, se aprecian los diferentes sitios de muestreo alrededor de la planta termoeléctrica, ubicados en la mancha urbana.



Figura 3.17. (a) Sitio de la muestra #1, esquina de la planta; (b) Sitio de muestra #4, en el centro del solar baldío ubicado al sur de la planta.



Figura 3.18. (a) Sitio de la muestra #5, en solar ubicado en esquina séptima y Gpe. Victoria; (b) Sitio de la muestra #20, a un costado de parque de beisbol.



Figura 3.19. (a) Sitio de la muestra #28, a un costado de CESPT; (b) Sitio de la muestra #31, en solar baldío a un costado de Plaza Pabellón Rosarito.

## 4. METODOLOGÍA

### 4.1 Metodología de muestreo

Los sitios de muestreo se seleccionaron con base a varios criterios. El primer criterio fue la accesibilidad y la seguridad para coleccionar la muestra. El segundo, que la superficie del suelo no se observará una alteración reciente (como excavaciones, arado, remociones o adición de suelo) que podría alterar los resultados de concentración de metales pesados depositados por emisiones atmosféricas. El tercero, la mayoría de las muestras se tomaron en cuenta los vientos prevalentes de la zona de estudio. En el caso del Complejo Geotérmico de Cerro Prieto, no se tomaron muestras de la zona oeste debido a que es una zona inhabitada y desértica.

Para el caso de las muestras control se tomaron en lugares alejados de las zonas de estudios para asegurar que las emisiones de los complejos de generación de electricidad no impactaran en la concentración de metales pesados. En el caso de la geotérmica Cerro Prieto, se eligió un sitio localizado en la Colonia Progreso localizado aproximadamente 33.45 km al noroeste del complejo. En el caso de la planta termoeléctrica Presidente Juárez se seleccionó un sitio localizado aproximadamente a 6 km al sur de la zona de estudio.

En el caso de los lugares ubicados en las zonas habitadas se eligieron lotes baldíos en los cuales se podía apreciar que no habían sido alterados recientemente debido a movimientos de tierra, almacenaje o retiro de escombros, siendo esto corroborado con pláticas con vecinos.

Las muestras de suelo superficial se colectaron usando una espátula de silicón tomando de 4 a 5 porciones de cada esquina y en la parte central de un área de alrededor de 1 m<sup>2</sup> a una profundidad de entre 0 y 5 cm. Para los perfiles de profundidad se procedió a perforar el sitio elegido empleando un barrenador manual, tomando muestras de suelo cada 20 cm. perforados hasta alcanzar los 100 cm. Los suelos se colectaron en bolsas de polietileno resellables para su almacenamiento y posterior uniformizado. Todas las muestras fueron secadas a temperatura ambiente por 7 días, molidas por mortero y tamizadas a través de una malla de 2 mm, para finalmente ser mezcladas para uniformizarlas y guardadas para su posterior análisis.

#### 4.1.1 Complejo geotérmico Cerro Prieto

Para la zona de Cerro Prieto, se tomaron 54 muestras de suelo superficial y 4 perfiles de profundidad (Figuras 3.7 y 4.1). La recolección de las muestras se llevó a cabo entre los meses de abril del 2013 a febrero del 2014. Adicional a la toma de muestras superficiales, se realizaron cuatro perfiles de profundidad (D1, D2, D3 y D4) para identificar si existe una percolación de Hg a través del perfil del suelo, en los sitios aledaños a la planta. Estos perfiles se seleccionaron principalmente en términos de distancia al perímetro del complejo y accesibilidad. Los perfiles fueron realizados empleando un barrenador manual, considerando como punto de partida la superficie y tomándose muestras cada 20 cm. hasta alcanzar una profundidad de 80 - 100 cm. Cabe mencionar que el perfil D4 se llevó a acabo debido a que una muestra cercana a ese sitio registró altas contracciones de Hg. Con el fin de determinar si existía una relación entre la concentración de Hg en suelo con

respecto a la distancia de los límites del complejo, se realizaron tres transectos, los cuales son una serie de muestras tomadas en línea recta (Figura 4.1). Las distancias de los transectos no fueron homogéneas debido a razones de accesibilidad y que en algunos casos no cumplían con los criterios de selección de sitios, mencionados anteriormente.

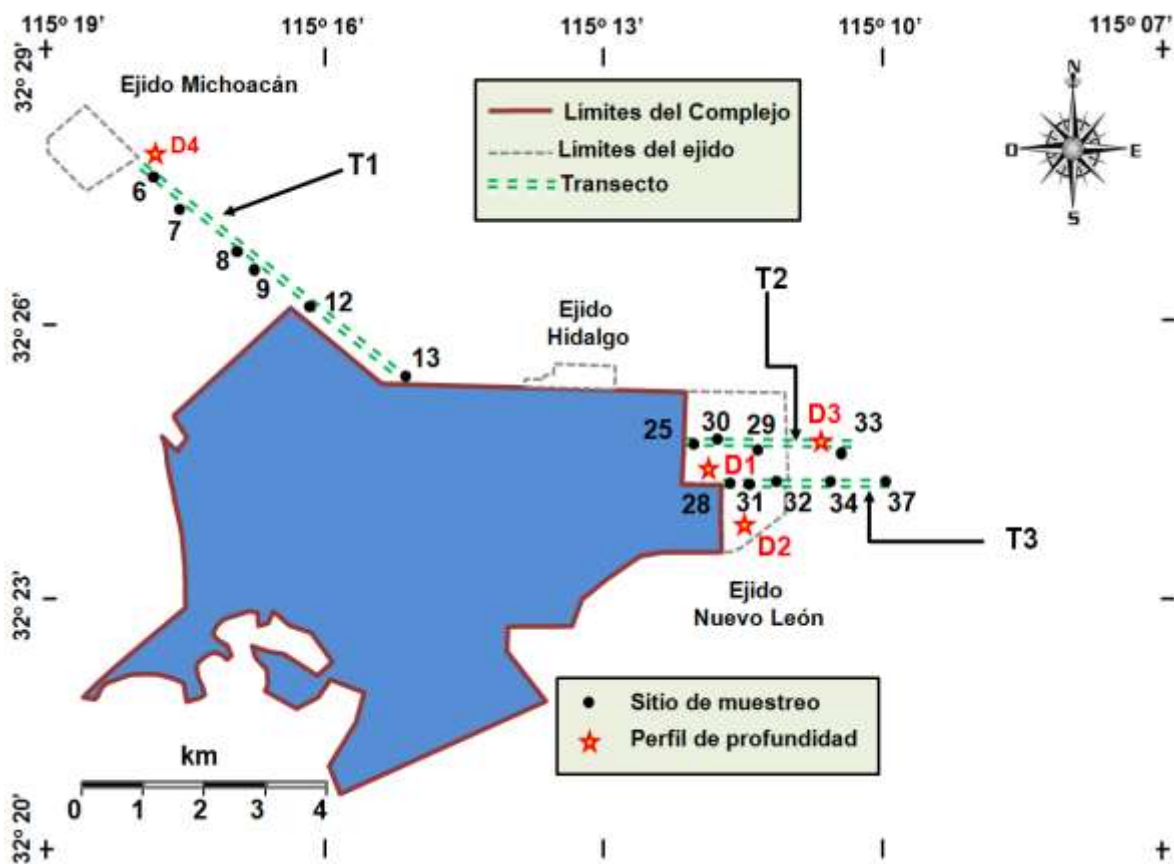


Figura 4.1. Ubicación de los sitios de perfiles de profundidad y transectos en la zona del complejo geotérmico.

#### 4.1.2 Planta termoeléctrica Presidente Juárez

Se recolectaron 32 muestras de suelo superficial mediante un muestreo sistemático en los alrededores de la planta termoeléctrica Presidente Juárez (Figura 3.7), entre los meses de abril a junio del 2014. La mayoría de las muestras se colectaron en la zona ubicada vientos abajo de la planta en relación a los vientos predominantes. Además de las muestras anteriores también se realizaron cuatro perfiles de profundidad (R1, R2, R3 y R4) para identificar si existe el fenómeno de percolación de metales pesados (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni y V) a través del suelo (Figura 4.2), en los sitios a los alrededores de los límites de la planta termoeléctrica. Estos perfiles se seleccionaron con base a la distancia del perímetro de la planta y la accesibilidad a los lotes baldíos que pudieran cubrir los requisitos de muestreo. Para llevar a cabo la toma de muestra en los perfiles de profundidad, se empleó la misma metodología utilizada en el caso del estudio de la central geotérmica Cerro Prieto. En estos perfiles se usó como muestra inicial una muestra superficial, tomando las muestras cada 20 cm. hasta alcanzar una profundidad de 100 cm.

#### 4.2 Análisis de muestras

##### 4.2.1 pH

El análisis para pH se realizó mediante el uso de un potenciómetro usando una razón 1:2 de suelo agua basándose en la NOM-021-SEMARNAT-2000. Se toman 10 gramos de muestra de suelo debidamente uniformizado y se colocan en un vaso de precipitados de 250 mL. Se adicionan 20 mL de agua destilada.

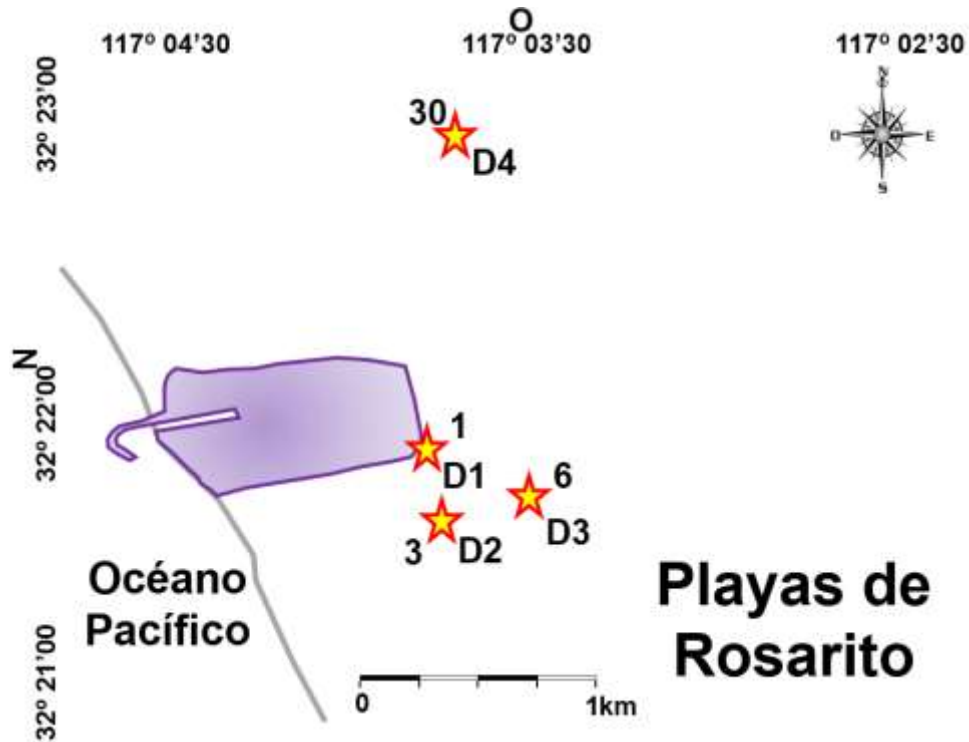


Figura 4.2. Ubicación de los sitios donde se realizaron los perfiles de profundidad en la zona de la planta termoeléctrica Presidente Juárez.

Con una varilla de vidrio se agita la mezcla cada 5 minutos hasta completar un tiempo de 30 minutos. Después se deja reposar la suspensión durante 15 minutos. Se debe calibrar el pH-metro con soluciones buffer de 4.0 y 7.0 o de 7.0 y 10.0, dependiendo del intervalo de pH de los suelos en estudio. Se enjuaga con agua destilada el electrodo del pH-metro antes de iniciar la medición del pH. Se agita la suspensión y se introduce el electrodo, se registra el pH después que la lectura se estabilice.

#### 4.2.2 Porcentaje de materia orgánica

El porcentaje de materia orgánica se midió usando el método colorimétrico (Palmer y Troeh 1989). Se pesa una muestra de suelo de 1 a 4 gramos, se usa menos peso para las muestras con alto contenido de materia orgánica, y mayor peso si la muestra posee bajo contenido de materia orgánica. Se coloca la muestra de suelo en un matraz Erlenmeyer de 250 mL, se añaden 10 mL de solución  $K_2Cr_2O_7$  1 N por medio de una bureta. Mientras se agita la suspensión con una varilla de vidrio, se agregan poco a poco 20 mL de  $H_2SO_4$  concentrado mediante el uso de una bureta. Se deja reposar un tiempo de 10 minutos y se agregan cuidadosamente 100 mL de agua destilada, empleando una probeta graduada de 100 mL. Agite la suspensión suavemente con la varilla de vidrio. Una vez uniformizada la suspensión se filtra (papel filtro Whatman # 41) y la solución filtrada se recoge en un vaso de precipitados de 250 mL. Para la lectura se utiliza un espectrofotómetro Beckman Coulter modelo DU 520 Vis/UV (Figura 4.3), se llena a 2/3 partes la ampolla de adsorción con agua destilada para calibrar el equipo dentro del rango de espectro de adsorción (espectro visible, longitud de onda 610 nm). Se llena a 2/3 partes la ampolla de adsorción con la solución de la muestra y se determina el porcentaje de transmitancia de luz.

Con el valor anterior determinado y mediante el uso de una curva estándar se determina el porcentaje de materia orgánica, no sin antes hacer un ajuste a los valores de la lectura de la curva (Figura 4.4), ya que esta está diseñada para 1 gramo de muestra de suelo. Por lo tanto ese ajuste se hace dividiendo la lectura de la curva entre el número de gramos de muestra tomada originalmente.



Figura 4.3. Espectrofotómetro Beckman Coulter modelo DU 520 Vis/UV.

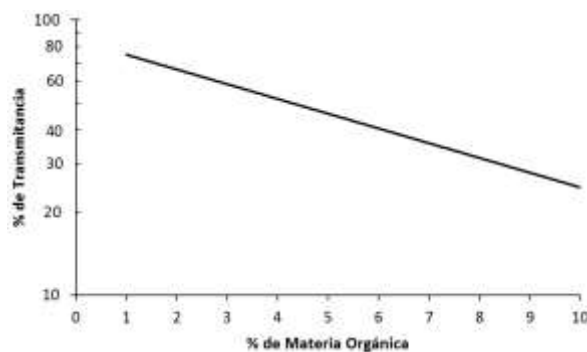


Figura 4.4. Curva estándar de materia orgánica vs transmitancia (Tomada de Palmer y Troeh 1989).

#### 4.2.3 Textura de suelo

Se determinó la textura del suelo mediante el método de la pipeta descrito en la norma mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Se colocan cerca de 10 gramos de muestra de suelo en un matraz Erlenmeyer de 400 mL, se agregan 20 mL de solución  $H_2O_2$  al 3 % y se deja reaccionar durante toda la noche. Después se agregan otros 10 mL de solución de  $H_2O_2$  y se cubre el matraz con un vidrio de reloj. Se coloca el matraz en baño maría por espacio de 15 minutos a 80 °C, después se coloca en agua hirviendo durante 5 minutos. Se utiliza un agitador de vidrio para eliminar la espuma excedente y se agregan 10 mL más de la solución

de  $H_2O_2$  y se continúa calentando por otros 5 minutos, repetir este proceso hasta que el color del suelo de la muestra se aclare y con eso se asegure que la materia orgánica ha sido destruida. Una vez enfriada la mezcla, se adicionan 100 mL de agua destilada, se agita y luego se agregan 30 mL de solución de oxalato de sodio ( $Na_2C_2O_4$ ) saturada, agite hasta que todo quede perfectamente integrado. Se vierte la suspensión en una probeta de 1 L y se llena con agua destilada hasta la marca de 1 L. Se verifica la temperatura de la suspensión y se determina la velocidad en la sedimentación usando la gráfica de sedimentación y empleando la ecuación de la Ley de Stokes ( $V = kd^2$ ). Calcular el tiempo para que la línea definida para la mezcla arena-limo alcance una profundidad de 10 cm. (40 segundos a una temperatura de 25 °C). Mezclar la suspensión tapando la boca de la probeta e invirtiéndola varias veces. Baje la probeta. Con cronómetro en mano registrar la hora de inicio (con minutos y segundos). Una vez que transcurra el primer tiempo (40 segundos) a la profundidad determinada introduzca una pipeta y tomar 25 mL de la suspensión (sin agitar). Colocar la suspensión recolectada en un vaso de vidrio previamente tarado y evapore el contenido, colocando el vaso dentro de una estufa por 24 horas a una temperatura entre 105 °C y 110 °C. Pesar y descontar el peso del vaso de vidrio, use este peso para multiplicarlo por 40 (alícuota de 25 mL de 1000 mL), restar 1 gramo por el agente dispersante añadido a la suspensión. El resultado corresponderá al peso del limo y arcilla en la muestra. La siguiente lectura corresponderá a la máxima profundidad posible (2 horas transcurridas a una profundidad de 3 cm), sumergir la pipeta a la profundidad determinada y transferir 25 mL de solución y tratar con los mismos procedimientos que la solución anterior. El peso resultante se registra como peso de la arcilla de la alícuota. Con

los dos datos anteriores calcular los porcentajes de arena, limo y arcilla en la muestra y mediante el uso del triángulo de texturas (Figura 4.5), determinar la textura del suelo.

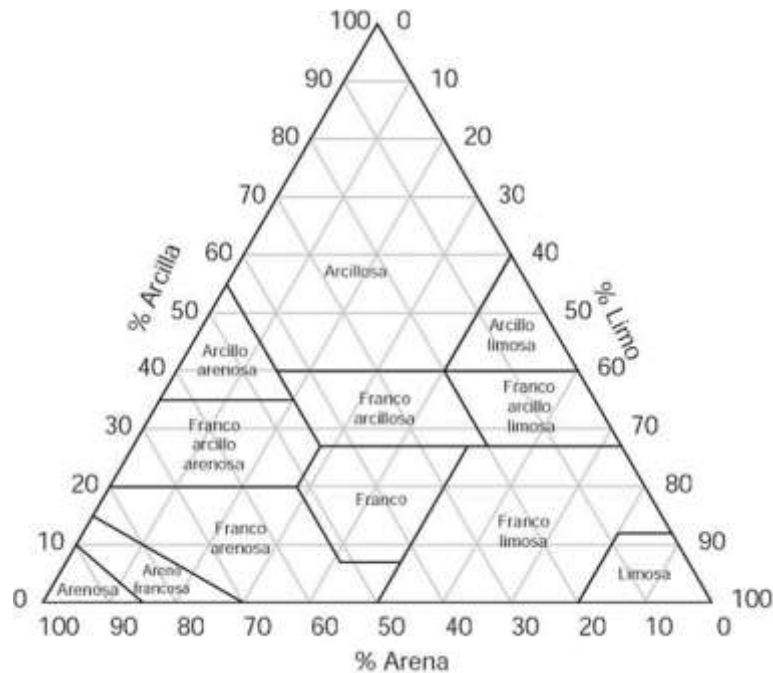


Figura 4.5. Triángulo de texturas de suelo, establecido por la USDA.

#### 4.2.4 Digestión y análisis de mercurio

##### 4.2.4.1 Digestión

La digestión de las muestras para el análisis de Hg total en suelo se utilizó el método de la USEPA 7471B. La muestra de suelo se prepara para digestión para realizar la lectura correspondiente de concentración de Hg total mediante espectrofotometría de absorción atómica.

Para el proceso de digestión de la muestra de suelo hay que tomar de 0.5 a 1 gramos de muestra seca y colocarla en un tubo de vidrio, agregar 5 mL de agua reactiva, 5 mL de agua regia (1:3, HCl:HNO<sub>3</sub>), posteriormente se va a calentar a

baño maría, a  $95 \pm 3$  °C, por espacio de 2 minutos. Enfriar, para luego adicionar 50 mL de agua reactiva y 15 mL de solución de  $\text{KMnO}_4$  al 5%, y luego calentar nuevamente a baño maría por 30 minutos. Enfriar y se agregar 6 mL de solución de hidroxilamina hidroclorada ( $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ ) para eliminar los restos del permanganato. Filtrar la solución a través de un papel filtro Whatman # 41 para pasar a un matraz aforado de 100 mL, y la solución resultante se afora a un volumen de 100 mL con agua reactiva. La solución se guarda en recipientes de plástico con tapa de rosca nuevos, debidamente etiquetado y se almacena en refrigeración convencional para su pronta lectura.

#### 4.2.4.2 Análisis

La solución producto de la digestión de la muestra de suelo, le determina la concentración de Hg total, aplicando la espectrofotometría de absorción atómica (Perkin Elmer modelo 327) por medio de la técnica de generación de vapor frío de USEPA 7471B. Previamente se construye una curva de calibración mediante una gráfica de absorbancia de soluciones estándar vs los valores de concentración ( $\mu\text{g/mL}$ ) de Hg. Una vez realizada la medición, deberán tomarse en cuenta los factores de dilución usados en la operación de lectura para obtener el valor final de concentración de Hg.

El control de calidad fue realizado mediante el análisis paralelo de muestras preparadas fortificadas con un estándar certificado (ERA 027). Las muestras fueron fortificadas con una concentración conocida del estándar certificado y se le dio el mismo tratamiento que las muestras. El intervalo de recuperación de Hg en las muestras fue entre 87 al 95%. El límite de detección del mercurio fue de 0.004

mg/kg. El diferencial porcentual relativo (DPR) fue de entre 8 y 14%. Estos duplicados se desarrollaron en una proporción del 10% de las muestras totales.

#### 4.2.5 Digestión y análisis de metales pesados

Para el análisis de los metales Cd, Cu, Cr, Pb y V, las muestras de suelo se sometieron a un proceso de digestión empleando el método EPA 3050B.

##### 4.2.5.1 Digestión

En un matraz Erlenmeyer de 250 mL, a 2 gramos de muestra seca agregar 10 mL de solución acuosa de HNO<sub>3</sub> (1:1) y calentar a 95 °C por 10 minutos tapando la boca del matraz con vidrio de reloj. Enfriar y añadir 5 mL HNO<sub>3</sub> concentrado, y calentar por otros 30 minutos a 95 °C a reflujo. Se enfría nuevamente y adicionar 2 mL de agua ultrapura con 3 mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (al 30%), volver a calentar a 95 °C para reducir volumen de la mezcla a aproximadamente a 5 mL. Posteriormente filtrar la solución a través de un papel filtro Whatman # 41 en un matraz volumétrico de 100 mL y aforar con agua reactiva. La solución se transfiere a un recipiente plástico etiquetado y se guardan en refrigeración convencional hasta su pronta lectura.

##### 4.2.5.2 Análisis

Las muestras digeridas se analizaron empleando un espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer AS 3100 con horno de grafito para la lectura de concentración de Cd, Cu, Cr, Pb y V. Al igual que en el caso de las lecturas para Hg, se realizaron curvas de calibración para cada metal y se tomaron en cuenta los factores de dilución aplicados en cada lectura en el espectrofotómetro, para

obtener el valor final de concentración ( $\mu\text{g/mL}$ ) de cada metal analizado. Se realizó un control de calidad mediante un análisis paralelo de muestras preparadas fortificadas con un estándar certificado (ERA 508) y se les dio el mismo tratamiento que a las otras muestras. El intervalo de recuperación de Cd, Cu, Cr, Pb y V en las muestras fue entre 89 al 98%.

#### 4.3 Métodos estadísticos

Se empleó en primer lugar la prueba de Kolmogorov-Smirnov para determinar si los datos de concentración de los metales se ajustaban a una distribución normal. Además para determinar si existe una relación entre la concentración de metales en suelo y otros metales se determinó el coeficiente de correlación de Spearman, que se utiliza para datos que no se ajustan a una distribución normal.

De la misma manera, se aplicó el análisis de clúster, que es un análisis multivariable para poder clasificar un grupo concentraciones de metales en grupos homogéneos, para así poder determinar las relaciones entre subgrupos de datos como una manera de aproximarse a la solución final de relación.

La solución final se obtiene aplicando la técnica de rotación Varimax (rotación ortogonal), que es un análisis factorial, que ayuda a interpretar los factores. Está se usa para minimizar los coeficientes pequeños y hace grande los coeficientes mayores, lo que hace más fácil de asociar grupos homogéneos que tengan relación, en este estudio entre las concentraciones de los metales estudiados. Estos dos tipos de análisis se realizaron aplicando el programa Minitab versión 16®.

## 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 5.1 Complejo geotérmico Cerro Prieto

#### 5.1.1 Características fisicoquímicas

El rango de porcentaje en peso de materia orgánica fue de 0.08 a 5.2% con un promedio de 2%, en cuanto a los valores de pH, estos estuvieron en un rango entre 7.1 a 9. El porcentaje de arcilla en las muestras tuvieron un valor entre 1.5 a 66%, siendo el 84% de las muestras clasificadas como migajón limoso. La totalidad de los resultados se presentan en la Tabla A.1.1 del Anexo 1.

#### 5.1.2 Concentración de Hg en suelo

Se tomaron 54 muestras superficiales de suelo a las que se les determinó su concentración de Hg en mg/kg (Tabla 5.1). Adicionalmente, se recolectaron dos muestras superficiales de suelo en sitios alejados entre 20 y 37 kilómetros del complejo que fueron utilizadas como muestras control. Debido a su lejanía respecto al complejo, estas muestras se encuentran fuera de la influencia de las emisiones del complejo.

La concentración promedio en los sitios control fue de 0.05 mg/kg la cual se tomó como concentración de referencia de suelo sin contaminación. Esta concentración es similar a la concentración promedio de Hg en la corteza terrestre (Bowen 1979). Se realizó la prueba de Kolmogorov-Smirnov a las concentraciones de Hg de las muestras superficiales para determinar si estos datos no se ajustaban a una distribución normal debido a que el valor de  $P < 0.01$  es menor al nivel de

significancia 0.05, por lo cual se rechaza la hipótesis de normalidad de los datos (Figura 5.1). De la misma manera, se realizó un gráfico Q-Q para los valores logarítmicos de las concentraciones de Hg de las muestras superficiales para determinar si estos valores se ajustan a una distribución log-normal (Figura 5.2). El valor P fue de 0.128 superando al nivel de significancia de 0.05, por lo cual, la concentración de Hg en suelo alrededor del complejo geotérmico puede ser considerada una distribución log-normal. Otros estudios de metales pesados en suelos contaminados por actividades antropogénicas han reportado que las concentraciones de metales en suelo se ajustan a una distribución log-normal (Tijhuis et al. 2002; Mandal y Sengupta 2006). La media geométrica de la concentración de Hg en suelo en este estudio fue de 0.07 mg/kg y un coeficiente de variación de 0.68.

### 5.1.3 Concentración vs distancia

Las muestras superficiales se obtuvieron en un rango de 0 a 7660 m con respecto a los límites del complejo geotérmico (Tabla 5.1). Cincuenta y cuatro por ciento de las muestras se recolectaron a una distancia de los límites del complejo entre 0 a 1000 metros; 68% de esas muestras mostraron concentraciones más altas que la concentración de referencia con una mediana de 0.11 mg/kg. Cuarenta y siete por ciento del total de las muestras superficiales se tomaron a una distancia entre 1000 y 7660 metros, siendo el rango entre estas muestras de 0.01 y 0.15 mg/kg con una mediana de 0.07 mg/kg.

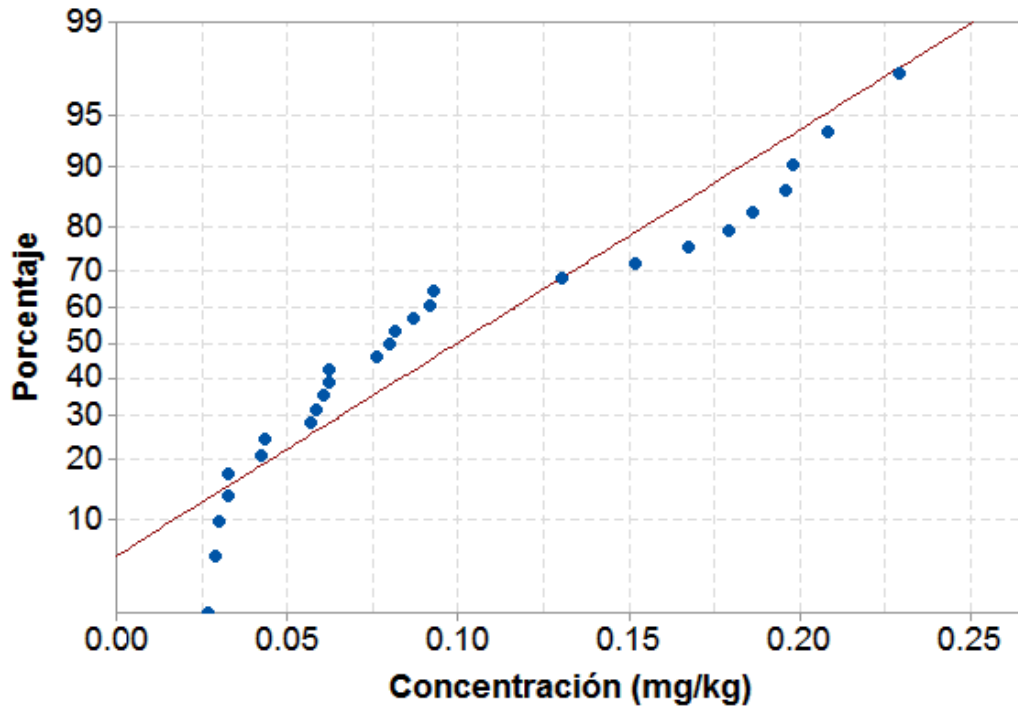


Figura 5.1. Gráfico de probabilidad de concentraciones (Kolmogorov-Smirnof) de la concentración de Hg en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza.

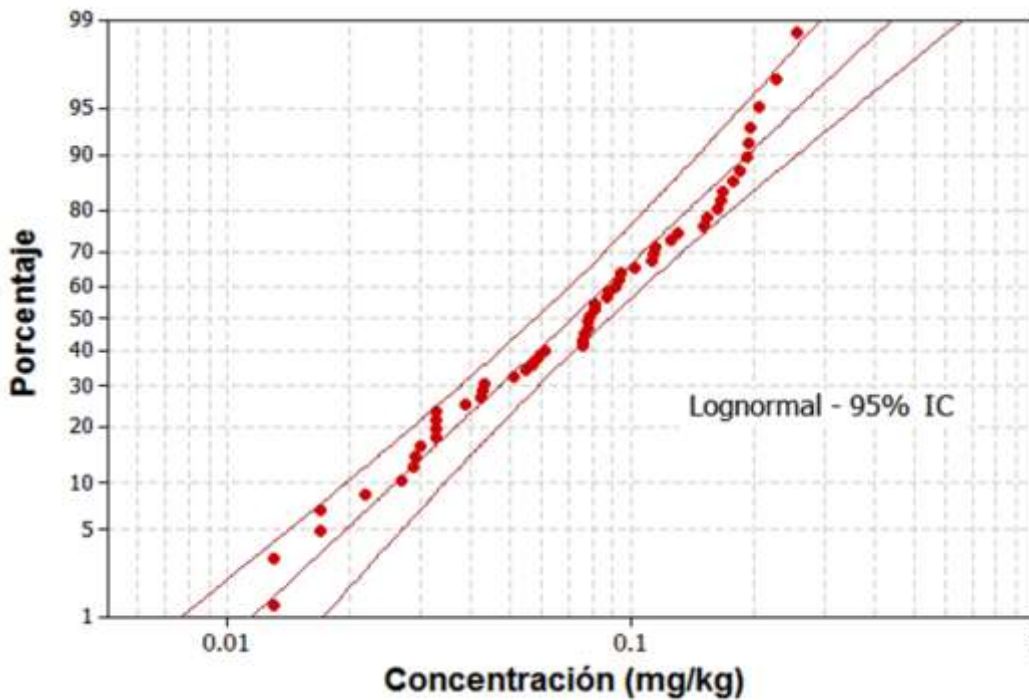


Figura 5.2. Gráfico de probabilidad de concentraciones (Q-Q) de la concentración de Hg en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza.

La máxima concentración de Hg fue de 0.26 mg/kg en un sitio adyacente a los límites del complejo, la cual es similar a la concentración reportada por Baldi (1988). En general, las mayores concentraciones se encontraron a una distancia entre 0 y 1000 metros (Figura 5.3) con respecto a los límites del complejo. Se detectó una alta concentración de Hg en la muestra # 5 (0.20 mg/kg) a una distancia del complejo de 6340 metros al noroeste del complejo cerca del Ejido Michoacán de Ocampo. Esta alta concentración de Hg no era esperada debido a la lejanía de este punto con los límites del complejo. Debido a lo anterior, se tomaron muestras adicionales en sitios cercanos (aproximadamente a 100 m del sitio). Las cuatro muestras recolectadas en los sitios cercanos al sitio 5 mostraron concentraciones bajas (alrededor de 0.08 mg/kg), lo cual probablemente implica que la alta concentración de Hg en ese sitio tenga una fuente diferente a la deposición de Hg debido a las emisiones del complejo geotérmico. El sitio 5 está localizado adyacente de un campo de cultivo y a 50 metros de un taller mecánico.

La fuente de ese Hg no es obvia; sin embargo, una posible fuente puede ser que el sitio haya sido un tiradero de contenedores de pesticidas vacíos. Otra posible fuente podría ser que el sitio pudo haber sido usado como basurero clandestino para luego ser rehabilitado, debido a que el sitio está localizado a las afueras del Ejido Michoacán de Ocampo y a un costado de la carretera principal. Por lo anterior, la concentración de Hg de este sitio no se incluyó en el análisis de los resultados generales.

Tabla 5.1. Concentración de Hg y distancia con respecto al perímetro del complejo geotérmico de las muestras superficiales.

Muestra	Hg (mg/kg)	Distancia (m)*	Muestra	Hg (mg/kg)	Distancia (m)*
1 (T1)	0.0800	7660	28 (T3)	0.2580	0
2	0.0760	6800	29 (T2)	0.1630	990
3 (T1)	0.0620	6240	30 (T2)	0.1550	670
4	0.0620	6400	31 (T3)	0.1260	670
5	0.1960	6340	32 (T3)	0.0780	930
6	0.0930	6000	33 (T2)	0.0770	2760
7	0.0917	5240	34 (T3)	0.0810	2280
8 (T1)	0.0817	3960	35	0.0780	1580
9 (T1)	0.0587	3550	36	0.0790	1970
10	0.0300	2235	37 (T3)	0.0880	3270
11	0.0292	2630	38	0.0550	6600
12 (T1)	0.1518	2730	39	0.1140	0
13 (T1)	0.2290	0	40	0.1150	380
14	0.0609	325	41	0.0170	300
15	0.1304	320	42	0.1930	0
16	0.0433	660	43	0.1690	0
17	0.1675	550	44	0.0510	0
18	0.0425	680	45	0.1130	15
19	0.0570	240	46	0.0220	270
20	0.1980	230	47	0.0290	910
21	0.0328	400	48	0.0390	1330
22	0.0270	683	49	0.0130	415
23	0.1860	0	50	0.0430	1150
24	0.2080	440	51	0.0130	1110
25 (T2)	0.0328	320	52	0.0170	1840
26	0.1790	0	53	0.0330	2950
27	0.0870	1120	54	0.0330	3430

\* Distancia de la muestra con respecto al perímetro del complejo.

( ) Indica en que transecto se encuentra la muestra.

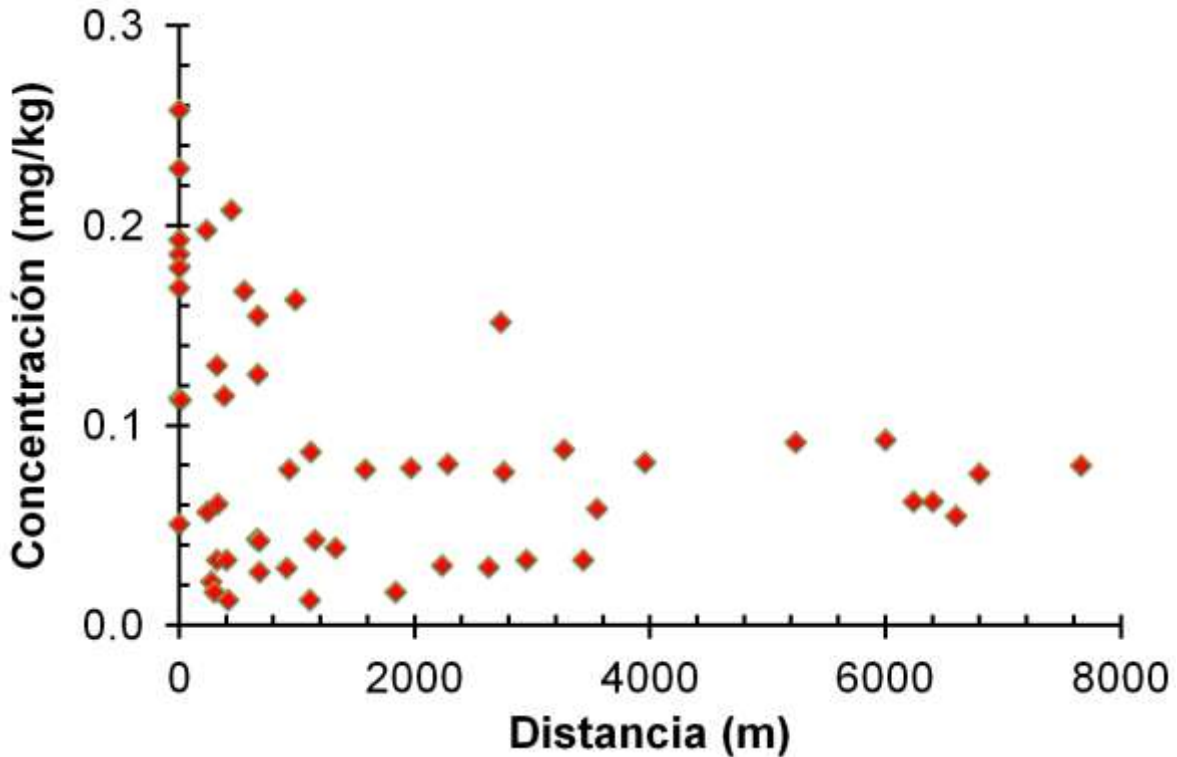


Figura 5.3. Concentración de Hg total en muestras superficiales de suelo con respecto a los límites del complejo geotérmico (sin mostrar el sitio 5).

Debido a que las concentraciones de Hg en suelo no se ajustaron a una distribución normal se utilizó el coeficiente de correlación de Spearman ( $\rho$ - Rho) para identificar si existe una correlación entre las concentraciones de Hg y la distancia. El coeficiente de correlación de Spearman ( $r_s$ ) se calcula con la siguiente ecuación:

$$r_s = 1 - \frac{6 \sum d_i^2}{N^3 - N} \quad (\text{ecuación 5.1})$$

Donde:

$d_i$  = la diferencia que existe entre los rango del valor x y de y.

N = tamaño de la muestra

Existen jerarquías de relación para el coeficiente de correlación de rho Spearman, como el que maneja Hernández et al. 2006 (Tabla 5.2).

Tabla 5.2. Grado de relación debido al valor de coeficiente de correlación de Spearman.

Rango	Tipo de Correlación
-0.91 a -1.00	Negativa perfecta
-0.76 a -0.90	Negativa muy fuerte
-0.51 a -0.75	Negativa considerable
-0.11 a -0.50	Negativa media
-0.01 a -0.10	Negativa débil
0.00	No existe correlación
+0.01 a +0.10	Positiva débil
+0.11 a +0.50	Positiva media
+0.51 a +0.75	Positiva considerable
+0.76 a +0.90	Positiva muy fuerte
+0.91 a +1.00	Positiva perfecta

El valor del coeficiente Spearman fue -0.3 para todas las muestras de suelo, lo cual indica una correlación negativa media entre los valores de concentración de Hg y la distancia de las muestras con respecto al perímetro del complejo. Este valor de correlación puede indicar que la concentración de Hg en los alrededores de la zona de influencia de vapor (ZIV, Figura 3.8) depende de variables como los vientos predominantes y la distancia con respecto a las diversas fuentes de vapor. Inicialmente en este estudio se tomaron 15 muestras en los alrededores de la ZIV, sin embargo después se colectaron más muestras tomando en cuenta los vientos predominantes, las áreas habitadas, la accesibilidad para la toma de muestras y que los sitios no presentaran señales de que el suelo superficial había sido alterado (ejemplo: arado, movimiento de tierra, adición de tierra).

#### 5.1.4 Concentración en transectos lineales

Para evaluar puntualmente el comportamiento de la concentración de Hg con respecto a una distancia perpendicular al perímetro del complejo, se realizaron 3

transectos lineales identificados como T1, T2 y T3. (Figura 5.4) y sus concentraciones se presentan en la Tabla 5.1.

Los valores del coeficiente de Spearman para T1, T2 y T3 fueron -0.60, -0.80 y -0.60 respectivamente. Lo anterior denota una relación negativa muy fuerte para T2 y una relación negativa considerable en T1 y T3 (Figura 5.5). En el caso de T2 y T3 se muestran valores altos de relación ya que las muestras de suelo en esos transectos se encuentran localizados en la parte este de la ZIV, la cual presenta una gran concentración de fuentes de vapor y la planta de generación eléctrica # 1 (P1). Las concentraciones de Hg tienden a decrecer con la distancia a los límites de la ZIV de los sitios de muestreo. La concentración decrece desde 0.23 hasta 0.0587 mg/kg en una distancia de 3550 m para T1. Además las concentraciones decrecen desde 0.18 a 0.08 mg/kg y desde 0.26 a 0.08 mg/kg para T2 y T3, respectivamente (Figura 5.5). La concentración de Hg en el suelo muestra alta correlación con la distancia de una fuente potencial. A pesar de que otros estudios (Baldi 1988; Ferrara et al.1994) han determinado que la longitud de influencia con respecto a una fuente es de alrededor de 600 m, los resultados de T, T2 y T3 han demostrado que esta longitud puede ser mayor para algunas áreas en los alrededores de la ZIV. La más alta longitud de influencia puede deberse a la diferencia en las condiciones meteorológicas (por ejemplo los vientos predominantes).

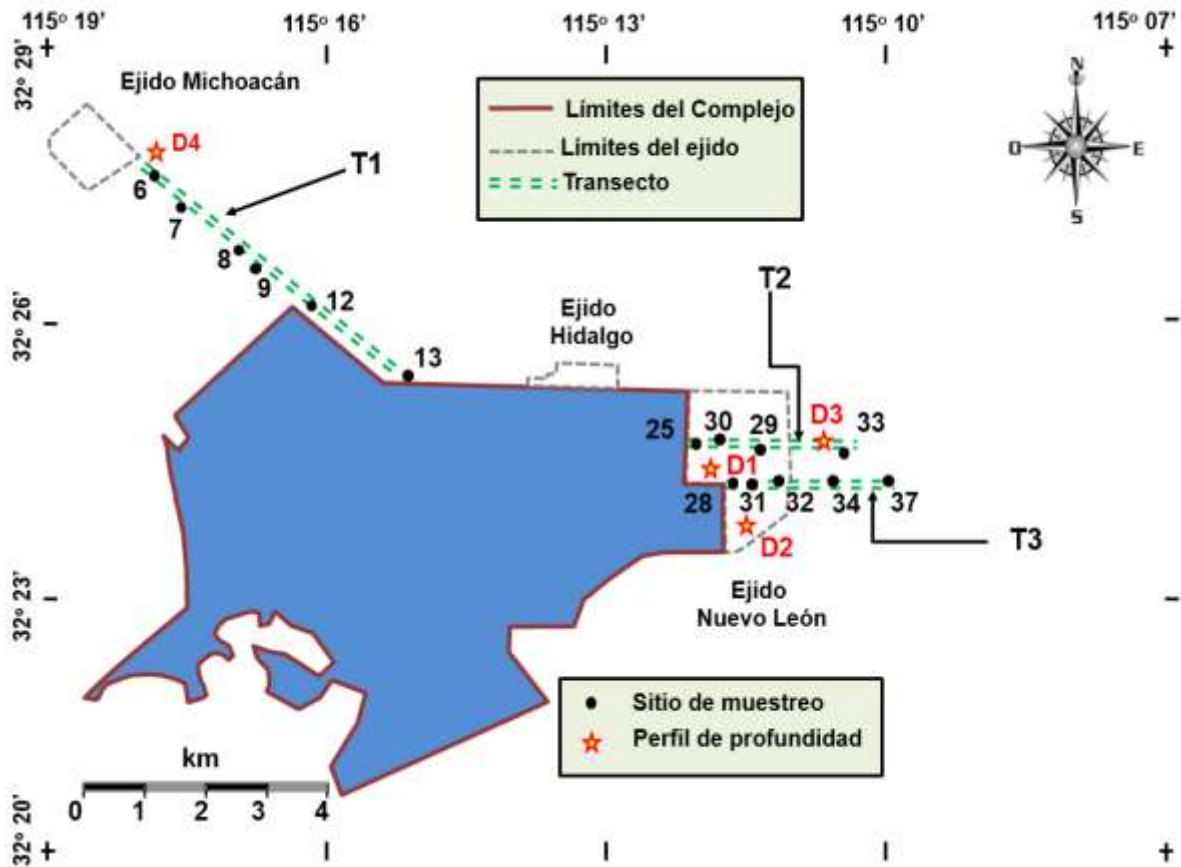


Figura 5.4. Ubicación de transectos y perfiles de profundidad en el complejo geotérmico.

Debido a que las concentraciones de Hg en suelo no se ajustaron a una distribución normal se utilizó el coeficiente de correlación de Spearman ( $\rho$ - Rho) para identificar si existe una correlación entre las concentraciones de Hg y la distancia. El coeficiente de correlación de Spearman se calcula con la ecuación 5.1.

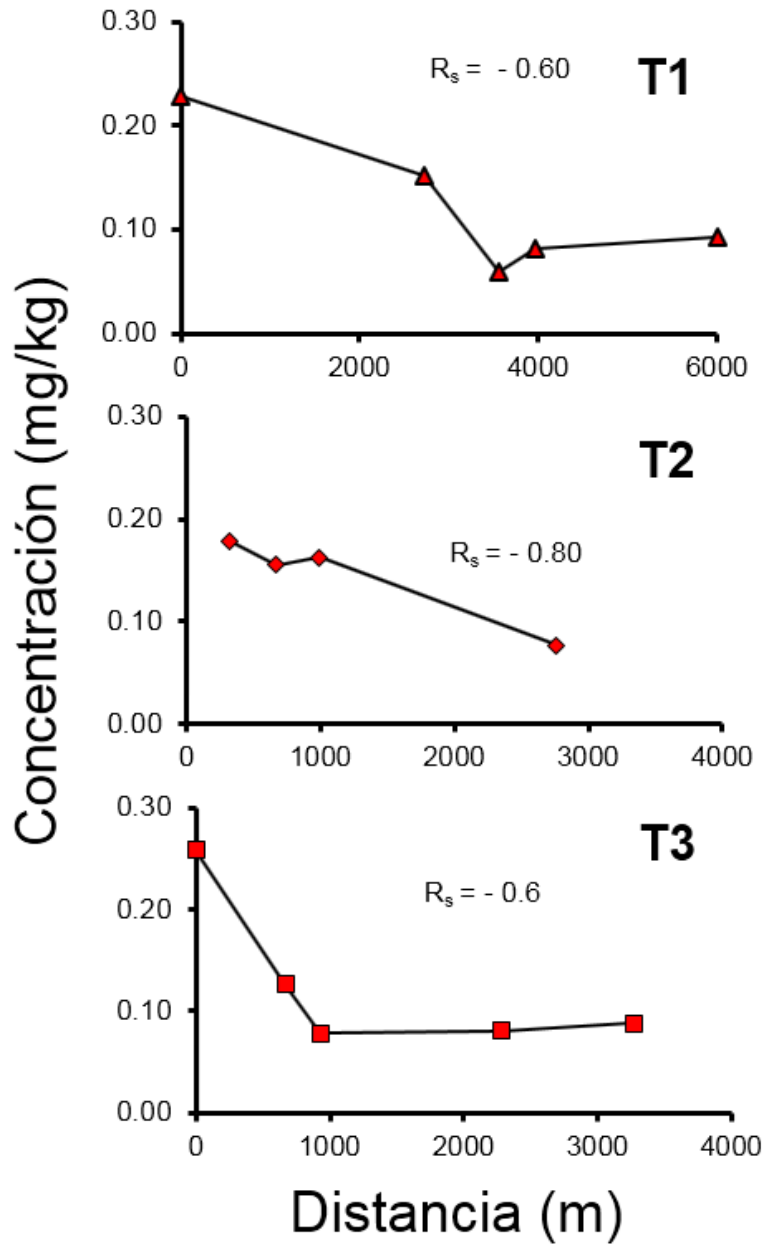


Figura 5.5. Concentración de Hg con la distancia de los transectos 1 (T1), 2 (T2) y 3 (T3).

### 5.1.5 Concentración en perfiles de profundidad

Se realizaron cuatro perfiles de profundidad D1, D2, D3 y D4 (Figura 5.4) distribuidos alrededor del perímetro del complejo geotérmico y en dirección a los

vientos predominantes. Las más altas concentraciones de Hg se observaron en el perfil D1 (Tabla A.3.1 en Anexo 3) donde la concentración en la muestra superficial fue de 0.26 mg/kg. Este perfil fue perforado adyacente a la ZIV (distancia 0 m). El comportamiento típico de un contaminante en suelo cuando es transportado por infiltración de agua puede observarse en D1 (Figura 5.6), donde la concentración de Hg decrece con la profundidad, de aproximadamente 0.26 mg/kg en la superficie a 0.04 mg/kg en la muestra tomada a una profundidad de 40 cm. Los perfiles D2 (Figura 5.6) y D3 (Figura 5.7) fueron perforados al este del complejo, estos sitios se encuentran localizados a una distancia con respecto al límite de la ZIV de 50 y 2278 metros, respectivamente.

El análisis de Hg en estos tres perfiles confirman los datos de las muestras superficiales de suelo. El perfil D1 está localizado al límite de la ZIV y muestra las más altas concentraciones en comparación de aquellas encontrada en los perfiles D2 y D3, que se encuentran más alejados de los límites de la ZIV. Las concentraciones de Hg en los perfiles (D2 y D3) fueron menores a los valores de referencia. Los valores de concentraciones de Hg en el perfil D1 menores a los 40 cm. estuvieron entre 2 y 11 veces más altos que las concentraciones de Hg en los perfiles D2 y D3 a la misma profundidad. No se aprecian cambios de concentración con respecto a la profundidad en los perfiles D2 y D3, implicando que el fenómeno de deposición de Hg es bajo o es nulo estos sitios. En el Ejido Michoacán de Ocampo se perforó un perfil de profundidad adicional, identificado como D4 (Figura 5.7), esto para corroborar la concentración de Hg encontrada en esa área. El perfil D4 muestra un patrón diferente al perfil D1. Mientras que en el perfil D1 presenta

una inclinación pronunciada en la concentración de Hg a partir de los 40 cm. en el perfil D4 muestra un decremento más suave en la concentración de Hg hasta llegar a los 80 cm. El patrón de concentración de Hg observado para el perfil D4 es consistente con la existencia de una fuente puntual de Hg para este sitio.

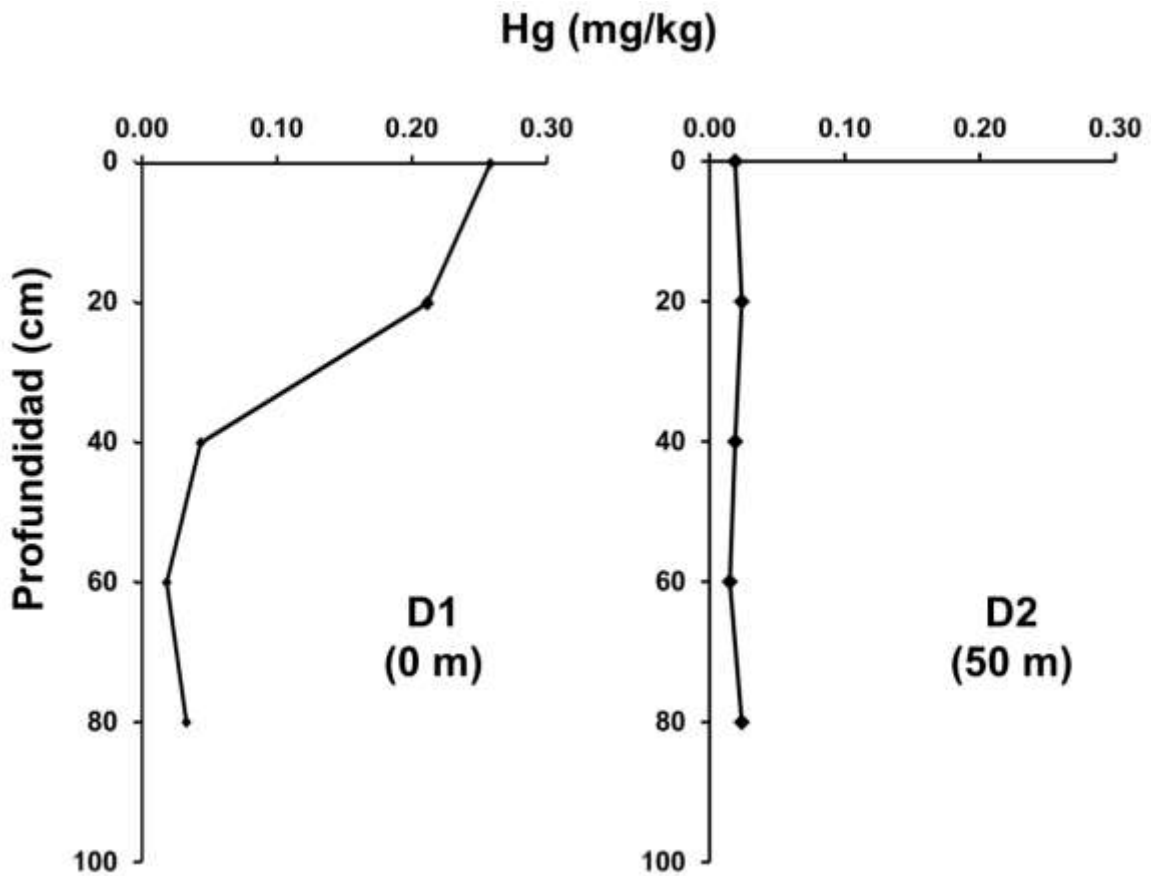


Figura 5.6. (a) Perfil de profundidad D1, (b) Perfil de profundidad D2.

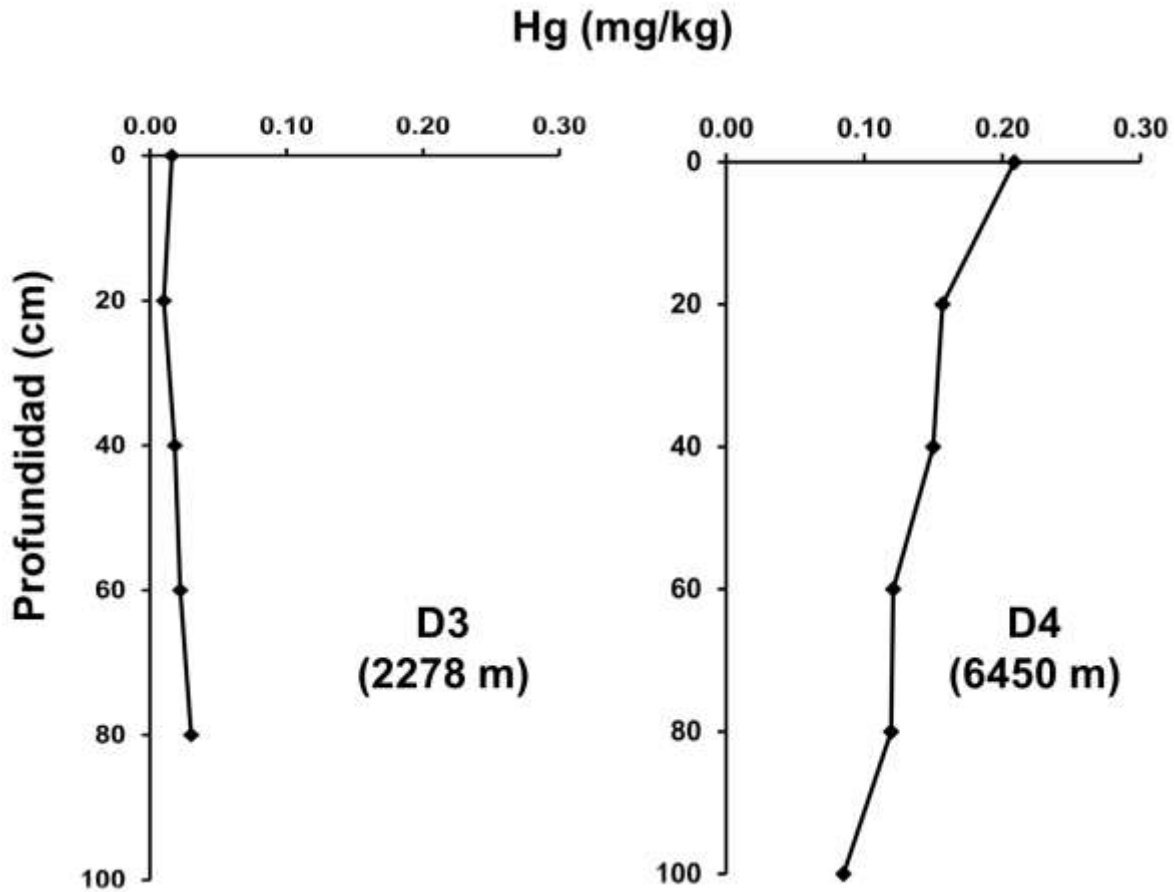


Figura 5.7. (a) Perfil de profundidad D3, (b) Perfil de profundidad D4.

#### 5.1.6 Índice de geoacumulación ( $I_{geo}$ )

Para determinar los niveles de contaminación en suelo en las áreas de estudio, se utilizó el índice de geoacumulación (Muller, 1969). Este índice ha sido empleado en diferentes estudios para evaluar la contaminación de suelos y sedimentos por metales pesados (An et al. 2009, Nava-Martínez et al. 2012, Wakida et al. 2008).

El factor de geoacumulación de Muller se calcula de la siguiente manera:

$$I_{geo} = \log_2 \left[ \frac{C_n}{(1.5 \cdot B_n)} \right] \quad \text{ecuación 5.2}$$

Donde:

$C_n$ : concentración de la fracción analizada de la muestra.

$B_n$ : concentración de una muestra base (sin contaminantes).

1.5: usado para para tomar en cuenta las posibles variabilidades lógicas.

Existen varios tipos de categorías del índice, la Tabla 5.3 muestra la escala de 7 grados, los valores  $\leq 0$  indican que no hay contaminación, valores  $> 0$  indican que si hay cierto grado de contaminación.

Tabla 5.3. Escala de valores de  $I_{geo}$  para la calidad de suelo.

Siete grados		
$I_{geo}$	Clase	Calidad de Suelo
$I_{geo} \leq 0$	1	Prácticamente no contaminado
$0 < I_{geo} \leq 1$	2	No contaminado a moderadamente contaminado
$1 < I_{geo} \leq 2$	3	Moderadamente contaminado
$2 < I_{geo} \leq 3$	4	Moderado a fuertemente
$3 < I_{geo} \leq 4$	5	Fuertemente contaminado
$4 < I_{geo} \leq 5$	6	Fuerte a muy fuertemente contaminado
$5 > I_{geo}$	7 <sup>†</sup>	Muy fuertemente contaminado

† Esta clase es una clase abierta que incluye valores de  $I_{geo}$  más altos que 5.

En la Tabla 5.4 se muestran los resultados del índice de geoacumulación obtenidos para las muestras superficiales, donde sólo se pudieron identificar las clases 1, 2 y 3. Lo anterior indica que la contaminación encontrada en las muestras varió de entre suelos “prácticamente no contaminados” a “moderadamente contaminados”. Setenta y cinco por ciento del total de las muestras superficiales recogidas fueron de clase 1 y 2.

En la Figura 5.8 se puede apreciar cómo se incrementan las clases 1 y 2 con respecto a la distancia y como el número de sitios clase 3 decrecen conforme

aumenta la distancia de la muestra con respecto al perímetro del complejo. Cincuenta por ciento de las muestra tomadas a una distancia entre 0 y 230 m de los límites del complejo se catalogaron como clase 3 (moderadamente contaminado) y el resto de las muestras estuvieron entre las categorías 1 y 2 a la misma distancia.

Tabla 5.4. Resultados de  $I_{geo}$  de muestras superficiales.

Muestra	Distancia (m)*	$I_{geo}$	Muestra	Distancia (m)*	$I_{geo}$
1	5560	2	28	0	3
2	4690	2	29	990	3
3	4150	1	30	670	3
4	4290	1	31	670	2
5	4250	3	32	930	2
6	3750	2	33	2760	2
7	3150	2	34	2280	2
8	1760	2	35	1580	2
9	1370	1	36	1970	2
10	50	1	37	3270	2
11	470	1	38	6600	1
12	600	3	39	0	2
13	0	3	40	410	2
14	325	1	41	340	1
15	320	2	42	0	3
16	660	1	43	0	3
17	550	3	44	0	1
18	680	1	45	70	2
19	240	1	46	320	1
20	230	3	47	955	1
21	400	1	48	1350	1
22	683	1	49	420	1
23	0	3	50	1000	1
24	440	3	51	0	1
25	320	1	52	0	1
26	0	3	53	0	1
27	1120	2	54	3100	1

\* Distancia de muestra con respecto al perímetro del complejo.

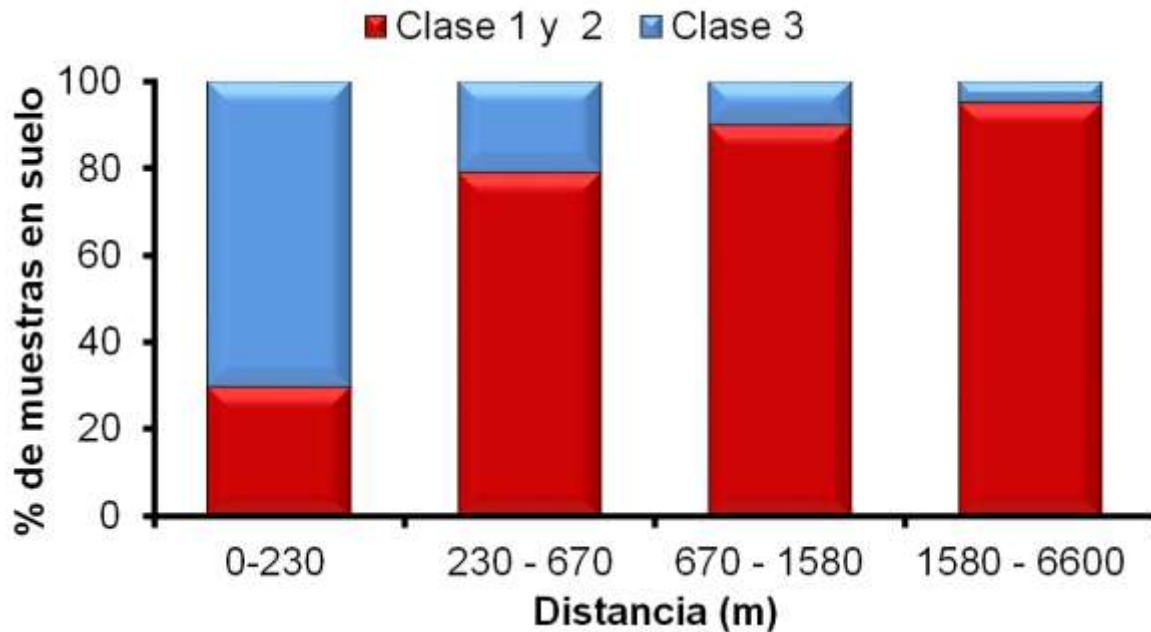


Figura 5.8. Distribución de las clases de  $I_{geo}$  en muestra de suelo superficial con respecto a la distancia del perímetro del complejo (\*).

Los valores de concentración de Hg que se encontraron en las muestras de suelos en este estudio fueron mucho menores que el nivel máximo permitido en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (Tabla A.3.2 en Anexo 3) como umbral para restauración de suelos en los casos de uso residencial, comercial y agrícola (23 mg/kg). Las concentraciones de Hg en suelo y en sedimentos publicadas en otros estudios llevados a cabo en campos geotérmicos como se muestran en la Tabla 5.5. Las mayores concentraciones reportadas en esta tabla fueron más altas que las encontradas en este estudio, esto debido a que las muestras de suelo y sedimentos se tomaron en lugares adyacentes a las fuentes de origen como aguas termales o campos geotérmicos.

Tabla 5.5. Concentraciones de Hg reportadas en otros estudios de áreas geotérmicas.

Origen de área de estudio	Localización	Tipo de muestra	Concentración (mg/kg)		Referencia
			Mínimo	Máximo	
Sistema Geotérmico	Long Valley, California	Suelo superficial	<0.01	1.9	Klusman y Landress 1978
	Montana/Wyoming, USA	Sedimentos de río	0.15	1.1	Nimick et al. 2013
	Puna, Hawai	Suelo	0.015	1.13	Cox 1981
	Kamchatka, Rusia	Formaciones de geysers	0.004	0.86	Rychagov et al. 2009
	Java, Indonesia	Sedimentos	0.07	0.80	Herdianita y Priadi 2008
	Sulawesi, Indonesia	Suelo superficial	0.04	0.30	Suryantini 2013
Planta geotérmica	Toscana, Italia	Suelo superficial alrededor de la planta geotérmica	0.02	0.30	Baldi 1988
Sistema geotérmico	Bahía Concepción, Baja California Sur	Sedimentos en una laguna adyacente	0.02	0.23	Leal-Acosta et al. 2010
		Sedimentos en aguas termales	0.55	25.2	
		Sedimentos en ensenada	0.01	0.1	
Planta geotérmica	Mexicali, Baja California	Suelo	0.01	0.26	Este estudio

En contraste, en el presente estudio las muestras fueron tomadas en los límites del complejo y los sitios de muestreo no se encontraban precisamente adyacentes a las fuentes geotérmicas (pozos, fumarolas, puntos de venteo, etc.). Los niveles de Hg en suelo superficial encontrados en este estudio estuvieron dentro del rango de concentraciones previamente reportado por Baldi (1988) para una planta geotérmica ubicada en la Toscana, Italia (0.02 a 0.3 mg/kg).

## 5.2 Planta termoeléctrica

### 5.2.1 Características fisicoquímicas

El rango de porcentaje de materia orgánica fue de 0.22 a 7.51 con una media de 3.4 y valores de pH entre 6.4 y 8.8. Los valores de porcentajes de arcilla en las muestras estuvieron entre 2.7 a 32.8, con un promedio de 18.2. Del total de las muestras el 40.6 % está clasificado como suelo tipo migajón. La totalidad de los resultados se presentan en una Tabla A.1.2 ubicada en el Anexo 1.

### 5.2.2 Concentración de metales en suelo

En la Tabla 5.6 se muestran los resultados de las concentraciones de los metales Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn analizados en las muestras de suelo superficial. Las concentraciones promedio más altas se observaron para el Cr, Ni y V, cuyos valores promedios fueron de 65.7, 77.5 y 48.3 mg/kg, respectivamente. Las concentraciones promedio de Hg y Cd fueron similares a las concentraciones promedio encontradas en los sitios de control. Para los otros metales, las concentraciones promedio fueron más altas que los sitios de control. Las concentraciones para la mayor parte de los metales, con excepción del Hg y Cr,

fueron aproximadamente dos veces más altas que las concentraciones promedio en los sitios de control. Cabe mencionar que los sitios con las concentraciones más altas de todos los metales analizados, con excepción del Hg, están localizados en el área que está vientos abajo de la planta en relación a los vientos predominantes. Los metales pesados más abundantes en las cenizas volantes (fly ash) generadas por las plantas termoeléctricas que usan combustóleo son el V y el Ni. Otros estudios también han identificado la presencia de Pb, Cr y Cu en las cenizas volantes (Al-Degs et al. 2014; Alonso-Hernández 2011). Otras fuentes potenciales de Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn en suelo son el tráfico vehicular presente en el área de estudio (Machado et al. 2008; Pal et al. 2011), así como también los tiraderos y quema clandestina de basura en los lotes baldíos. En años recientes la quema de cables eléctricos para obtener Cu se ha incrementado a pesar de que estas acciones contaminan los suelos con Cu y Pb (BLM 2010; Nava-Martínez et al. 2012).

Al igual que el caso del complejo geotérmico de Cerro Prieto, se utilizan gráficas de probabilidad para corroborar que los resultados de los metales en cuestión analizados en esta sección se ajustan a una distribución log normal. Mediante el uso de la prueba de Kolmogorov-Smirnov (Chai et al. 2015) empleando el programa Minitab 16®, se observa que los datos de los metales estudiados en suelo, en general, no se ajustan a una distribución normal.

Tabla 5.6. Concentraciones de metales pesados en muestras superficiales y estadísticas descriptivas.

Muestra	Concentración (mg/kg)						
	Hg	Pb	Cr	Cd	Cu	V	Ni
1	0.66	63.5	109.0	0.05	36.7	119.9	114.7
2	0.05	3.2	19.8	0.04	14.7	23.8	53.7
3	0.04	31.9	119.0	0.11	44.9	58.2	73.5
4	0.02	4.7	88.3	0.05	11.2	76.0	98.3
5	0.05	19.1	136.0	0.06	57.2	50.5	123.2
6	0.01	5.1	126.0	0.06	19.3	53.5	87.4
7	ND	3.9	192.0	0.04	42.7	49.2	131.2
8	0.02	6.0	73.5	0.04	32.1	39.4	131.5
9	0.01	ND	ND	0.10	61.6	46.9	172.5
10	ND	11.4	178.0	0.12	36.5	63.6	75.3
11	ND	2.2	32.5	0.03	31.8	24.7	94.1
12	ND	11.9	ND	0.09	12.5	25.5	32.6
13	0.02	15.5	42.5	0.05	25.8	45.9	73.3
14	ND	5.6	54.4	0.02	4.3	42.8	57.5
15	ND	16.7	167.0	0.08	70.1	48.7	109.6
16	0.04	11.6	17.8	0.11	21.2	21.0	36.5
17	0.01	8.0	46.2	0.07	17.7	45.3	66.1
18	ND	4.8	161.0	0.03	32.4	54.4	66.0
19	0.01	15.7	47.2	0.04	56.1	50.4	72.7
20	ND	34.6	40.1	0.04	19.2	50.6	45.9
21	0.01	22.8	2.7	0.07	17.0	56.2	34.4
22	0.19	12.2	33.8	0.08	15.1	43.9	59.1
23	0.04	9.8	187.0	0.07	14.9	65.9	86.1
24	ND	11.1	109.0	0.04	22.0	41.3	37.2
25	ND	ND	49.6	0.02	24.3	40.5	74.3
26	0.06	7.8	ND	0.06	8.0	47.9	70.4
27	0.04	3.4	ND	0.15	18.6	42.2	93.9
28	0.06	7.9	9.0	0.17	9.2	61.0	52.0
29	0.07	16.5	57.5	0.26	9.4	32.8	40.9
30	0.05	9.2	3.5	0.23	12.5	26.6	57.5
31	0.05	2.4	ND	0.21	8.8	32.5	82.1
32	0.07	9.5	ND	0.08	12.1	63.0	76.0
Referencias							
Corteza Terrestre*	0.05	14.0	100.0	0.11	50.0	160.0	80.0
Lím. NOM 147	23.0	400.0	280.0	37.0	NA	78.0	1600.0
Basal	0.05	5.3	33.0	0.23	12.0	29.0	48.0
Estadística Descriptiva							
Promedio	0.05	12.1	65.7	0.1	25.6	48.3	77.5
Mediana	0.02	9.4	46.7	0.1	19.3	47.4	73.4
Valor Máximo	0.66	63.5	192.0	0.3	70.1	119.9	172.5
Valor Mínimo	ND	ND	ND	ND	4.3	21.0	32.6
Desviación Estándar	0.1	12.4	63.3	0.1	17.3	18.6	32.5
Coefficiente de Variación	2.4	1.0	1.0	0.7	0.7	0.4	0.4

ND: No detectado; NA: No aplica. (Essington 2004)

En la Figura 5.9 se observa que las concentraciones de Cu en el suelo no se ajustan a una distribución normal ya que el Valor-P es de 0.014, y no rebasa el nivel de significancia de 0.05. Se aplican además gráficos Q-Q (Minitab 16®), para las pruebas de normalidad de las concentraciones de Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn en las muestras de suelo superficial para confirmar la distribución de probabilidades (con 95% de nivel de confianza). En general para los metales en estudio el valor-P no superan el nivel de significancia de 0.05, como por ejemplo en la Figura 5.10 se puede observar el caso del Cu (Valor-P < 0.05). Las figuras para el resto de los metales son presentados en el Anexo 2.

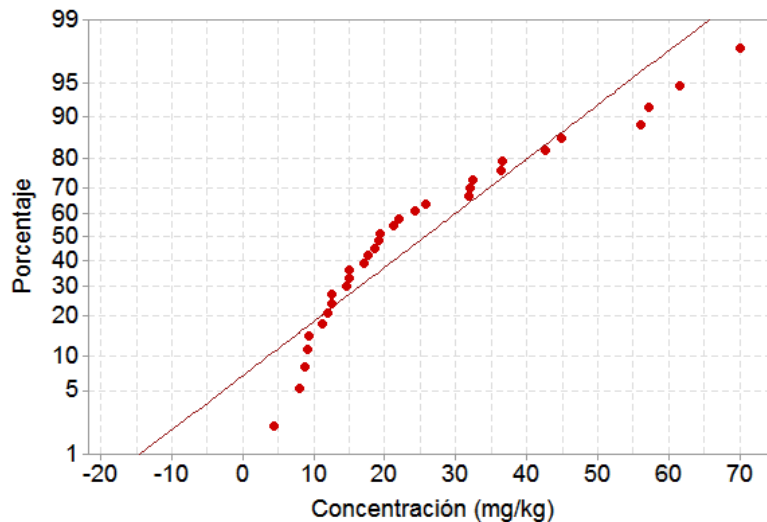


Figura 5.9. Gráfico de probabilidad (Kolmogorov-Smirnov) de la concentración de Cu en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza.

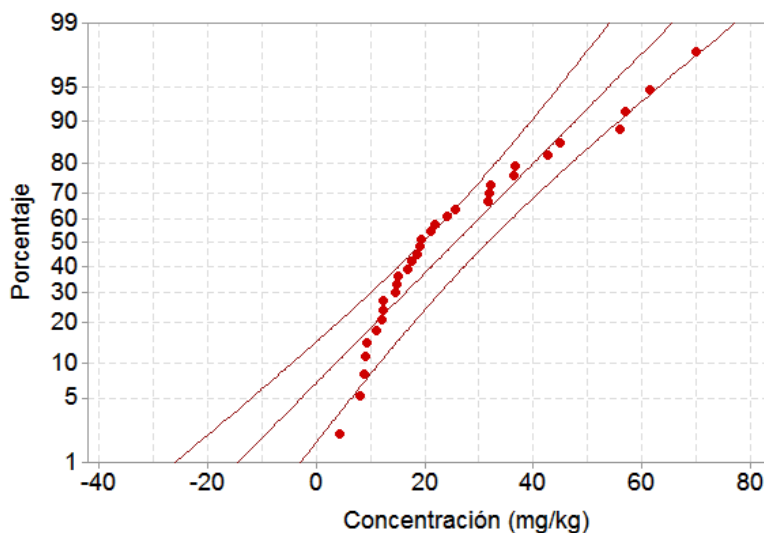


Figura 5.10. Gráfico de probabilidad (Q-Q) de la concentración de Cu en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza.

### 5.2.3 Concentración en perfiles de profundidad

En la Figura 5.11 se puede observar la ubicación de los perfiles de profundidad, identificados como D1, D2, D3 y D4, que se ubican a 570, 926, 1080 y 1873 metros de distancia de la planta respectivamente. En la Figura 5.12 se muestra los perfiles de profundidad de las concentraciones de Pb, Cr, Cu, V y Ni. Cabe señalar que no se incluyeron Hg y Cd por ser sus concentraciones muy bajas (medianas de 0.02 y 0.01 respectivamente).

Las concentraciones de Cr, V, y Ni en las muestras superficiales tuvieron un rango aproximado de entre 50 y 120 mg/kg. En los perfiles D1 y D2 se observa una tendencia general de disminución de las concentraciones con respecto a la profundidad. En el caso del perfil D3 se observan ligeros picos de concentración (aproximadamente de 20 mg/kg) entre 40 y 80 cm. de profundidad para Ni, lo cual

nos podría indicar la posibilidad de un fenómeno de transporte de este metal a través del perfil. Por otro lado los perfiles de concentración de los metales analizados en el perfil D4, se observa que las concentraciones de estos metales son uniformes con respecto a la profundidad lo cual indica que no existe el fenómeno de percolación de estos metales. Las concentraciones promedio en el perfil D4 para Pb, Cu, V y Ni fueron menores que los observados en los perfiles D1, D2 y D3 entre 20 y 100 cm de profundidad, donde las concentraciones de esos metales se mantuvieron constantes. Se puede deducir que la diferencia de concentraciones entre los perfiles D1, D2 y D3 con respecto al perfil D4 nos podría indicar la posible acumulación de estos metales en los perfiles analizados (0-100 cm.).

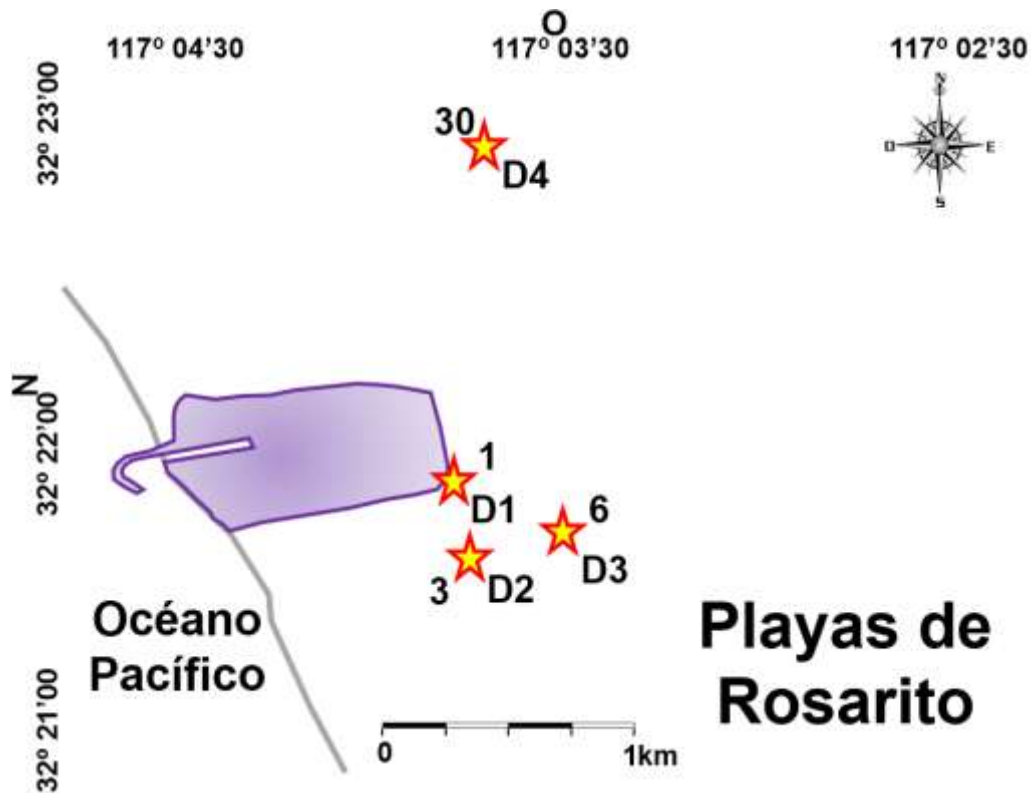


Figura 5.11. Mapa de ubicaciones de transectos y perfiles de profundidad en la planta termoeléctrica.

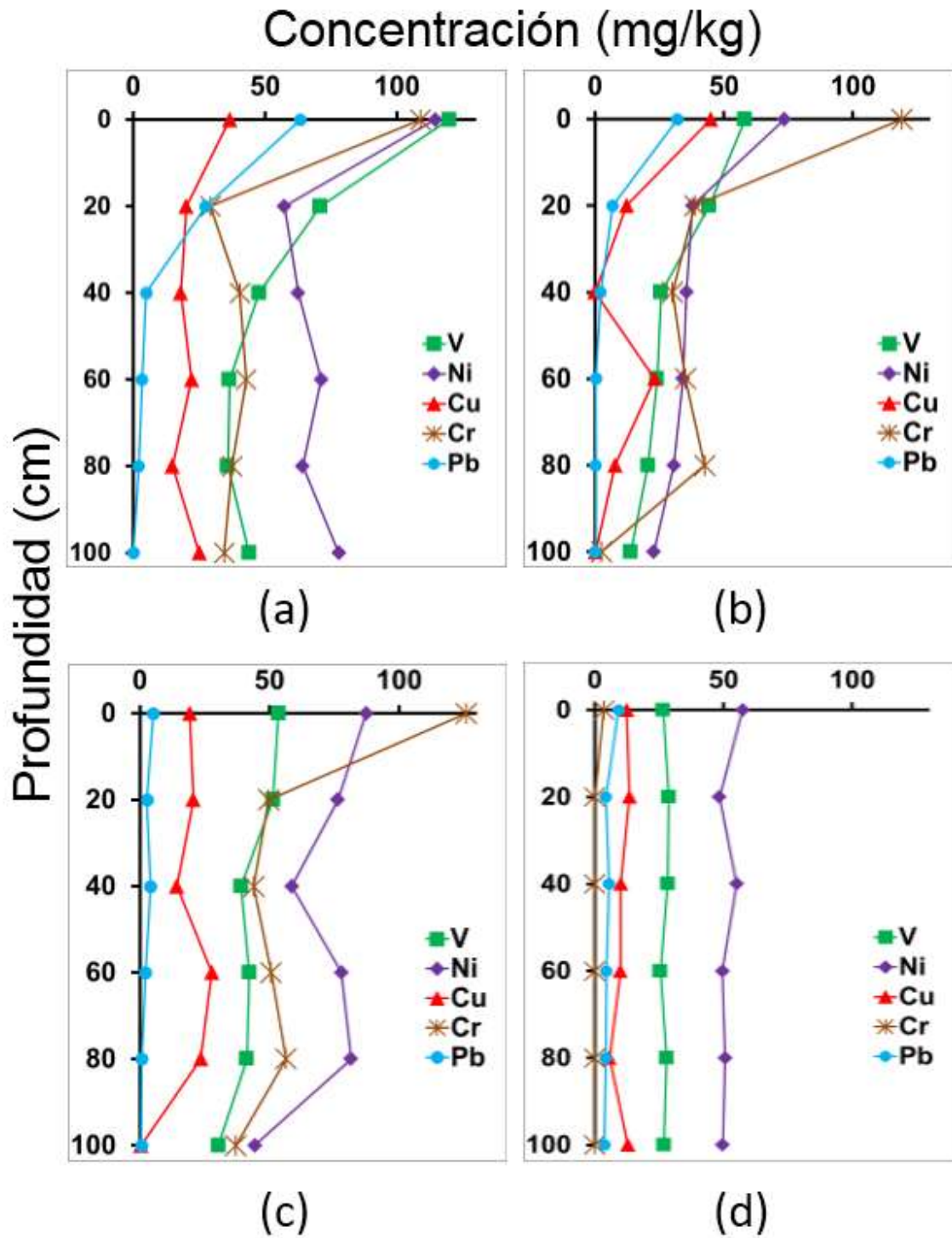


Figura 5.12. (a) Perfiles de profundidad D1, (b) Perfiles de profundidad D2, (c) Perfiles de profundidad D3, (d) Perfiles de profundidad D4.

#### 5.2.4 Índice de geoacumulación ( $I_{geo}$ )

Al igual que en el caso del complejo geotérmico, se determina el índice de geoacumulación de Muller para las muestras superficiales tomados alrededor de la planta termoeléctrica, usando la escala de 7 grados (Tabla 5.3). En la Tabla 5.7 se pueden observar los resultados que incluyen la distancia con respecto a la planta de los sitios de muestreo.

Los valores de los índices de geoacumulación para el Hg y el Cd muestran que todos los sitios son clase 1 (prácticamente no contaminado), con excepción del sitio 1 (clase 5: fuertemente contaminado).

Veinticinco muestras (78%) estuvieron en la clase 1 o 2 para Pb (de prácticamente no contaminado a moderadamente contaminado), cuatro muestras fueron clase 3; dos muestras se catalogaron como clase 4 (de moderado a fuertemente contaminado) y sólo una muestra (sitio 1) se encontró dentro de la categoría 5 (fuertemente contaminado).

Por otro lado, como puede verse en la Figura 5.13, más de la mitad de las muestras (68.8%) estuvieron dentro de la clase 1 y 2 para Cr, y el resto de las muestras (10 sitios) se clasificaron como moderadamente contaminadas (clase 3).

Tabla 5.7. I<sub>geo</sub> de muestras superficiales de suelo.

Muestra	Distancia (m)*	I <sub>geo</sub>						
		Hg	Pb	Cr	Cd	Cu	V	Ni
1	570	5	5	3	1	3	3	2
2	675	1	1	1	1	1	1	1
3	926	1	4	3	1	3	2	1
4	677	1	1	2	1	1	2	2
5	1084	1	3	3	1	3	2	2
6	1080	1	1	3	1	2	2	2
7	1603	1	1	3	1	3	2	2
8	1777	1	1	2	1	2	1	2
9	2269	1	1	1	1	3	2	3
10	2141	1	2	3	1	3	2	1
11	1554	1	1	1	1	2	1	2
12	1481	1	2	1	1	1	1	1
13	700	1	2	1	1	2	1	1
14	1007	1	1	2	1	1	1	1
15	1461	1	3	3	1	3	2	2
16	2229	1	2	1	1	2	1	1
17	1611	1	2	1	1	1	2	1
18	1482	1	1	3	1	2	2	1
19	583	1	2	1	1	3	2	1
20	1755	1	4	1	1	2	2	1
21	1803	1	3	1	1	1	2	1
22	1383	3	2	1	1	1	2	1
23	1459	1	2	3	1	1	2	2
24	2059	1	2	3	1	2	1	1
25	1404	1	1	1	1	2	1	1
26	1733	1	1	1	1	1	2	1
27	1470	1	1	1	1	2	1	2
28	1300	1	1	1	1	1	2	1
29	1544	1	3	2	1	1	1	1
30	1873	1	2	1	1	1	1	1
31	836	1	1	1	1	1	1	2
32	816	1	2	1	1	1	2	1

\* Distancia con respecto a la chimenea principal de la planta termoeléctrica.

Veinticuatro muestras (75%) se clasificaron entre clase 1 y 2 para el caso del Cu, y las restantes ocho muestras fueron clase 3. Para el V, todos los sitios de muestreo

se clasificaron como 1 y 2, con excepción del sitio 1 que resultó se clase 3. El sitio 1 está localizado a 570 m de la chimenea principal de la planta y ubicado en un área de jardín en la parte externa de la esquina sureste de la planta. La más alta concentración de Hg y Pb (clase 5), y Cr, Cu y V (clase 3) se encontraron en ese sitio. Más aún, la más alta suma de los metales analizados se encontró en ese sitio. Lo anterior podría explicarse a que el sitio se encuentra en el área más cercana a favor de los vientos predominantes en relación a la planta. Sin embargo, las altas concentraciones de Hg y Pb pueden indicar otra posible fuente de contaminación, ya que el sitio pudo haber sido empleado anteriormente como un tiradero de desechos de la planta antes que las leyes ambientales se aprobaran en México.

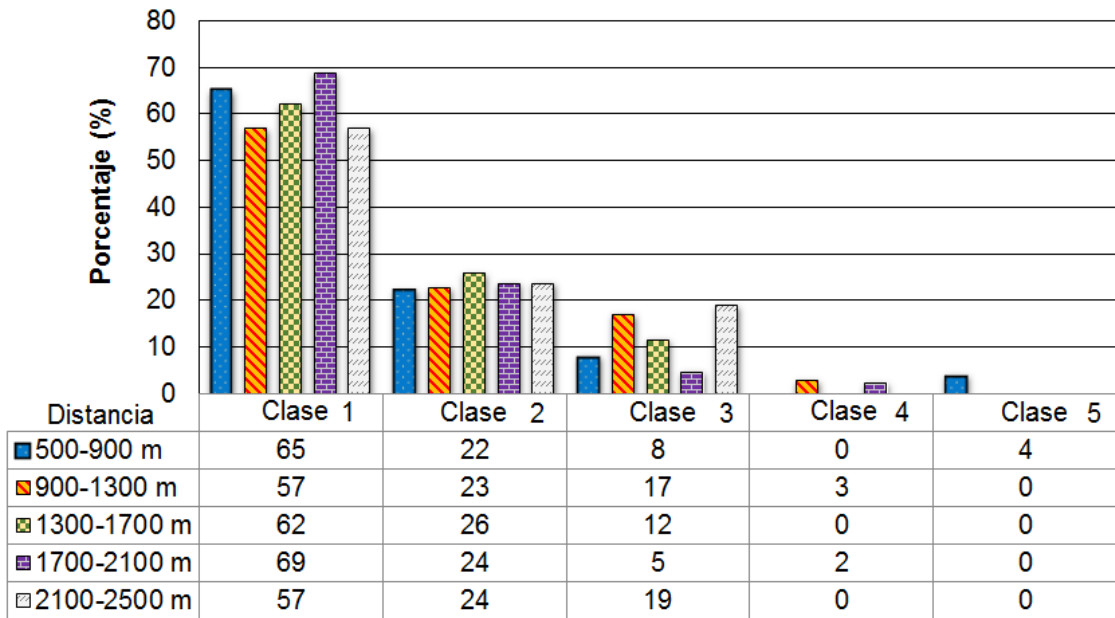


Figura 5.13. Relación de porcentajes de muestras superficiales totales, con respecto a la clasificación de calidad de suelo ( $I_{geo}$ ) según rango de distancia desde el perímetro de la planta termoeléctrica.

### 5.2.5 Análisis de correlación

Para determinar si existe relación entre los distintos metales estudiados en las muestras superficiales se emplea una herramienta propia de la estadística inferencial. Ya que anteriormente se ha demostrado la no normalidad de los datos de concentración del Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn, se determina el coeficiente de correlación de Spearman ( $r_s$ ) empleado para los casos de análisis no paramétricos. Para establecer una relación que tenga más representatividad se consideran sólo las muestras que se encuentran en la dirección de vientos predominantes y con referencia a la ubicación de la chimenea principal de la planta termoeléctrica, por lo anterior no se consideran las muestras 8,9,10,11,13,19,26,27,28,29,31 del muestreo original (Tabla 5.7).

Para la interpretación de los valores de  $r_s$  se empleó la clasificación descrita por Hinkle (2003), para valores  $r_s$  de 0 a 0.30 implica no correlación, de 0.30 a 0.50 correlación baja, 0.50 a 0.70 correlación moderada, de 0.70 a 0.90 correlación alta, y de 0.90 a 1 correlación muy alta.

En la Tabla 5.8 se presentan los valores de  $r_s$  para los metales analizados. Se observa que existe una correlación alta para V-Ni (0.89), Cr-V (0.77) y Cr-Ni (0.73) con un nivel de significancia de 0.01. Por otra parte, existe una correlación moderada entre Cu-Ni (0.51), Cu-V (0.48) y Cu-Cr (0.47) con un nivel de significancia de 0.05.

Tabla 5.8. Valores de la correlación de Spearman de las concentraciones para metales pesados ubicados a favor del viento de la planta en relación a los vientos predominantes.

	Hg	Pb	Cr	Cd	Cu	V	Ni
Hg	1						
Pb	0.19	1					
Cr	-0.17	-0.03	1				
Cd	0.35	0.33	-0.30	1			
Cu	0.07	0.39	<b>0.47 *</b>	0.09	1		
V	0.11	0.17	<b>0.77 **</b>	-0.14	<b>0.48 *</b>	1	
Ni	0.24	-0.10	<b>0.73 **</b>	-0.14	<b>0.51 *</b>	<b>0.89 **</b>	1

\* Correlación con nivel de significancia de 0.05 (de dos colas).

\*\* Correlación con nivel de significancia de 0.01 (de dos colas).

La presencia de Cr, V, Ni en las cenizas volantes provenientes de la quema de combustóleo han sido reportados en otros estudios (Sandoval 1998; Alonso-Hernández 2011; Vitolo et al. 2000). Por lo tanto, la alta correlación observada entre Cr, V y Ni nos indica que su fuente en común podrían ser las cenizas volantes emitidas por la planta.

#### 5.2.6 Análisis de componentes principales

Se realizó un análisis de componentes principales para poder establecer los factores involucrados en las concentraciones de los metales y la distribución de las posibles fuentes. En la Tabla 5.9 se presenta el análisis de componentes principales para las concentraciones de los metales. Se escogieron los primeros tres componentes, de los siete que se pueden generar, los cuales explican 86.8% de la varianza total. El primer componente (PC1) explica el 49.6% de la variación; el segundo componente (PC2) explica el 22.9% y el tercer componente el 14.4%. Se consideraron estos tres componentes aplicando el criterio Kaiser (Kaiser 1958)

donde sólo se consideran los componentes con valores propios mayores a 1 (Figura 5.14).

Tabla 5.9. Matriz de correlación por análisis por componentes principales.

Variable	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	CP6	CP7
Hg	0.227	<b>0.649</b>	-0.154	-0.415	0.171	-0.505	0.219
Pb	0.224	<b>0.66</b>	-0.054	0.368	-0.338	0.428	-0.279
Cr	<b>0.442</b>	-0.28	-0.019	-0.096	-0.761	-0.365	-0.068
Cd	-0.146	0.168	<b>0.908</b>	-0.301	-0.17	0.075	0.025
Cu	<b>0.417</b>	-0.034	0.376	0.666	0.311	-0.341	0.164
V	<b>0.511</b>	-0.119	-0.019	-0.215	0.054	0.543	0.617
Ni	<b>0.495</b>	-0.145	0.082	-0.321	0.387	0.111	-0.68
Valor Propio	<b>3.4691</b>	<b>1.6048</b>	<b>1.0048</b>	0.4675	0.3004	0.1243	0.029
Proporción	0.496	0.229	0.144	0.067	0.043	0.018	0.004
Acumulado	0.496	0.725	0.868	0.935	0.978	0.996	1

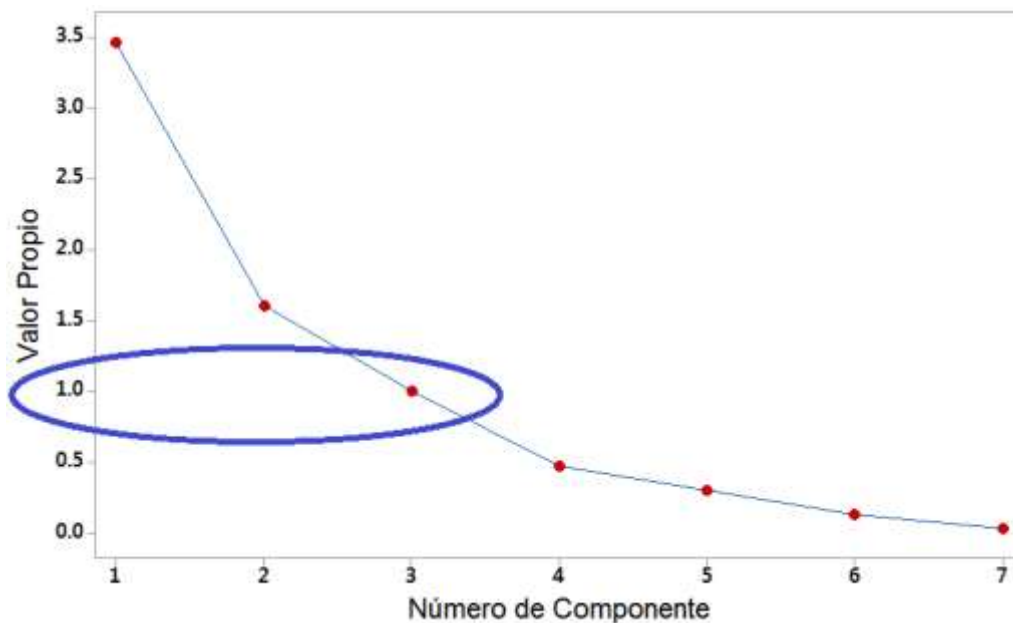


Figura 5.14. Gráfico de sedimentación generada por el análisis de componentes principales por correlación.

Adicionalmente a estos datos se les aplicó el Método de rotación ortogonal, conocido como Varimax, cuyo objetivo es minimizar la cantidad de variables que poseen saturaciones mayores en cada factor analizado. Dicho de otra manera al optimizar los factores, se minimiza y simplifica la solución por cada columna analizada (Montoya 2007). En este caso el Varimax, se aplica para un análisis factorial con el método de extracción por componentes principales reducido a tres factores usando Minitab 16®. Como se puede observar en la Tabla 5.10, se mejora la saturación en el primer factor compuesto por V, Ni y Cr, reafirmando que estos metales proceden de una misma fuente que son las cenizas volantes. En el segundo factor se incrementa la saturación en la relación Hg y Pb, lo cual indica otra fuente para estos metales como podría ser la quema de basura con contenido en baterías, lámparas de vapor de Hg, balastras, soldadura, y otros residuos que posean estos metales (Mirsal 2004; Naja y Volesky 2002; Salvagio Manta et al. 2002). Finalmente el tercer factor, que al igual que en el análisis por componentes, está compuesto únicamente por el Cd. Este metal se encuentra presente en pigmentos y estabilizadores del PVC, cables eléctricos, pilas Ni/Cd, fusibles, recubrimiento contra la corrosión de equipo y vehículos expuestos al ambiente marino (Wuana y Okieimen 2011; Yaron et al. 2012).

### 5.7 Análisis jerárquico de Cluster (dendograma)

Otro método de análisis multivariable es el análisis de Cluster, el cual permite clasificar datos individuales en grupos diferentes y de esa manera poder establecer si existe relación entre estos grupos. Ya que este método es jerárquico no se conoce anteriormente el número de grupos que se forman en el dendograma, lo

cual permite interpretar los grupos formados sin una relación preconcebida en la serie de datos.

Tabla 5.10. Matriz factorial ortogonal para concentración de metales pesados que se encuentran vientos debajo de la planta termoeléctrica en relación a los vientos predominantes.

Variable	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Comunalidad*
Hg	0.107	<b>0.929</b>	-0.056	0.878
Pb	0.12	<b>0.928</b>	0.044	0.877
Cr	<b>0.869</b>	-0.05	-0.217	0.805
Cd	-0.124	-0.014	<b>0.966</b>	0.948
Cu	<b>0.815</b>	0.174	0.233	0.748
V	<b>0.926</b>	0.184	-0.198	0.93
Ni	<b>0.93</b>	0.13	-0.101	0.892
Varianza	3.1821	1.8077	1.0889	6.0787
% de Varianza	0.455	0.258	0.156	0.868

Saturación factorial > 0.8 están en negritas.

Método de extracción: Análisis de componentes principales.

Método de rotación: Varimax con normalización Kaiser.

\* Proporción de la varianza de los factores comunes en una variable (suma de los cuadrados de los pesos factoriales).

Se realiza un análisis de cluster, tipo dendograma, con las concentraciones de los metales en las muestras superficiales que se encuentran en el área que está vientos abajo de la planta en relación a los vientos predominantes, aplicando el programa Minitab 16®, esto con la finalidad de completar el método de vinculación entre los distintos metales estudiados (Figura 5.15). Para este análisis se utiliza un método de enlace simple, con distancia de coeficiente de correlación. En el dendograma se puede observar una fuerte relación entre V-Ni con un nivel de semejanza de 97%. Lo anterior confirma la fuerte correlación de estos metales y por lo tanto una fuente contaminante en común. Se observan dos grupos con un

nivel de semejanza del 81%: un grupo está formado por Hg-Pb y el otro por Cr-Cu-Ni-V, para más detalles se puede ver en el Anexo 3 en la Tabla A.3.3. Esto implica que existen dos diferentes fuentes de contaminación, mencionados en las anteriores secciones. Finalmente, la concentración de Cd no mostró tener niveles altos de semejanza con los otros metales analizados (43%).

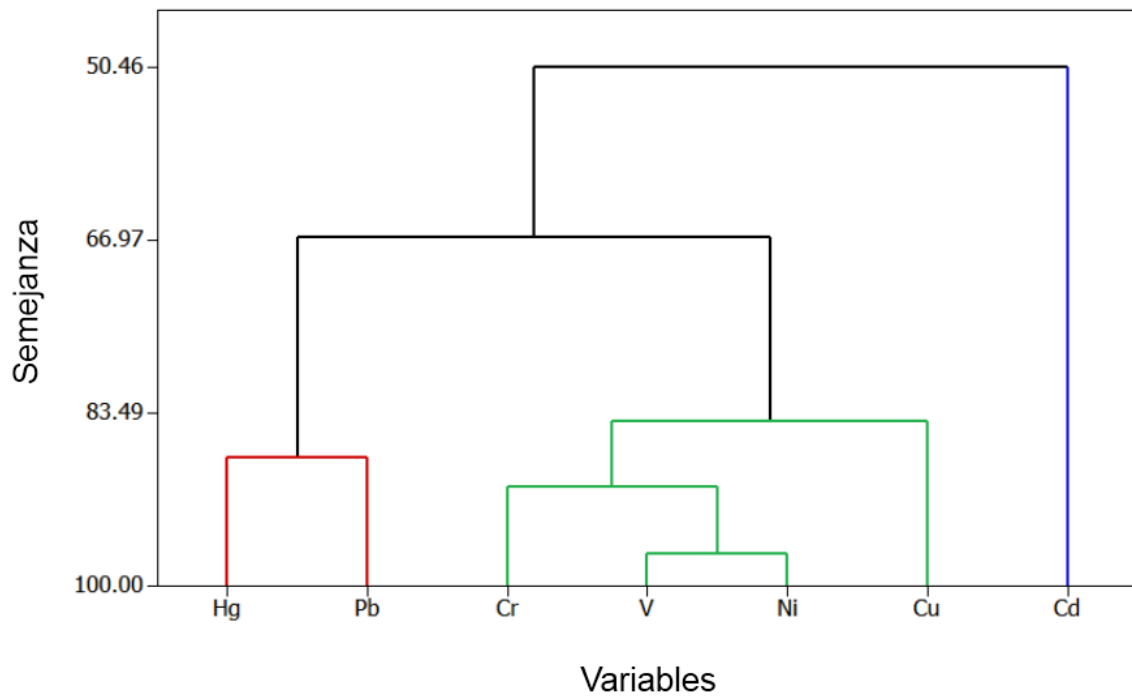


Figura 5.15. Dendrograma de enlace simple, con distancia de coeficiente de correlación aplicado a los metales analizados con las muestras localizadas en la zona vientos abajo de la planta en relación a los vientos predominantes.

## 6. CONCLUSIONES

### 6.1 Caso complejo geotérmico Cerro Prieto

Los resultados demuestran que existe una relación directa entre la distancia al complejo geotérmico de Cerro Prieto y la presencia Hg en el suelo de sus zonas aledañas. Mientras que en suelos aledaños al complejo se encontraron concentraciones de Hg de hasta 0.26 mg/kg, en muestras de suelo colectadas a una distancia mayores a 1000 metros, las concentraciones de Hg fueron más bajas que las concentraciones encontradas en los sitios de control (0.05 mg/kg). De la misma manera, los perfiles de profundidad de concentración de Hg en suelo demuestran que las actividades del complejo geotérmico han aumentado la concentración de Hg en el suelo aledaño al mismo, que han ido permeando a las capas inferiores del subsuelo. Los resultados evidencian que el impacto de contaminación de suelos por Hg está confinado solamente a las zonas adyacentes del complejo geotérmico (menores a 1200 metros). Las concentraciones de Hg en suelo en la zona de estudio son bajas con respecto a la norma oficial mexicana para restauración de suelos (23 mg/kg), sin embargo los valores obtenidos de los índices de geoacumulación muestran que las actividades del complejo están deteriorando la calidad del suelo conforme se aproxima al perímetro de dicha zona. Es necesario implementar zonas de amortiguamiento alrededor de las fuentes de vapor más cercanas a los límites del perímetro del complejo, para reducir el impacto potencial en la concentración de Hg en el suelo en las áreas pobladas.

## 6.2 Caso planta termoeléctrica Presidente Juárez

Los resultados muestran que las concentraciones de los metales analizados han sido bajos en comparación a lo establecido en la legislación mexicana para remediación de suelos. La suma de la Clase 1 y 2 en los sitios muestreados (No contaminado a moderadamente contaminado) para el índice de geoacumulación se encuentran entre el 75 y 95%, mostrando en general un bajo impacto en la calidad de los suelos analizados. Los resultados del análisis de los perfiles de profundidad, cercanos al perímetro de la planta, infieren que existe el fenómeno de transporte de los metales contaminantes de la superficie hacia las capas inferiores.

A través del análisis de componentes principales y de correlaciones, se pudo comprobar que las cenizas volantes provenientes de la planta contribuyeron a los niveles de concentraciones de Cr, V y Ni en los suelos aledaños que se encuentran a favor del viento de la planta en relación con los vientos prevalecientes. Debido a que el área de estudio se encuentra localizada en una zona urbana, no se puede descartar la contribución de estos metales por otras fuentes, como lo es el tráfico vehicular, la quema de basura y la actividad industrial.

Ya que en la actualidad la planta sólo opera con gas natural, se ha reducido la generación de cenizas y por lo tanto la contribución de metales pesados en la zona. Se puede concluir con base a los resultados de las concentraciones de los metales en suelo de este estudio, que mientras que la planta estuvo operando con combustóleo se presentó una contribución a la acumulación de Cr, Ni y V, en las zonas que se encuentran vientos abajo de la planta con respecto a los vientos predominantes. A pesar de lo anterior niveles de concentración, en los metales

pesados estudiados, no representan un riesgo a la salud y al medio ambiente ya que no rebasaron los niveles establecidos por la normatividad mexicana.

### 6.3. Conclusión

Con base en los resultados de las concentraciones de los metales en suelo en ambos estudios, Complejo Geotérmico Cerro Prieto y Planta Termoeléctrica Presidente Juárez, estos niveles no rebasaron los niveles establecidos por la normatividad mexicana para remediación en suelos. Sin embargo, sería necesario realizar más estudios para evaluar los posibles daños a los ecosistemas y su posible impacto a la salud de los habitantes que se encuentran alrededor de estas zonas por la acción de estos metales pesados, para así poder proponer acciones encaminadas al control y mitigación de las posibles afectaciones.

## 7. REFERENCIAS

- Agrawal P, Mittal A, Prakash R, Kumar M, Singh T, Tripathi S (2010). Assessment of contamination of soil due to veavy metals around coal fired thermal power plants at Singrauli region of India. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*; 85: 219-223. doi: 10.1007/s00128-010-0043-8.
- Al-Degs Y, Ghrir A, Khoury H, Walker G, Sunjuk M, Al-Ghouti M (2014). Characterization and utilization of fly ash of heavy fuel oil generated in power stations. *Fuel processing technology*; 123: 41-46. doi: 10.1016/j.fuproc.2014.01.040.
- Al-Ghouti M, Al-Degs Y, Ghrair A, Khoury H, Ziedan M (2011). Extraction and separation of vanadium and nickel from fly ash produced in heavy fuel power plants. *Chemical Engineering Journal*; 173: 191–197. doi:10.1016/j.cej.2011.07.080
- Al-Malack M, Bukhari A, Al-Amoudi O, Al-Muhanna H, Zaidi T (2013). Characteristics of fly ash produced at power and water desalination plants firing fuel oil. *International journal of environmental research.*; 7(2): 455-466.
- Alonso-Hernández C, Bernal-Castillo J, Bolanos-Alvarez Y, Gómez-Batista M, Diaz-Asencio M (2011). Heavy metal content of bottom ashes from a fuel oil power plant and oil refinery in Cuba. *Fuel*; 90: 2820–2823.
- Alvarado-Gámez A., Blanco-Sáenz R., Mora-Morales E. (2002). El cromo como elemento esencial en los humanos. *Rev. costarric. cienc. méd.*; 23, número 1 y 2.

- An Q, Wu Y, Wang J, Li Z (2009). Heavy metals and polychlorinated biphenyls in sediments of the Yangtze river estuary, China. *Environmental Earth sciences*; 59: 363–370. doi: 10.1007/s12665-009-0034-4.
- Akita S, Maeda T, Takeuchi H (1995). Recovery of vanadium and nickel in fly ash from heavy oil. *J. Chem. Tech. Biotechnology*; 62: 345-350. doi: 10.1002/jctb.280620406.
- Arellano V M, Barragán R M, Aragón A, Rodríguez M H, Pérez A (2011). The Cerro Prieto IV (Mexico) geothermal reservoir: Pre-exploitation thermodynamic conditions and main processes related to exploitation (2000–2005). *Geothermics*; 40,190–198
- Baldi F (1988). Mercury pollution in the soil and mosses around a geothermal plant. *water, air, and soil pollution*; 38, 111-119.
- Bayer P, Rybach L, Blum P, Brauchler R (2013). Review on life cycle environmental effects of geothermal power generation. *Renewable and Sustainable energy reviews*; 26: 446 – 463.
- Bertani R (2012). Geothermal power generation in the world 2005–2010 update report. *Geothermics*; 41: 1–29.
- Bertani R and Lund J (2013). World energy resources, 2013 Survey: Summary. Chapter 9, World energy council, 1–62. Consultado el 10 de enero de 2015. [http://www.worldenergy.org/wp-content/uploads/2013/09/WER\\_2013\\_9\\_Geothermal.pdf](http://www.worldenergy.org/wp-content/uploads/2013/09/WER_2013_9_Geothermal.pdf).

- Birkle P, Bundschuh J, Sracek (2010). Mechanisms of arsenic enrichment in geothermal and petroleum reservoirs fluids in Mexico; Elsevier Ltd.; Water Research; 44: 5607, 5610.
- Birkle P, Merkel B (1999). Environmental impact by spill of geothermal fluids at the geothermal field of Los Azufres, Michoacán, México. Water, air, and soil pollution; 124, 371–410.
- Birkle P, Merkel B (2002). Mineralogical–chemical composition and environmental risk potential of pond sediments at the geothermal field of Los Azufres, Mexico; Environmental geology; 41(5): 583-592.
- Blinova I, Bityukova L, Kasemets K, Ivask A, Käkinen A, Kurvet I, Bondarenko O, Kanarbik L, Sihtmäea M, Aruoja V, Schvede H, Kahru A (2012). Environmental hazard of oil shale combustion fly ash. Journal of hazardous materials; 229–230:192–200. doi:10.1016/j.jhazmat.2012.05.095.
- BLM (Bureau of Land Management) (2010). Burning electrical wires a growing concern on public lands. News Release No. CA-CDD- 10-77. [http://www.blm.gov/ca/st/en/info/newsroom/2010/june/CDD1077\\_burning\\_wires\\_concern.html](http://www.blm.gov/ca/st/en/info/newsroom/2010/june/CDD1077_burning_wires_concern.html).
- Bowen, H. (1979). Environmental chemistry of the elements, London, Academic Press.
- CFE (2007). Manifestación del impacto ambiental, modalidad particular, proyecto geotermoeléctrico Cerro Prieto V (Environmental impact statement, particular modality. Cerro Prieto geothermoelectric project.). Comisión Federal de

Electricidad. Accedido: 17 de febrero de 2016.  
<http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/bc/estudios/2007/02BC2007E0001.pdf>

CFE (2014). Informe anual 2014 de la Comisión Federal de Electricidad. Secretaría de Energía, Gobierno Federal; México: 1-128, tomado de <http://aplicaciones.cfe.gob.mx/Aplicaciones/OTROS/InformeAnualConFirmas2014.pdf>

Chai Y, Guo J, Chai S, Cai J, Xue L, Zhang Q (2015). Source identification of eight heavy metals in grassland soils by multivariate analysis from the Baicheng–Songyuan area, Jilin Province, Northeast China. *Chemosphere*; 134: 67–75.

Cheng S (2003). Heavy metal pollution in China: origin, pattern and control. *ESPR-Environmental science and pollution research*; 10: 192 -198. DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/espr2002.11.141.1>

Chicón L (2003). Especiación de metales pesados en lodos de aguas residuales de origen urbano y aplicación de lodos como mejoradores de suelos. VIII Investigación, REDESMA, Octubre 2010; 4(2):101-106.  
<http://cebem.org/revistaredesma/vol10/investigacion.php>

CONCAWE (1998). Heavy fuel oils. CONCAWE´s, Product dossier no. 98/109, pp 2-3. Consultado el 19 de agosto 2015. [https://clu-in.org/download/contaminantfocus/dnapl/Toxicology/concawe\\_heavy\\_fuel\\_oils\\_2002-00198-01-E.pdf](https://clu-in.org/download/contaminantfocus/dnapl/Toxicology/concawe_heavy_fuel_oils_2002-00198-01-E.pdf)

- Cox M. (1981). An approach to problems of a geothermal mercury survey, Puna, Hawaii. Transactions. Geothermal Resource Council; 5: 67-70.
- Daessle L, Lugo-Ibarra K, Tobschall H, Melo M, Gutierrez-Galindo E, Garcia J, Alvarez L, (2009). Accumulation of As, Pb, and Cu associated with the recent sedimentary processes in the Colorado delta, south of the United States-Mexico Boundary; Archives of Environmental Contamination and Toxicology; 56: 680–692.
- Dorsey A, Ingerman L, Swarts S (2004). Toxicological profile for cooper. U.S. Department of Health and Human Services, Agency for toxic substances and disease registry; Atlanta, Georgia. Consultado el 25 de febrero de 2015. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp132.pdf>
- Dreisbach R, Williams R (1999). Manual de toxicología clínica; Sexta Edición; Editorial: El Manual Moderno; México: 205, 206, 209, 211-213, 217, 221-226, 388-389.
- Duruibe J, Ogwuegbu M, Egwurugwu J (2007). Heavy metal pollution and human biotoxic effects. International journal of physical sciences; 2 (5): 112-118.
- Eisler R (1986). Chromium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review; patuxent wildlife research center U.S. fish and wildlife service; Biological Report 85 (1.6); Contaminant hazard reviews, Report No.6; USA: 7.
- El-Gamal H, Farid E, Mageed A, Hasab M, Hassanien H (2013). Considerable hazards produced by heavy fuel oil in operating thermal power plant in Assiut, Egypt. Environmental science and pollution research; 20 (9): 6331–6336.

Essington M (2004). Soil and water chemistry: An integrative approach. Second edition, CPR Press, USA.

Ferrara R, Maserti B E, De Liso A, Edner H, Ragnarson P, Svanberg S, Wallinder E (1994). Could the geothermal power plant at Mt. Amiata (Italy) be a source of mercury contamination? In: Watras, C.J., Huckabee, J.W. (Eds) Mercury pollution integration and synthesis. Lewis, Boca Raton; pp. 601-607.

Galán E, Romero A (2008). Contaminación de suelos por metales pesados; revista de la sociedad española de mineralogía; macla. nº 10; noviembre 08: 55.

Ganor E, Altshuller S, Foner H, Brenner S, Gabbay J (1988). Vanadium and nickel in dustfall as indicators of power plant pollution. Water, air, and soil pollution; 42: 241-252.

García I y Dorronsoro C (2005). Contaminación por metales pesados; Departamento de Edafología y Química Agrícola. Unidad docente e investigadora de la facultad de ciencias; Universidad de Granada. España.  
<http://edafologia.ugr.es/conta/tema15/introd.htm>

George J, Masto R, Ram L, Das T, Rout T, Mohan M (2015). Human exposure risks for metals in soil near a coal-fired power-generating plant. Archives of environmental contamination and toxicology; 68:451–461.

Gobierno de Baja California (2012). PROAIRE, Programa para mejorar la calidad de aire de la zona metropolitana de Tijuana, Tecate y Playas de Rosarito 2012-2020 (Program to improve the air quality of Tijuana, Tecate and Playas de Rosarito 2012-2020).

- Gutiérrez-Negrín L and Quijano-Leon J L (2005). Results of geothermal exploitation in Mexico in 2004. Geothermal resources council transactions; 29, 229–233.
- Harbison R (1998). Hamilton and Hardy's industrial toxicology; 5th Edition; U.S.A.; 70-72, 142.
- Harte J, Holdren C, Schneider R, Shirley C (1995). Guía de las sustancias contaminantes; Ed. Grijalbo; México.
- Herdianita N, Priadi B (2008). Arsenic and mercury concentrations at several geothermal systems in West Java, Indonesia. Institute of technology Bandung international journal of mathematical and fundamental sciences, 40A (1), 1-14. Consultado el 20 de Octubre de 2014. <http://journals.itb.ac.id/index.php/jmfs/article/view/28>
- Hernández R, Fernández-Collado C, Baptista P (2006). Metodología de la investigación. Cuarta Edición, Editorial McGraw-Hill Interamericana, México, pp. 453.
- Hinkle D, Wiersma W, Jurs S (2003). Applied statistics for the behavioral sciences. Fifth edition, Houghton Mifflin Co.; USA.
- Hiriart G and Gutiérrez-Negrin L C A (2003). Main aspects of geothermal energy in Mexico. Geothermics; 32: 389 –396.
- IARC (International Agency for Research on Cancer) - Summaries and evaluations, chromium and chromium compounds (1990); CAS No.: 7440-47-3; Vol. 49; USA: 3.

- Ilgen A, Rychagov S, Trainor T (2011). Arsenic speciation and transport associated with the release of spent geothermal fluids in Mutnovsky field (Kamchatka, Russia); Elsevier Ltd.; Chemical Geology; 288:115.
- Imtiaz M, Rizwan M, Xiong S, Li H, Ashraf M, Shahzad S, Shahzadb M, Rizwan M, Tu S (2015). Vanadium, recent advancements and research prospects: A review. Environment International 80; 79–88.
- INEGI (2011) Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México en Cifras. Información Nacional, por Entidad Federativa y Municipios. Playas de Rosarito, Baja California. Consultado el 14 de mayo de 2015. <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx?src=487&e=2>.
- Kaiser H (1958). The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. Psychometrika; 23: 187-200.
- Kamal I (1995). An assessment of desalination technology for the Rosarito repowering project. Desalination; 102: 269-278.
- Khatri B, Pathak B (2013). Estimation of heavy metals by ICP-mass spectroscopy in different plant samples from Bathinda and Suratgarh thermal power stations, India. International journal of scientific and engineering research; 4, 11: 310 – 312. ISSN 2229-5518.
- Krishna A and Govil P (2007). Soil contamination due to heavy metals from an industrial area of Surat, Gujarat, Western India. Environmental monitoring and assessment; 124: 263-275.

- Kirk R, Othmer D (2001). Enciclopedia de Tecnología Química; Editorial: LIMUSA, S.A. de C.V.
- Klusman R and Landress R (1978). Secondary controls on mercury in soils of geothermal areas. *Journal of geochemical exploration*; 9, 75-91.
- Kristmannsdóttir H and Ármannsson H (2003). Environmental aspects of geothermal energy utilization. *Geothermics*; 32, 451-461.
- Leal-Acosta M, Shumilin E, Mirlean N, Sapozhnikov D, Gordeev V (2010). Arsenic and mercury contamination of sediments of geothermal springs, mangrove lagoon and the Santispac bight, Bahía Concepción, Baja California Peninsula. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*; 85(6): 609-613.
- Lippmann M, Truesdell A, Frye G (1999). The Cerro Prieto and Salton Sea geothermal fields—are they really alike? In: *Proceedings of the Twenty-Fourth workshop on geothermal reservoir engineering January 25–27, 1999*. Stanford University, Stanford, CA, SGP-TR-162:1–10.
- Llopis G y Rodrigo V (2008). Guía de la energía geotérmica, Fundación de la energía de la comunidad de Madrid, Gráficas Arias Montano, S.A. España, pp. 54.
- Machado A, García N, García C, Acosta L, Córdova A, Linares M, Giraldoth D, Velásquez H (2008). Contaminación por metales (Pb, Zn, Ni y Cr) en aire, sedimentos viales y suelo en una zona de alto tráfico vehicular. *Revista internacional de contaminación ambiental*; 24(4): 171-182.

- Malcom E (2011). Human impacts on earth's natural mercury, Chapter 3 from "Mercury Pollution: A Transdisciplinary treatment"; CRC Press, USA; 38-48.
- Mandal A, Sengupta D (2006). An assessment of soil contamination due to heavy metals around a coal-fired thermal power plant in India. *Environmental geology*; 51(3): 409-420. doi: 10.1007/s00254-006-0336-8.
- Massas I, Ehaliotis C, Gerontidis S, Sarris, E. (2009). Elevated heavy metal concentrations in top soils of an Aegean island town (Greece): total and available forms, origin and distribution; *Environmental Monitoring Assessment* 151: 105-116.
- Mazhaiskii Y, Zakharova O, Evtyukhin V, Tobratov S (2000). Pollution in the zone around Ryazan power station. *Chemical and petroleum engineering*; 36: 9–10. doi: 10.1023/A:1002828513234.
- Menzie C A, Potoki B B, Santodonato J (1992). Exposure to carcinogenic PAHs in environment science and technology 26: 1278 –1284.
- Mirsal I (2004). *Soil pollution: origin, monitoring and remediation*. Second Edition, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, USA: 147-149.
- Mishra A, Choudhuri M (1999). Monitoring of phytotoxicity of lead and mercury from germination and early seedling growth indices in two rice cultivations. *Water air and soil pollution*; 114(3–4): 339–346.

- Mofarrah A, Husain T (2013). Use of heavy oil fly ash as a color Ingredient in cement mortar. *International journal of concrete structures and materials*; 7(2):111–117. doi: 10.1007/s40069-013-0042-3.
- Mohanty N, Vass I, Demeter S (1989). Impairment of photosystem 2 activity at the level of secondary quinone electron acceptor in chloroplast treated with cobalt, nickel and zinc ions. *Physiologia Plantarum*; 76(3):386–390.
- Montoya O. (2007). Aplicación del análisis factorial a la investigación de mercados: caso de estudio. *Scientia et technica* Año XIII, No 35. Universidad Tecnológica de Pereira: 281-286. ISSN 0122-1701.
- Moosavi M, Zarasvandi A (2009). Geochemistry of urban soils in the Masjed Soleyman city, Khuzestan Province, Iran: Environmental marks. *Research journal of environmental sciences*; 3(3): 392-399.
- Muller G (1969). Index of geoaccumulation in sediments of Rhine river. *Geoj*; 2 (3):108-118.
- Naja G, Volesky B (2002). Heavy metals in the environment. Chapter 2: Toxicity and sources of Pb, Cd, Hg, Cr, As, and radionuclides in the environment, CRC press. Marcel Dekker, Inc. Canada, pp.14-18.
- Nava-Martínez E, García-Flores E, Espinoza-Gomez H, Wakida F T (2012). Heavy metals pollution in the soil of an irregular urban settlement built on a former dumpsite in the city of Tijuana, Mexico. *Environmental Earth Sciences*; 66: 1239 –1335.

- Nava C, Méndez M (2011). Efectos neurotóxicos de metales pesados (cadmio, plomo, arsénico y talio); Archivos de neurociencias (México); 16, (3): 140-147.
- Nimick D, Caldwell R, Skaar D, Selch T (2013). Fate of geothermal mercury from Yellowstone national park in the Madison and Missouri rivers, USA. Science of the total environment; 443: 40-54.
- Nordberg G (2012) Enciclopedia de la salud y seguridad en el trabajo: capítulo 63 de metales: propiedades químicas y toxicidad, Cuarta Edición, Organización Internacional del Trabajo (OIT), Madrid. accesado 2015/febrero/26 <http://www.insht.es/InshtWeb/Contenidos/Documentacion/TextosOnline/EnciclopediaOIT/tomo2/63.pdf>
- Pal S, Wallis S, Arthur S (2011). Assessment of heavy metals emission from traffic on road surfaces. Central european journal of chemistry; 9(2): 2011: 314-319. doi:10.2478/s11532-011-0005-y.
- Palmer R, Troeh F (1989). Introducción a la Ciencia del Suelo, Manual de Laboratorio. AGT Editor S.A. España, pp 88 - 91.
- Peralta O, Castro T, Durón M, Salcido A, Celada-Murillo A, Navarro-González R, Márquez C, García J, De la Rosa J, Torres R, Villegas-Martínez R, Carreón-Sierra S, Imaz M, Martínez-Arroyo A, Saavedra I, Espinosa M, Torres-Jaramillo A (2013). H<sub>2</sub>S emissions from Cerro Prieto geothermal power plant, Mexico, and air pollutants measurements in the area. Geothermics; 46: 55–65.

Pires M, Querol X (2004). Characterization of candiota (South Brazil) coal and combustion by-product. *International journal of coal geology*; 60: 57–72. doi:10.1016/j.coal.2004.04.003.

Prasad M (1995). Cadmium toxicity and tolerance in vascular plants. *Environmental and experimental botany*; 35(4): 525–545.

Prontuario (2009). Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos, Playas de Rosarito, Baja California, Clave geoestadística 02005, 2009. Consultado el 16 de mayo de 2015. <http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/bc/estudios/2001/02BC2001E0011.pdf>

Prontuario Mexicali (2009). Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos, Mexicali, Baja California, Clave geoestadística 02002, 2009. Consultado el 28 de agosto de 2014. <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/datos-geograficos/02/02002.pdf>

Reddy M, Basha S, Joshi H, Jha B (2005). Evaluation of the emission characteristics of trace metals from coal and fuel oil fired power plants and their fate during combustion. *Journal of Hazardous Materials*; B123: 242–249.

Robertson D E, Crecelius E A, Fruchter J S, Ludwick J D (1977). Mercury emissions from geothermal power plants. *Science*; 196 (4294), 1094-1097.

Rodríguez-Mercado J, Altamirano-Lozano M (2006). Vanadio: contaminación, metabolismo y genotoxicidad. *Revista internacional de contaminación ambiental*; 22 (4); 173-189.

Rychagov S, Nuzhdaev A, Stepanov I (2009). Behavior of mercury in the supergene zone of geothermal deposits, southern Kamchatka. *Geochemistry International*; 47(5): 504-512.

Sabadell J, Axtmann R, (1975). Heavy metal contamination from geothermal sources; *Environmental Health Perspectives*; 12, USA: 1-7.

Salvagio Manta D, Angelone M, Bellanca A, Neri R, Sprovieri M (2002). Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy. *Science of the total environment*; 300: 229–243. doi: 10.1016/S0048-9697(02)00273-5.

Sandoval A (1998). Los crudos mexicanos, sus características. Departamento de difusión tecnológica. Sector e Industria eléctricos / Boletín IIE. Consultado el 3 de septiembre de 2015. <http://www.iie.org.mx/publica/bolmi98/secmi98.htm>.

Sarychikhina O, Glowacka E, Mellors R, Suárez-Vidal F (2011). Land subsidence in the Cerro Prieto geothermal field, Baja California, Mexico, from 1994 to 2005: An integrated analysis of DInSAR, leveling and geological data. *Journal of volcanology and geothermal research*; 204: 76–90.

SENER (2010). *Prospectiva del sector eléctrico 2010-2025*. Secretaria de Energía, Dirección general de planeación energética, México; 1-227 pp. Consultado el 3 de octubre de 2015.

[http://www.cie.unam.mx/~rbb/Lic/Documentos\\_SENER/SECTOR\\_ELECTRICO.pdf](http://www.cie.unam.mx/~rbb/Lic/Documentos_SENER/SECTOR_ELECTRICO.pdf)

SENER (2012). Prospectiva del sector eléctrico 2012-2026. Secretaría de Energía, Gobierno Federal; México: 1-237, tomado de [http://www.sener.gob.mx/res/PE\\_y\\_DT/pub/2012/PSE\\_2012\\_2026.pdf](http://www.sener.gob.mx/res/PE_y_DT/pub/2012/PSE_2012_2026.pdf)

USDA (2000) Soil Quality- Urban Technical note, No. 3 (2000); United States Department of Agriculture: 1-2.

Sparks D (2006). Toxic metals in the environment: the role of surfaces; Elements, Vol, 1; September 2005: 1.

Stafilov T (2014). Environmental pollution with heavy metals in the

Section of Natural, Mathematical and Biotechnical Sciences. MASA; 35 (2): 81-119.

Suryantini (2013). Statistical analysis of mercury data from soil survey in non-volcanic geothermal system: a case study in Sulawesi. Procedia Earth and planetary science; 6: 212-218.

Taylor J, Keith S, Cseh L, Ingerman L, Chappell L, Rhoades J, Hueber A (2012). Toxicological profile for vanadium. U.S. department of health and human services, Agency for toxic substances and disease registry; Atlanta, Georgia.

Tchounwou P, Yedjou C, Patlolla A, Sutton D (2012). Molecular, clinical and environmental toxicology, chapter 6: heavy metal toxicity and the environment,

Volume 101 of the series *Experientia supplementum*, Springer Basel AG, USA.

Tijhuis L, Brattli B, Sæther, O M (2002). A Geochemical survey of topsoil in the city of Oslo, Norway. *Environmental geochemistry and health*; 24 (1): 67-94. doi: 10.1023/A:1013979700212.

USDA (2000). *Soil Quality- Urban Technical note, No. 3*; United States Department of Agriculture: 1-2.

US Department of Energy (2010). A history of geothermal energy research and development in the United States, energy conversion 1976–2006, U.S. geothermal technologies program; Department of Energy; 1-142. Consultado el 15 de enero de 2015. [http://energy.gov/sites/prod/files/2014/02/f7/geothermal\\_history\\_4\\_conversion.pdf](http://energy.gov/sites/prod/files/2014/02/f7/geothermal_history_4_conversion.pdf).

Vargas E (2008). *Medicina forense toxicológica y laboral*; editorial: Trillas; México: 14,115, 118, 128-129,135-136.

Varekamp J and Buseck P (1984). Global mercury flux from volcanic and geothermal sources. *Applied geochemistry*; 1, 65–73.

Vitolo S, Seggiani M, Filippi S, Brocchini C (2000). Recovery of vanadium from heavy oil and orimulsion fly ashes. *Hydrometallurgy* (57); 141–149.

Vitolo S and Seggiani M (2002). Mercury removal from geothermal exhaust gas by sulfur-impregnated and virgin activated carbons. *Geothermics*; 31, 431– 442.

Wakida F T, Lara-Ruiz D, Temores-Peña J, Rodriguez-Ventura G, Diaz C, Garcia-Flores E (2008). Heavy metals in sediments of the Tecate river. *Environmental geology*; 54: 637-642.

Weissberg B G and Rohde A G (1978). Mercury in some New Zealand geothermal discharges. *New Zealand journal of science*; 21, 365-369.

Wuana R, Okieimen F (2011). Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *International scholarly research network*; 2011:1-20. doi:10.5402/2011/402647.

Yaron B, Dror I, Berkowitz B (2012). *Soil-Subsurface Change: Chemical pollutant impacts*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 49.

## 8. ANEXOS

## ANEXO 1

Tabla A1.1. Resultados de propiedades fisicoquímicas de las muestra del complejo geotérmico Cerro Prieto.

Muestra	pH	% Materia Orgánica	% Arcilla	Textura
1	7.8	2.43	12.20	Migajón Limoso
2	8.3	2.33	8.80	Migajón Arcillo Limoso
3	8.6	3.27	7.60	Migajón Arcillo Limoso
4	8.3	1.11	26.10	Migajón
5	7.1	2.33	8.26	Migajón Limoso
6	8.0	1.96	17.80	Migajón Limoso
7	8.3	3.07	6.60	Migajón Limoso
8	8.5	3.15	10.00	Migajón Arcillo Limoso
9	8.0	4.08	1.50	Limo
10	8.6	0.36	55.00	Migajón Arenoso
11	8.1	1.20	38.00	Migajón
12	8.2	1.49	21.40	Migajón
13	7.3	2.44	8.20	Limo
14	7.5	2.08	9.70	Migajón limoso
15	7.8	3.84	26.20	Migajón Arcillo Limoso
16	8.1	2.48	27.20	Migajón Arcillo Limoso
17	7.5	2.86	13.50	Migajón Limoso
18	7.4	0.87	15.20	Migajón limoso
19	7.6	2.01	5.90	Migajón limoso
20	8.5	2.43	35.92	Migajón Arcillo Limoso
21	8.0	2.54	33.20	Migajón Arcillo Limoso
22	7.9	2.37	3.10	Migajón limoso
23	7.6	0.99	3.52	Migajón Limoso
24	7.5	2.10	6.84	Limo
25	7.9	2.30	4.80	Migajón Limoso
26	7.8	3.40	7.48	Migajón Limoso
27	8.3	5.17	12.00	Migajón Limoso
28	7.7	3.25	10.30	Migajón Limoso
29	8.5	1.52	27.00	Migajón Limoso
30	7.6	1.02	2.98	Migajón Arenoso
31	7.6	2.46	4.44	Migajón Limoso
32	7.4	4.04	16.20	Migajón
33	7.7	2.54	22.80	Migajón
34	7.9	2.15	16.40	Migajón
35	8.0	2.37	38.60	Migajón Arcilloso

Continuación de Tabla A1.1

Muestra	pH	% Materia Orgánica	% Arcilla	Textura
36	7.5	1.18	20.90	Migajón
37	7.4	2.08	15.80	Migajón Limoso
38	8.6	1.81	27.80	Migajón Arcillo Arenoso
39	7.8	0.08	8.02	Migajón
40	9.0	1.04	17.00	Migajón
41	8.9	0.99	17.00	Migajón Limoso
42	7.5	0.15	24.04	Migajón Limoso
43	7.9	3.05	10.02	Migajón Limoso
44	8.7	0.84	51.00	Migajón
45	9.0	0.75	66.00	Migajón Arenoso
46	7.9	3.74	13.00	Migajón
47	8.4	1.56	13.00	Migajón Limoso
48	8.0	1.00	16.00	Migajón
49	8.9	0.38	16.00	Migajón Arenoso
50	8.1	0.98	13.00	Migajón Arenoso
51	8.8	0.16	39.00	Migajón Limoso
52	7.8	0.09	42.00	Migajón Limoso
53	8.4	1.50	45.00	Migajón Limoso
54	8.9	3.36	16.00	Migajón Arenoso

Tabla A1.2. Resultados de propiedades fisicoquímicas de las muestra de la planta termoeléctrica Presidente Juárez.

Muestra	pH	% de Materia Orgánica	% Arcilla	Textura
1	7.5	2.3	17.2	Migajón
2	7.6	3.4	14.3	Migajón
3	7.6	5.6	20.8	Migajón
4	7	6.2	20	Migajón Limoso
5	8	4.7	25.2	Migajón Limoso
6	8	2.0	22.8	Migajón
7	8.1	1.8	16.3	Migajón Limoso
8	7.9	4.2	18.9	Migajón Limoso
9	7.7	3.5	17	Migajón Limoso
10	7.9	4.8	15.2	Migajón
11	7.9	1.0	9.5	Migajón Arenoso
12	7.5	3.3	13.9	Migajón Arenoso
13	7.7	3.7	16.1	Migajón
14	7.7	3.3	27.1	Migajón Arcillo Arenoso
15	7.8	3.2	18.9	Migajón
16	7.6	5.8	23.5	Migajón Arcillo Arenoso
17	7.5	4.4	25.4	Migajón
18	7.4	3.2	30.1	Migajón Arcillo Limoso
19	7.8	2.6	17.7	Migajón
20	7.7	2.7	13.1	Migajón
21	6.7	7.5	14.6	Migajón Arenoso
22	7.6	4.2	16.7	Migajón Arenoso
23	7.3	4.4	26.5	Migajón Limoso
24	8.2	2.2	28	Migajón Arcilloso
25	8	2.4	32.8	Arcilla Arenosa
26	7.9	4.0	20.2	Migajón
27	8.7	1.2	13.6	Migajón Arenoso
28	7.5	4.1	20.2	Migajón
29	6.4	4.2	15.9	Migajón Limoso
30	7.8	0.8	2.7	Migajón
31	8.5	0.2	4.4	Migajón arenoso
32	7.7	3.1	3	Migajón arenoso

## ANEXO 2

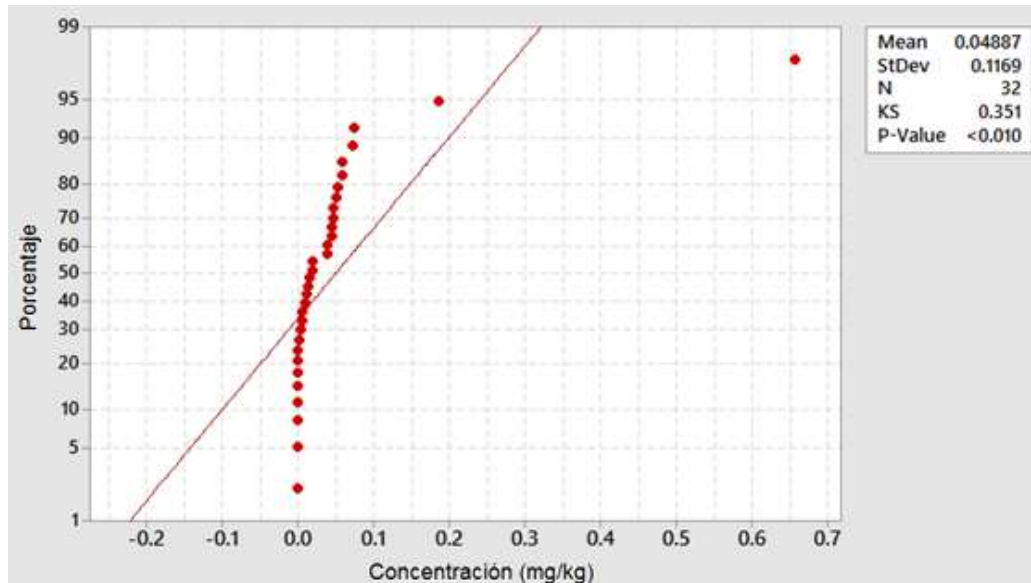


Figura A2-1. Gráfico de probabilidad (Kolmogorov-Smirnov) de la concentración de Hg en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza.

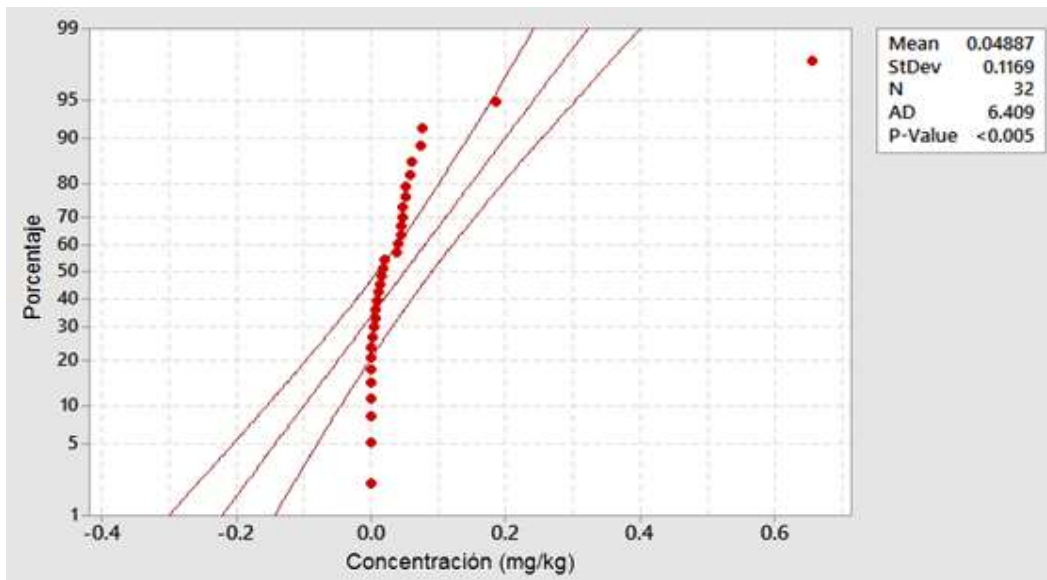


Figura A2-2. Gráfico de probabilidad (Q-Q) de la concentración de Hg en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza.

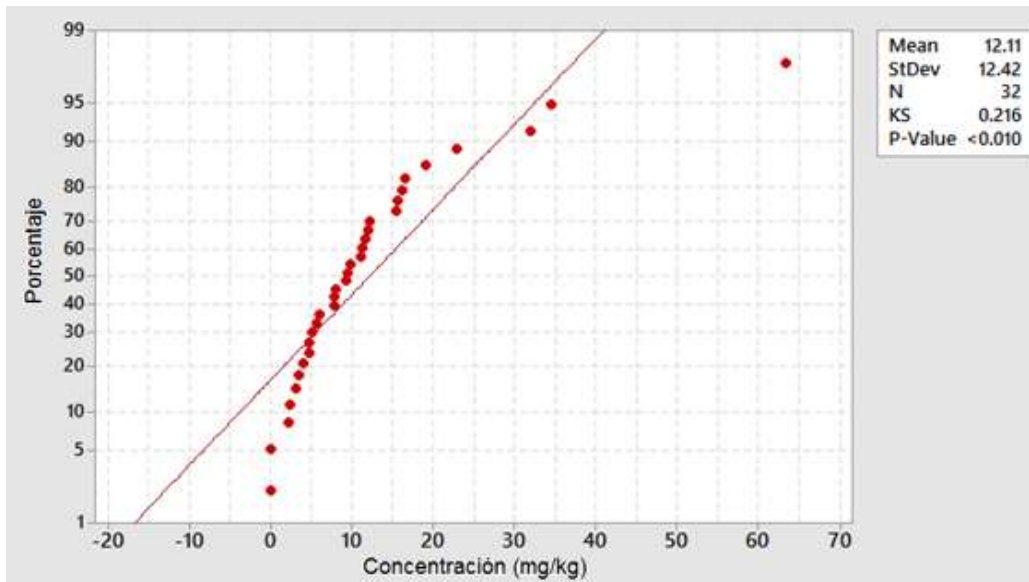


Figura A2-3. Gráfico de probabilidad (Kolmogorov-Smirnov) de la concentración de Pb en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza.

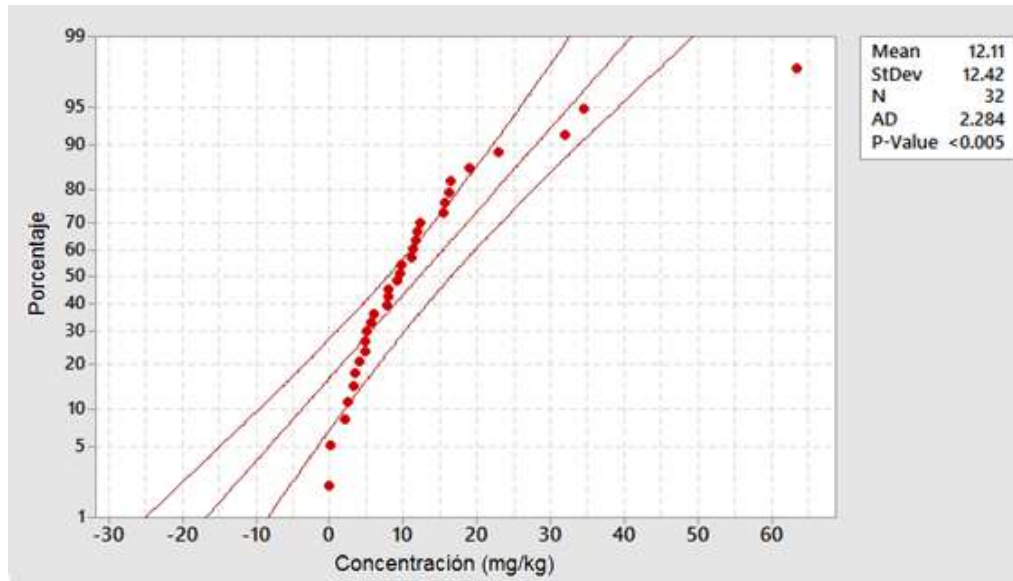


Figura A2-4. Gráfico de probabilidad (Q-Q) de la concentración de Pb en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza.

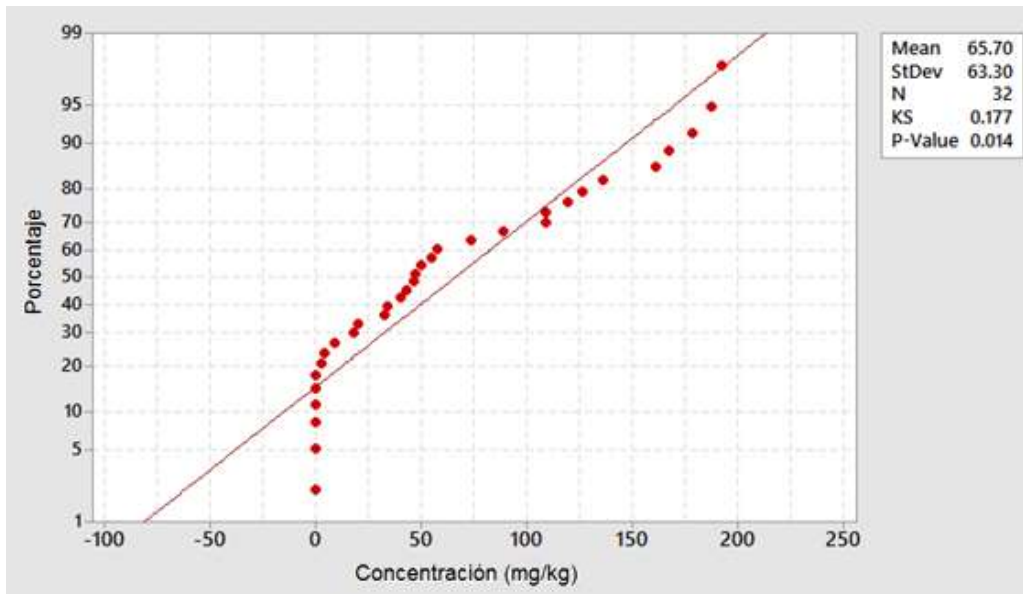


Figura A2-5. Gráfico de probabilidad (Kolmogorov-Smirnov) de la concentración de Cr en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza.

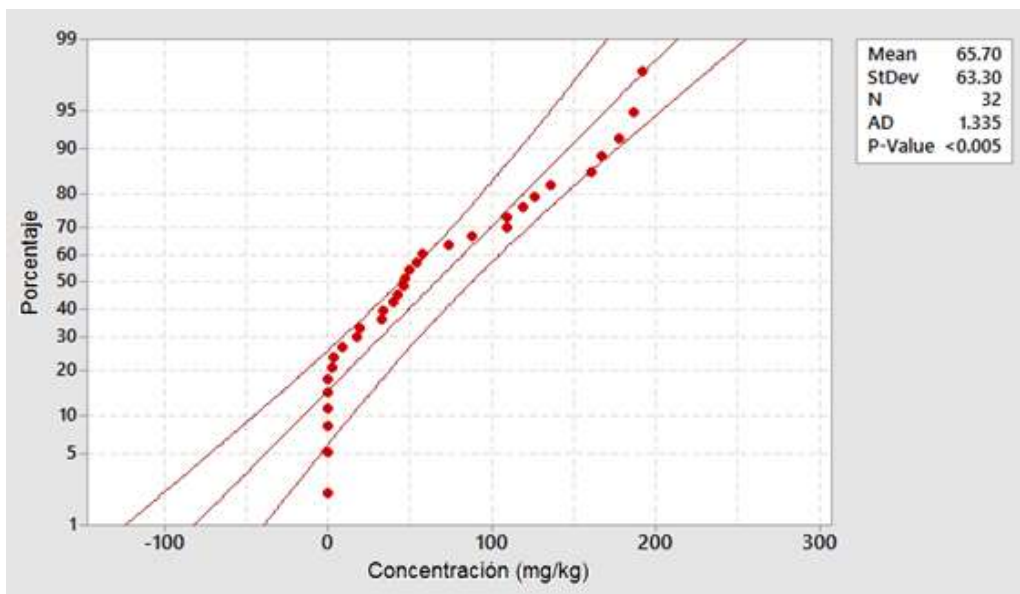


Figura A2-6. Gráfico de probabilidad (Q-Q) de la concentración de Cr en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza.

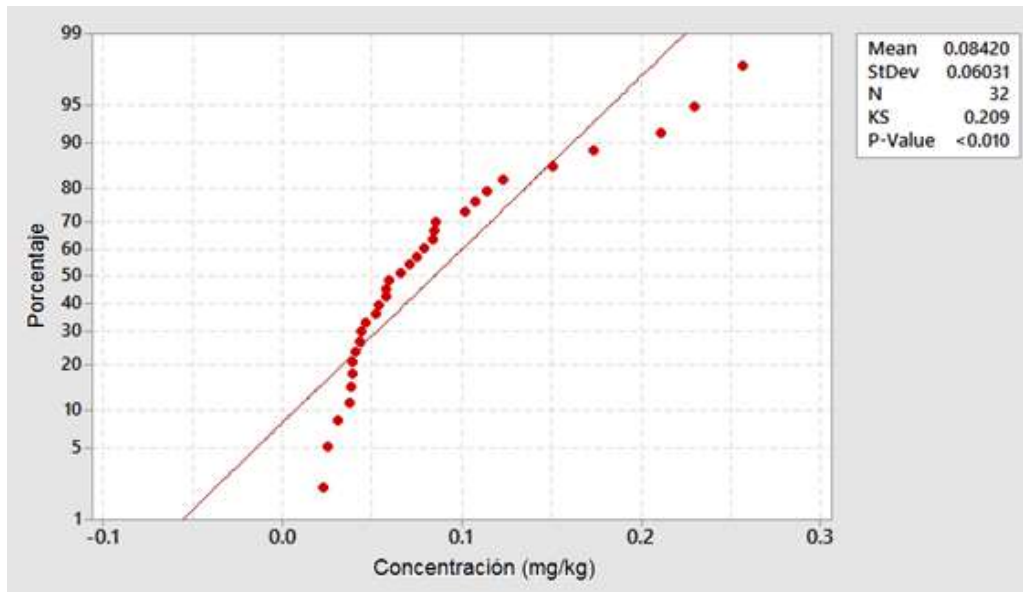


Figura A2-7. Gráfico de probabilidad (Kolmogorov-Smirnov) de la concentración de Cd en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza.

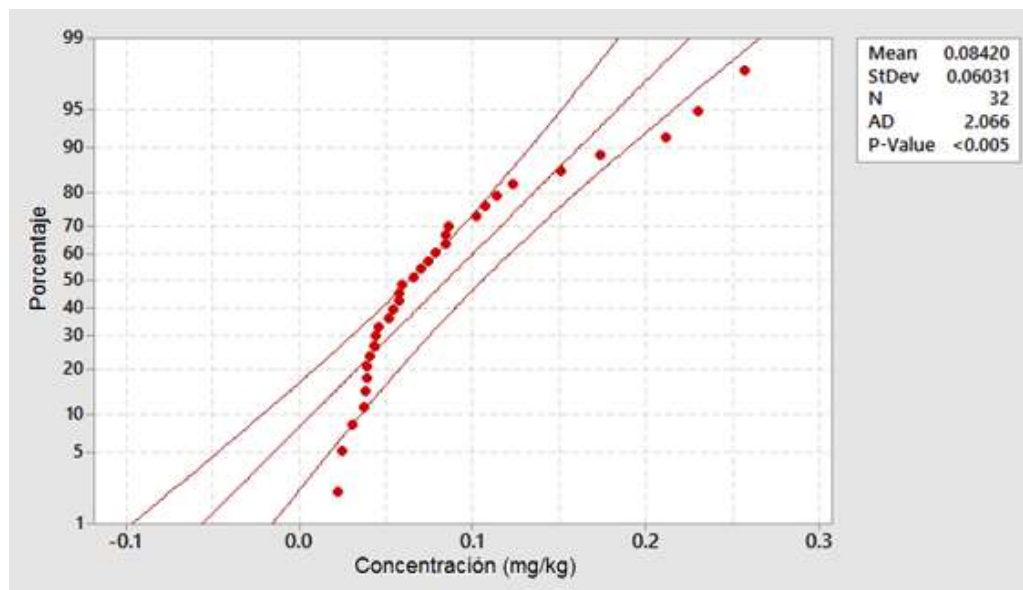


Figura A2-8. Gráfico de probabilidad (Q-Q) de la concentración de Cd en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza.

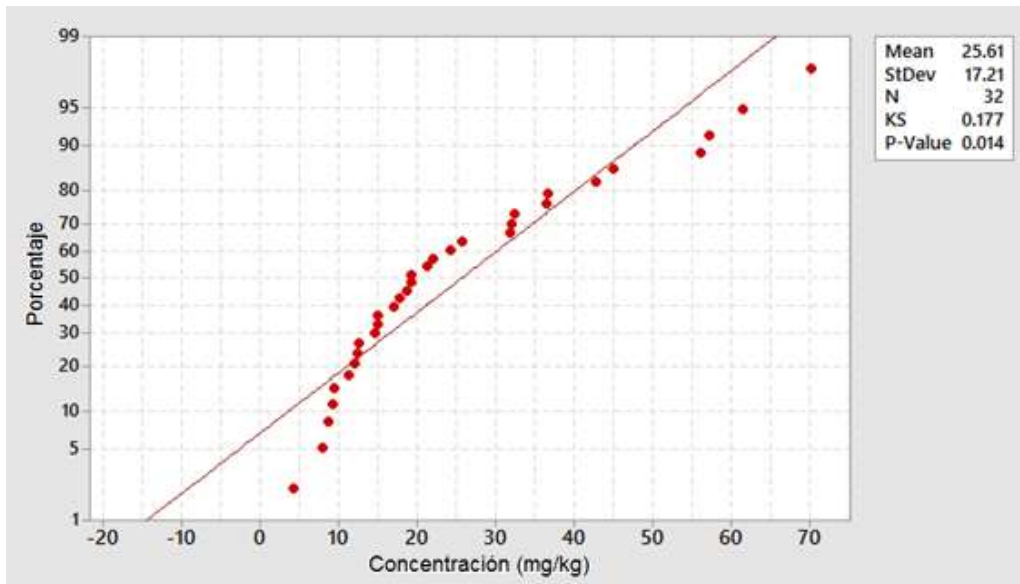


Figura A2-9. Gráfico de probabilidad (Kolmogorov-Smirnov) de la concentración de Cu en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza.

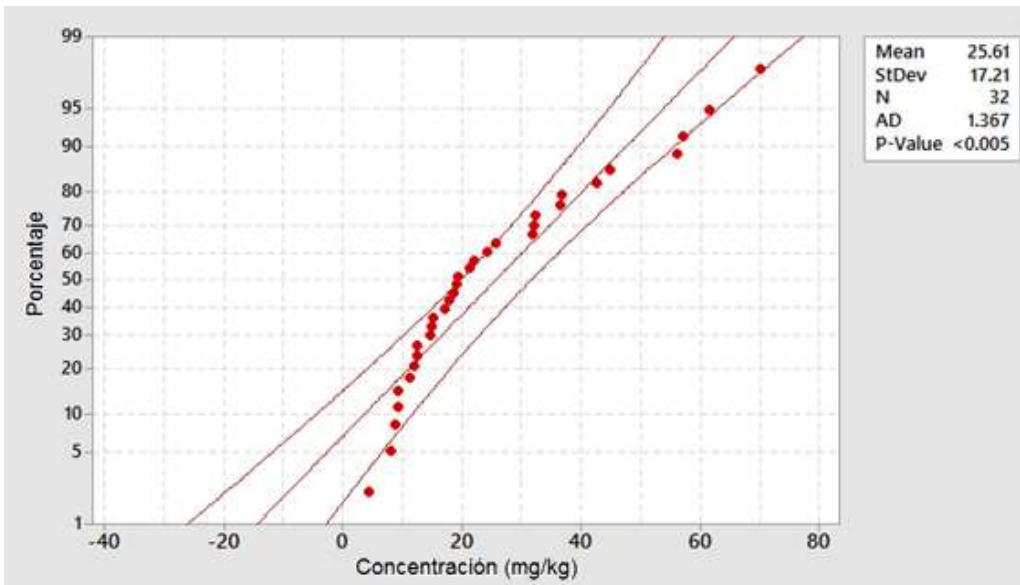


Figura A2-10. Gráfico de probabilidad (Q-Q) de la concentración de Cu en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza.

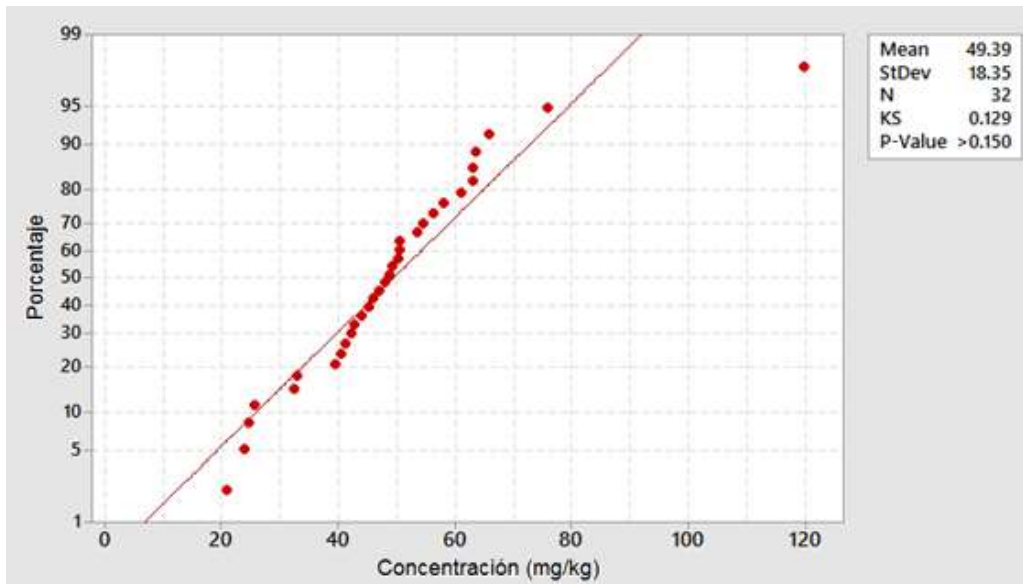


Figura A2-11. Gráfico de probabilidad (Kolmogorov-Smirnov) de la concentración de V en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza.

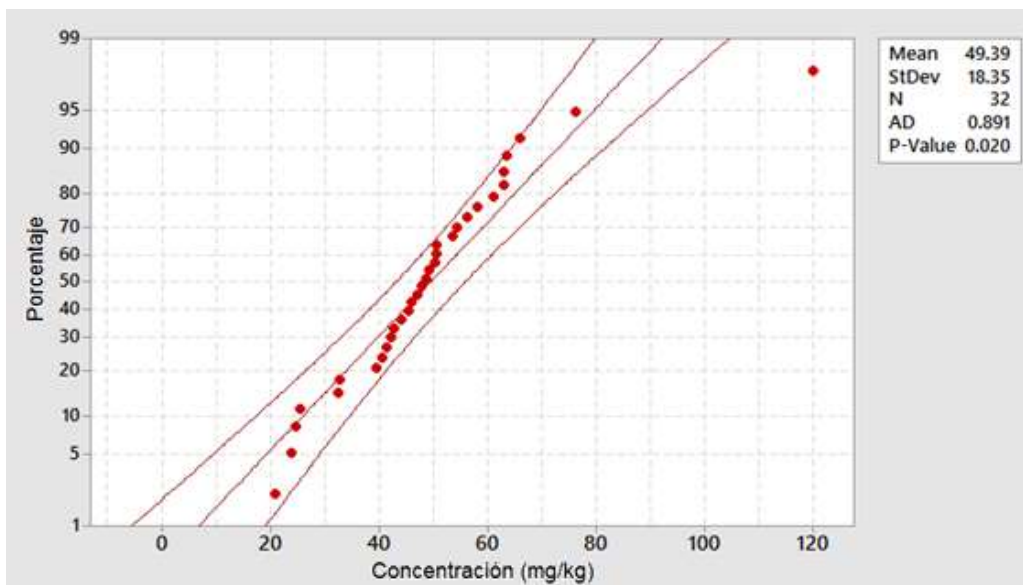


Figura A2-12. Gráfico de probabilidad (Q-Q) de la concentración de V en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza.

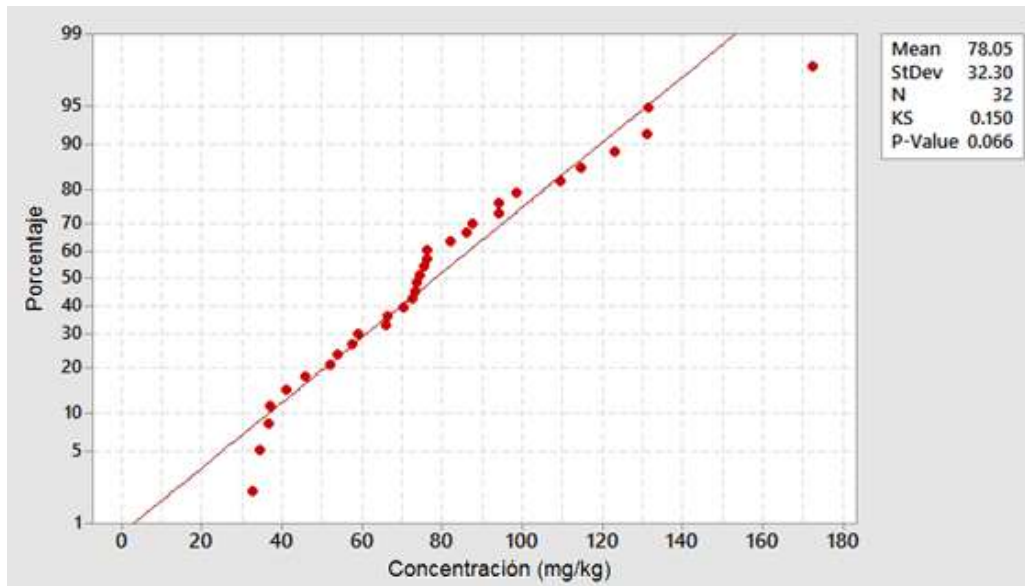


Figura A2-13. Gráfico de probabilidad (Kolmogorov-Smirnov) de la concentración de Ni en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza.

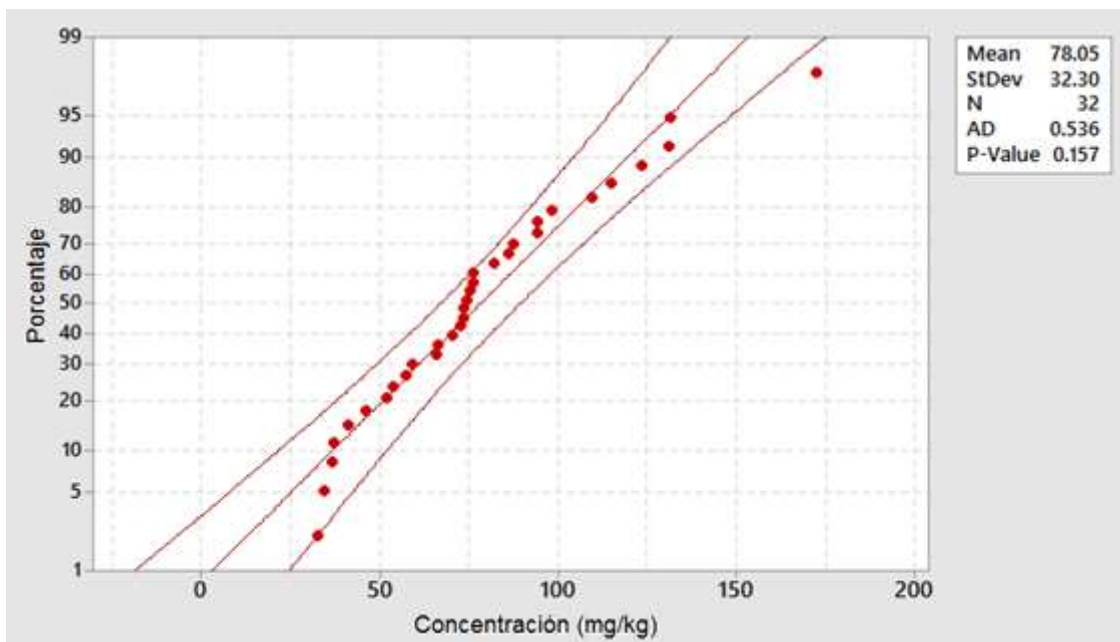


Figura A2-14. Gráfico de probabilidad (Q-Q) de la concentración de Ni en muestras superficiales, con un 95% de índice de confianza.

## ANEXO 3

Tabla A.3.1. Concentración de Hg en perfiles de profundidad.

Profundidad (cm.)	Perfil			
	D1 (mg/kg)	D2 (mg/kg)	D3 (mg/kg)	D4 (mg/kg)
0	0.26	0.02	0.02	0.21
20	0.21	0.02	0.01	0.16
40	0.04	0.02	0.02	0.15
60	0.02	0.02	0.02	0.12
80	0.03	0.02	0.03	0.12
100				0.09

Tabla A.3.2. Concentraciones de referencia totales (CR<sub>T</sub>) por tipo de uso de suelo tomado de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004.

Contaminante	Uso agrícola /residencial /comercial (mg/kg)	Uso industrial (mg/kg)
Arsénico	22	260
Bario	5400	67000
Berilio	150	1900
Cadmio	37	450
Cromo Hexavalente	280	510
Mercurio	23	310
Níquel	1600	20000
Plata	390	5100
Plomo	400	800
Selenio	390	5 100
Talio	5.2	67
Vanadio	78	1000

NOTA:

- a.** En caso de que se presenten diversos usos del suelo en un sitio, debe considerarse el uso que predomine.
- b.** Cuando en los programas de ordenamiento ecológico y de desarrollo urbano no estén establecidos los usos del suelo, se usará el valor residencial.

Tabla A3.3. Resultados de análisis de Cluster, tipo dendograma (enlace simple con distancia de coeficiente de correlación), aplicado a los metales analizados con las muestras localizadas en la zona vientos abajo de la planta en relación a los vientos predominantes.

Paso	# de conglomerados	Nivel de semejanza	Nivel de distancia
1	6	96.8	0.0647
2	5	89.1	0.2190
3	4	81.5	0.3698
4	3	81.3	0.3746
5	2	56.5	0.8697
6	1	44.9	1.10207

Paso	Conglomerados incorporados		Nuevo conglomerado	# de observaciones en nuevo cluster
1	6	7	6	2
2	3	6	3	3
3	3	5	3	4
4	1	5	1	2
5	1	3	1	6
6	1	4	1	7

## ANEXO 4

### ARTÍCULOS INDEXADOS

1. Pastrana-Corral M. A., Wakida F. T., García-Flores E., Rodríguez- Mendivil D. D., Quiñonez-Plaza A. & Piñon-Colin T. D. J. (2016). Soil mercury levels in the area surrounding the Cerro Prieto geothermal complex, MÉXICO. *Environmental Monitoring and Assessment* (2016) 188:466.
2. Pastrana-Corral, M.A., Wakida, F.T., Temores-Peña J., Rodríguez- Mendivil, D.D., García-Flores, E., Piñon-Colin, T.D.J., Quiñonez-Plaza, A. Assessment of heavy metal concentration in soil around a thermal power plant at Playas de Rosarito, Mexico. Enviado a *Environmental Earth Sciences*.

# Soil mercury levels in the area surrounding the Cerro Prieto geothermal complex, MEXICO

M. A. Pastrana-Corral & F. T. Wakida & E. García-Flores & D. D. Rodríguez-Mendivil & A. Quiñonez-Plaza & T. D. J. Piñon-Colin

Received: 15 March 2016 / Accepted: 4 July 2016

# Springer International Publishing Switzerland 2016

**Abstract** Even though geothermal energy is a renewable energy source that is seen as cost-effective and environmentally friendly, emissions from geothermal plants can impact air, soil, and water in the vicinity of geothermal power plants. The Cerro Prieto geothermal complex is located 30 km southeast of the city of Mexicali in the Mexican state of Baja California. Its installed electricity generation capacity is 720 MW, being the largest geothermal complex in Mexico. The objective of this study was to evaluate whether the emissions generated by the geothermal complex have increased the soil mercury concentration in the surrounding areas. Fifty-four surface soil samples were collected from the perimeter up to an approximate distance of 7660 m from the complex. Additionally, four soil depth profiles were performed in the vicinity of the complex. Mercury concentration in 69 % of the samples was higher than the mercury concentration found at the baseline sites. The mercury concentration ranged from 0.01 to 0.26 mg/kg. Our results show that the activities of the geothermal complex have led to an accumulation of mercury in the soil of the surrounding area. More studies are needed to determine the risk to human health and the ecosystems in the study area.

A. Quiñonez-Plaza · T. D. J. Piñon-Colin

Universidad Autónoma de Baja California, Calzada Universidad  
14418, Parque Industrial Internacional Tijuana, CP 22390 Tijuana,  
Baja California, Mexico

e-mail: fwakida@uabc.edu.mx

M. A. Pastrana-Corral · F. T. Wakida (✉) ·

E. García-Flores · D. D. Rodríguez-Mendivil ·

Keywords Mexicali · Geothermal · Soil pollution · Environmental impact

## Introduction

Geothermal energy is the thermal energy generated inside the Earth. It is known that 99 % of the volume of the planet has a temperature above 1000 °C, making it one of the most reliable sources of energy in terms of availability wherever geological conditions allow. Geothermal reservoirs can be accessible a few kilometers below the surface, generally less than 2 km (Bayer et al. 2013). The total global capacity of geothermal power generation in 2009 was estimated to be 50,583 MW, with an annual growth rate of 12.3 % (Bertani and Lund

2013). Geothermal energy can be used in heating, industrial purposes, and electricity production (Sabadell and Axtmann 1975). By the year 2008, Mexico ranked fourth in the world in electricity generation by geothermal sources with an installed generation capacity of 965 MW (SENER 2012). Geothermal energy is considered a renewable energy source that generates only low levels of pollution. Geothermal plants capture high pressure steam from subsoil depths, and then use it to power turbines to generate electricity (US Department of Energy 2010; Sabadell and Axtmann 1975). Moreover, fossil fuels are not used, and waste generation is minimal. It is estimated that the geothermal electricity generated worldwide in 2003 was equivalent to using 12.5 million tons of fuel oil (Kristmannsdóttir and Ármannsson 2003). However, metals such as mercury

Published online: 14 July 2016

 Springer

and arsenic can be transported to the surface by the high pressure and temperature and could potentially produce soil and water pollution; this potential for pollution depends completely on the mineralogical components of the subsurface. (García and Dorransoro 2005; Moosavi and Zarasvandi 2009; Klusman and Landress 1978). The natural levels of mercury and other heavy metals do not necessarily imply a pollution problem if their concentrations are low, in which case they pose no risk to living beings. On the other hand, heavy metals can lead to health disorders and even death when the levels exceed the limits which are considered toxic. (Krishna and Govil 2007; Harte et al. 1991; Mahajan et al. 2012). Most mercury species are highly toxic to humans, and even low-level exposure can adversely affect the central nervous system. One of the major problems of mercury is that it can transform into organic mercury  $[\text{CH}_3\text{Hg}]^+$  which bioaccumulates readily in organisms and can impact an entire ecosystem, affecting those found at higher levels in the trophic chain more intensely (Xu et al. 2015; Durkalec et al. 2015).

Geothermal plants have been identified as sources of mercury mobilization into the environment; this metal is a trace element which may be present in the geothermal fluid. Due to its high volatility, it is emitted into the atmosphere along with other non-condensable gases. Mercury is emitted in its elemental form ( $\text{Hg}^0$ ) due to the reductive environment of the geothermal fluids (Vitolo and Seggiani, 2002). Ferrara et al. (1994) determined mercury flux between 18 and 24 g/h near the Bellavista geothermal power plant (Mt. Amiata) in Italy. This value was considered high by the authors since it was equivalent to one third of the annual emission of a large old chloralkali plant, 150 to 210 kg. Weissberg and Rohde (1978) and Robertson et al. (1977) estimated mercury release from geothermal power plants at 1 to 2 g/MW/day. Atmospheric emissions from geothermal power plants generally cover many different point sources: silencers, cooling towers, pipe leaks, and vent stacks, among others (Peralta et al. 2013). Although other studies had found the highest mercury concentration in the soil close to cooling towers (Ferrara et al. 1994; Robertson et al. 1977), vapor emissions from silencers, and vent stacks are potential mercury sources in geothermal power plants. The transport of these vapors and surface water causes the metal to be deposited on the soil around the plants (Varekamp and Buseck 1984). For example, in the Darajat geothermal field in Indonesia, the mercury concentration in the soil is

0.125 mg/kg (Herdianita and Priadi 2008). Baldi (1988) measured the mercury concentration in both soil and lichens around a geothermal plant in Randicondoli, Italy. Mercury concentrations in the soil were found to be 0.3 mg/kg in the zone adjacent to the plant. He found that mercury concentration tends to drop at a distance of 600 m from the plant. Ferrara et al. (1994) reported an area of 500 to 600 m around the thermal power plant of Bellavista (Italy) affected by mercury contamination. However, the mercury transport can be enhanced by predominant winds and the affected area can be larger.

### Study area

The Cerro Prieto geothermal field is located 30 km southeast of the city of Mexicali. The study area was geographically defined from  $32^\circ 20'$  to  $32^\circ 29'$  north latitude and from  $115^\circ 07'$  to  $115^\circ 19'$  west longitude (Fig. 1). This area has an average altitude of 20 m above sea level and the terrain is flat with rural and semi-urban activities. (Hiriart and Gutiérrez-Negrin, 2003; Peralta et al. 2013). The Cerro Prieto geothermal field is located in the Mexicali Valley, part of the Salton Trough tectonic province, which lies on the Pacific-North American plates. The Salton Trough is a depression over 300 km long that extends northwest from the Gulf of California (Sarychikhina et al. 2011). The basin is connected to the northeast by the Imperial Fault and to the southwest by the Cerro Prieto Fault. Thick deposits of Colorado River sands and shale have accumulated in the basin from the geothermal aquifers located in the sand units (Stallard et al. 1987).

The prevailing winds in the study area come from the southeast with an average frequency of 14 %; meanwhile, the occurrence of winds from the northwest is approximately 12 %. The winds from the northwest are between December and May with an average velocity of 2.23 m/s, while the winds from the southeast are between June and November with an average velocity of 2.29 m/s (CFE 2007).

The geothermal complex is surrounded by small settlements called *bejidos*,<sup>^</sup> which in Mexico are areas of communal land mainly used for agriculture, in which community members individually possess and farm a specific parcel. Ejido Nuevo Leon and Ejido Saltillo are located to the east of the geothermal complex; Ejido Michoacan de Ocampo is located to the north of the complex; and finally, Ejido Delta is located to the

Fig. 1 Location of the study area



southeast of the complex (Sarychikhina et al. 2011). On the other hand, the zone located west of the complex is an unpopulated and desert zone (CFE 2007).

The exploration of the Cerro Prieto area began in 1958 due to its high potential to produce energy. But it was not until 1973 when the first geothermal power unit began to operate with a capacity of 37.5 MW (Gutiérrez-Negrín and Quijano-Leon 2005). The Cerro Prieto geothermal complex is one of the largest geothermal power generation facilities in the world, providing more than half of the electricity generated in the state of Baja California (Bertani 2012; Peralta et al. 2013). The complex is operated by the Federal Electricity Commission (CFE by its acronym in Spanish), which is the government-owned company in charge of providing the electricity service nationwide. The complex consists of 13 units grouped in four individual powerhouses with a total installed capacity of 720 MW (denoted in Fig. 2 as P1, P2, P3, and P4) and has more than 300 deep wells (1250–3550 m) that have been drilled in an area of approximately 18 km<sup>2</sup> (Arellano et al. 2010, CFE 2007). The Geothermal Exploitation Area (GEA) is located in the east part of the complex and the west part is mainly occupied by the evaporation pond and land reserve with no exploitation wells (Fig. 2). The Cerro Prieto geothermal power plant produces approximately 5000 t/h of brine. Most of the brine with a high content of total dissolved solids (20,000–36,000 mg/kg) is discharged into a solar evaporation pond (Mercado and Hurtado 1992) and around 20 % of the generated brine is re-injected at depths of 500–2600 m throughout the

north and south sectors (Sarychikhina et al. 2011; Portugal et al., 2006). Armienta et al. (2014) analyzed metals in groundwater and surface water inside and outside of the Cerro Prieto geothermal complex. They found a maximum mercury concentration of 0.8 µg/L in the geothermal wells, but the authors did not detect mercury in the evaporation pond. Other studies have detected very low mercury concentrations (between 0.005 and 0.121 µg/L) in condensed streams (Ferrara et al. 1994; Timperley and Hill 1997), which indicates that most of the mercury escape in the vapor phase (Krupp and Seward 1990). The reason why no mercury was detected in the evaporation pond by Armienta et al. (2014) could have been the higher detection limit used in comparison with the other studies (0.18 µg/L).

## Methods

### Sampling

Fifty-four topsoil samples were collected, starting at the perimeter of the GEA (Fig. 2) up to a distance of 7660 m, from April 2013 to February 2014. All topsoil samples were taken at a depth of 0–5 cm by hand digging using a silicone spatula, taking 4–5 subsamples from each corner and from the central part of an area of approximately 1 m<sup>2</sup>. The distances used in this study were calculated by using a straight line from the limits of the GEA to the sampling site (Fig. 2).

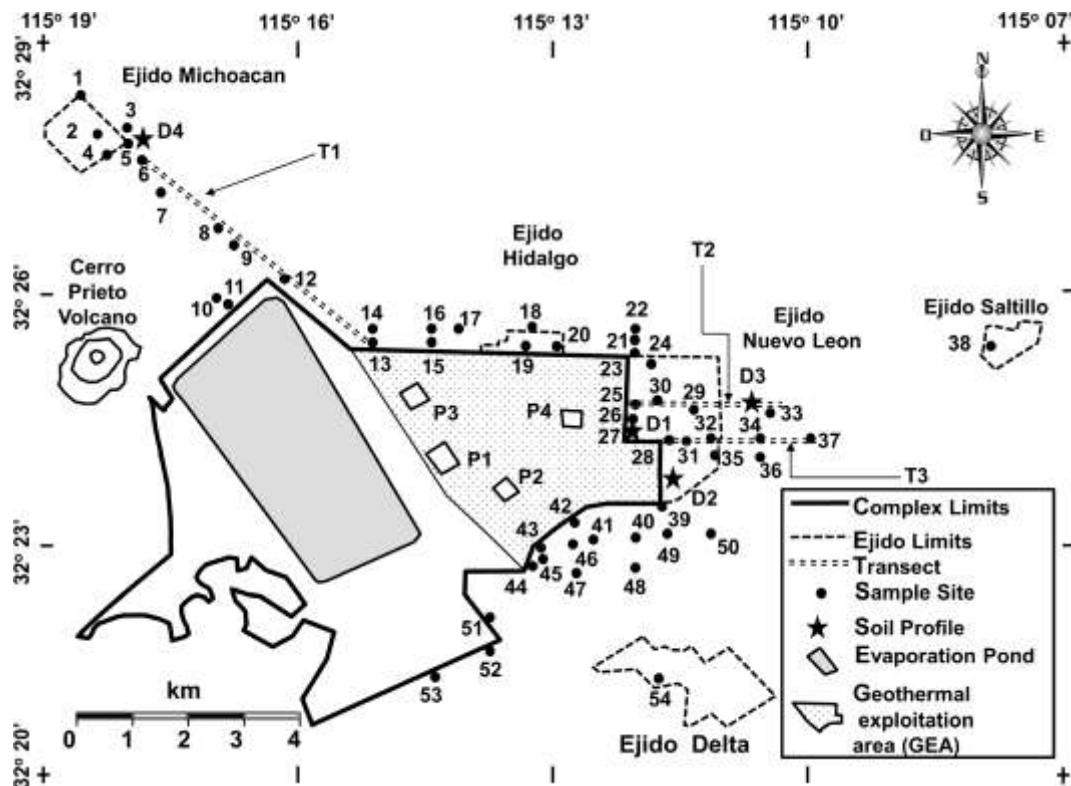


Fig. 2 Location of sampling sites showing the geothermal exploitation area (GEA)

Random sampling (15 samples) was conducted at the beginning of the study mainly in the surroundings of the GEA. However, later sampling sites were selected taking into account the prevailing winds, populated area, accessibility, and sites where bare topsoils were not disturbed. The latter characteristic for site selection was mainly composed of vacant lots in the ejidos and agricultural zones where topsoil was not disturbed for a certain period of time; this was corroborated by talking with the inhabitants of the zone. No samples were taken from the west part of the facilities since this area is unpopulated.

Soil surface samples were collected in three transects. The distance between the sampling sites in the transects was not homogenous because of accessibility and suitability issues of the sites. The samples of transect T1 were collected following the prevailing winds (from southeast to northwest); the sampling sites of transects T2 and T3 were selected due to their location in a populated area. No transects were conducted to the southeast of the GEA (prevailing wind from northwest to southeast), for two main reasons: the first being that permission to gain access for sampling was denied, and the second was the nature of the area, which is

agricultural land with continual disturbance of topsoil. The maximum distances of the transects were 7660 m (T1), 2450 m (T2), and 3270 m (T3).

Four soil depth profiles were drilled (denoted in Fig. 2 as D1, D2, D3, and D4) to determine if mercury percolation was occurring in the sites surrounding the plant. The profiles were mainly selected in terms of distance to the boundaries of the GEA and accessibility. A D4 profile was conducted because one sample close to this site presented an anomalous high concentration of mercury. The soil depth profiles were performed using a manual auger to a depth of 80 to 100 cm.

### Sample analysis

All samples were dried at room temperature for 7 days, sieved through a 2-mm sieve and mixed in order to ensure a uniform distribution. The USEPA method (7471B) was used for the digestion of soil samples for mercury analysis. Briefly, approximately 0.5 to 1.0 g of a dried soil sample was transferred to a 100-mL tube, and then 5 mL of ultrapure water and 5 mL of aqua regia (1:3, HCl/HNO<sub>3</sub>) were added. All of the components were mixed thoroughly and heated in a water bath at

Table 1 Mercury concentration (mg/kg) and distance to geothermal exploitation area (m) of the sampling sites (in parentheses transect which corresponds to the sampling site)

Site	Concentration (mg/kg)	Distance to the complex (m)	Site	Concentration (mg/kg)	Distance to the complex (m)
1 (T1)	0.08	7660	28 (T3)	0.26	0
2	0.08	6800	29 (T2)	0.16	990
3 (T1)	0.06	6240	30 (T2)	0.16	670
4	0.06	6400	31 (T3)	0.13	670
5	0.20	6340	32 (T3)	0.08	930
6	0.09	6000	33 (T2)	0.08	2760
7	0.09	5240	34 (T3)	0.08	2280
8 (T1)	0.08	3960	35	0.08	1580
9 (T1)	0.06	3550	36	0.08	1970
10	0.03	2235	37 (T3)	0.09	3270
11	0.03	2630	38	0.06	6600
12 (T1)	0.15	2730	39	0.11	0
13 (T1)	0.23	0	40	0.12	380
14	0.06	325	41	0.02	300
15	0.13	320	42	0.19	0
16	0.04	660	43	0.17	0
17	0.17	550	44	0.05	0
18	0.04	680	45	0.11	15
19	0.06	240	46	0.02	270
20	0.20	230	47	0.03	910
21	0.03	400	48	0.04	1330
22	0.03	683	49	0.01	415
23	0.19	0	50	0.04	1150
24	0.21	440	51	0.01	1110
25 (T2)	0.03	320	52	0.02	1840
26	0.18	0	53	0.03	2950
27	0.09	1120	54	0.03	3430

95 ± 3 °C for 30 min. After cooling the samples at room temperature, 50 mL of ultrapure water and 15 mL of 5 % KMnO<sub>4</sub> solution were added. The samples were heated again in a water bath for 30 min and then cooled at room temperature; 6 mL of a saturated solution of hydroxylamine hydrochloride (NH<sub>2</sub>OH·HCl) was then added to each sample to remove excess permanganate. Finally, each sample was filtered to adjust to a volume of 100 mL with ultrapure water. All samples were analyzed by atomic absorption spectrometry (Perkin Elmer mod. 327), using the cold vapor generation method. Quality control was performed by parallel analysis of prepared samples and samples fortified with a certified standard (ERA 027). Separately, samples were fortified with a known concentration of a certified standard and were

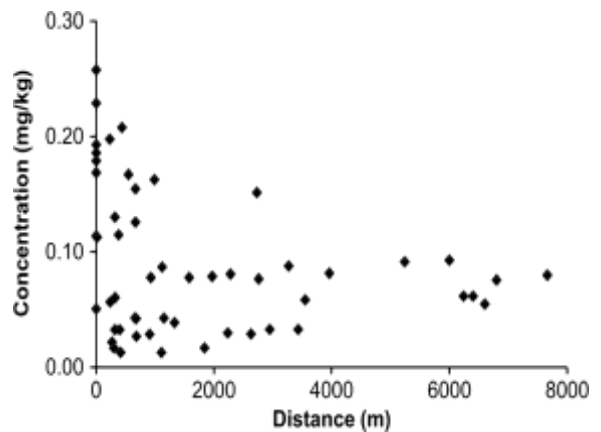


Fig. 3 Concentrations of total Hg in topsoil samples of soil vs the distance from the exploitation area (GEA)

given the same treatment as the regular samples. The average mercury recovery percentage was between 87 and 95 % and the mercury detection limit was 0.004 mg/kg. Relative percent difference (RPD) for duplicates was between 8 and 14 %. These duplicates were performed at the rate of 10 % of the total samples.

pH analysis was carried out using a soil-to-water ratio of 1:2 (USEPA 9045D). The percentage of organic matter was measured using the colorimetric method (NMX-AA-067-1985) and the characterization of soil texture was conducted by the pipette method (Rowell 1994).

## Results and discussion

### Mercury concentration in soil

The percentage of organic matter, soil texture, and pH in the soil samples were analyzed in order to determine the general soil characteristics. The percentage range of organic matter in the samples was between 0.08 and 5.2 % with an average of 2 %. The pH values were between 7.1 and 9. The percentage of clay in the samples was between 1.5 and 66 %, with 84 % of the samples classified as silty loam according to the USDA soil classification. Correlation tests have determined that there was no relationship between the different soil characteristics (percentage of organic matter, pH, and percentage of clay) and mercury concentration in soil. Soil samples were collected at two sites located 20 and 37 km away from the complex; these were considered baseline sites, because they are outside the range of influence of the emissions of the complex. The average concentration in these sites was approximately 0.05 mg/kg, which is similar to the average concentration of mercury in the Earth's crust, as reported by Bowen (1979).

The Kolmogorov-Smirnov Test (KST) results showed that the mercury concentrations in topsoil do not fit a normal distribution. A Q-Q plot for the log values of the mercury concentration resulted in a level that can be considered a log-normal distribution (value of  $r^2$  of the linear tendency line = 0.97). Log-normal distribution of heavy metals in the soil polluted by anthropogenic activities has been identified by other studies (Tijhuis et al., 2002; Mandal and Sengupta 2006). The use for this probabilistic distribution was the geometric mean, and the measure of dispersion used was the coefficient of variation. The geometric mean of the mercury soil

concentration in this study was 0.07 mg/kg, and the coefficient of variation was 0.68.

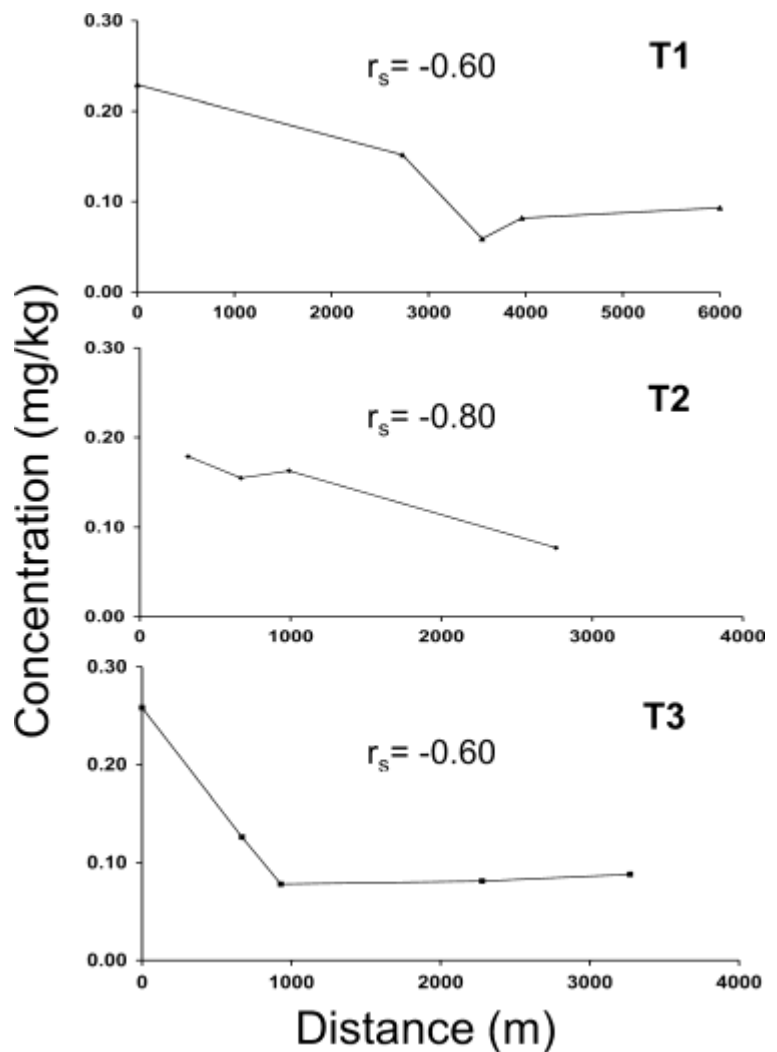
Mercury concentrations in analyzed soil samples and the distance to the GEA limits are shown in Table 1. Fifty-four percent of soil samples were collected at a distance from 0 to 1000 m away from the GEA; 69 % of these samples showed concentrations higher than the concentration found at the baseline sites, with a median 0.11 mg/kg. Forty-six percent of the total surface soil samples were collected at a distance between 1000 and 7660 m and the mercury concentration range found for these samples was between 0.01 and 0.15 mg/kg with a median 0.07 mg/kg. The maximum mercury concentration value found was 0.26 mg/kg in a site adjacent to the boundaries of the GEA, which is similar to the concentration reported by Baldi (1988). Generally, the highest concentrations were found at a distance between 0 and 1000 m away from the GEA. An unexpectedly high mercury concentration (0.20 mg/kg) was found at a distance of 6340 m northwest of the GEA, close to Ejido Michoacan de Ocampo (D4 in Fig. 2 and site 5). This sample was not taken into account in the statistical analysis because it was considered that the mercury levels were attributed to a source other than the geothermal emissions. Additional samples were collected in the vicinity of this site (at approximately 100 m) and analyzed. Since the mercury concentrations found in the additional samples were low (approximately 0.08 mg/kg), it is probable that the source of the high mercury concentration initially found at this site is different from the mercury deposition originating from the emissions of the power plant. The site is located near an agricultural field and there is an auto repair shop 50 m away. The source of mercury at this site is not obvious; however, a possible source would be that the site is being used as a dump for empty pesticide containers and/or as a garbage dump, because the site is located at the edge of the village and adjacent to a busy road. The concentration value of this site was not included in the result analysis.

Soil mercury concentration versus distance of sampling sites to the GEA is shown in Fig. 3. As mentioned before, the mercury concentration in soil values obtained in this study does not fit a normal distribution. Therefore, the Spearman coefficient was used to determine if there was a correlation between mercury concentration and distance to the boundaries of the GEA. The Spearman coefficient value was  $-0.3$  for all the sampling sites, which indicates a low correlation

between mercury soil levels and the distance of sampling sites. This low correlation value may indicate that mercury concentration in the surroundings of the GEA depends on variables such as prevailing winds and distance to a steam source. Figure 4 shows soil mercury concentration versus distance of the sampling sites conducted in the transects. Spearman coefficient values for transect 1 (T1), transect 2 (T2), and transect 3 (T3) were  $-0.60$ ,  $-0.80$  and  $-0.60$ , respectively, which denotes a high inverse correlation for T2 and moderate inverse correlation for T1 and T3. The moderate and high correlation observed in the T2 and T3 transects show the higher number of steam sources in the west part of the GEA were contributing to mercury concentrations in the soil in this area. The mercury concentrations tend to

decrease as one moves away from the boundaries of the GEA. The concentration decreased from 0.23 to 0.06 mg/kg at a distance of 3550 m for T1. In addition, the concentrations decreased from 0.18 to 0.08 mg/kg at a distance of 2760 m and from 0.26 to 0.08 mg/kg at a distance of 930 m for T2 and T3, respectively. The mercury concentration in soil depends highly on the distance to a potential source. Although other studies (Baldi 1988; Ferrara et al., 1994) had stated that the length of influence is around 600 m from the source, the results from T1, T2, and T3 have shown that this distance may be higher for some areas in the surroundings of the GEA. The higher length of influence could be due to the difference in the meteorological conditions (e.g., prevailing winds).

Fig. 4 Concentration of total Hg in topsoil samples in transects related to the distance to the boundary of the geothermal exploitation area (T1: transect 1; T2: transect 2; T3: transect 3)



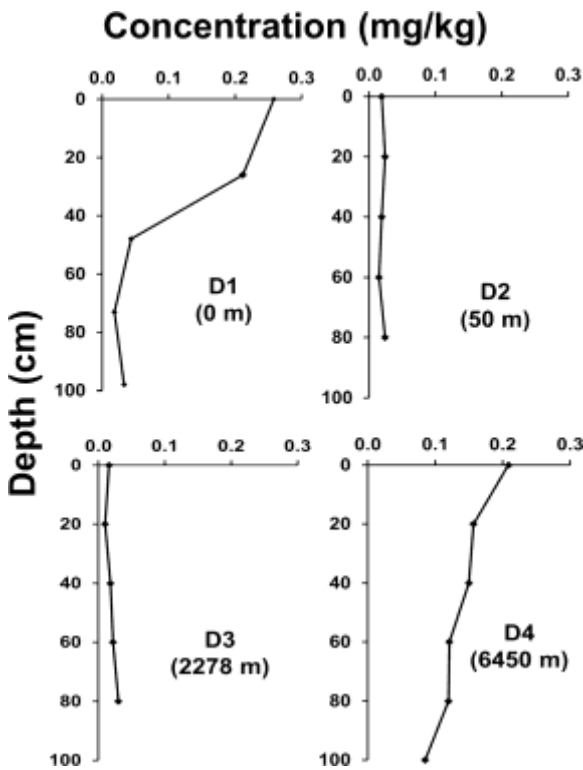


Fig. 5 Concentration profiles of total Hg in D1, D2, D3, and D4

Mercury concentration in the soil depth profiles

The highest mercury concentrations were observed in the D1 soil depth profile (Fig. 5) where the concentration in the surface soil was 0.26 mg/kg. This profile was drilled adjacent to the GEA (distance = 0 m). The typical behavior of a soil pollutant when it is transported by infiltrated water can be observed in the D1 soil depth profile (Fig. 5). The mercury concentration decreased with depth from approximately 0.26 mg/kg in the surface soil to 0.05 mg/kg in the soil found at an approximate depth of 50 cm. Additional soil depth profiles

Table 2 Classification of the geoaccumulation index ( $I_{geo}$ )

$I_{geo}$	Class	Soil quality
$0 \leq I_{geo}$	1	Non-polluted
$0 < I_{geo} \leq 1$	2	Non-polluted to moderately polluted
$1 < I_{geo} \leq 2$	3	Moderately polluted
$2 < I_{geo} \leq 3$	4	Moderately to strongly polluted
$3 < I_{geo} \leq 4$	5	Strongly polluted
$4 < I_{geo} \leq 5$	6	Strongly polluted to very strongly polluted
$5 < I_{geo}$	7	Very strongly polluted

were drilled to the east of the complex (D2 and D3, Fig. 5). These sampling sites are located approximately 50 and 2278 m from the limits of the GEA, respectively (Fig. 2).

The mercury analysis in the three profiles confirms the data of the topsoil samples; the D1 profile adjacent to the boundaries of the GEA showed the highest concentrations in comparison to those of D2 and D3, which were further away from the GEA boundaries (Fig. 2). The mercury content in the D2 and D3 profiles was lower than the baseline level. The values of D1 up to 40 cm were between two and 11 times higher than the D2 and D3 values at the same depth. No appreciable changes in concentration with depth were observed in D2 and D3, implying that the mercury deposition phenomenon has not been occurring at the sites where the soil depth profiles were drilled.

An additional soil depth profile (D4) was drilled at Ejido Michoacan de Ocampo, in order to corroborate the mercury concentration, found at this site. The D4 profile showed a different pattern than D1. While the D1 profile showed a sharp decline in mercury concentration at a depth of 50 cm, D4 showed a slower decrease in mercury concentration up to a depth of 80 cm. The mercury concentration pattern observed for the D4 soil depth profile is consistent with a higher concentration mercury source than that of D1. The mercury concentration pattern shown by the D4 soil depth profile could indicate the existence of a point source of mercury for this site that has percolated through the soil.

Geoaccumulation index

The geoaccumulation index (Mueller, 1969) was used to identify mercury pollution levels in the soil around the

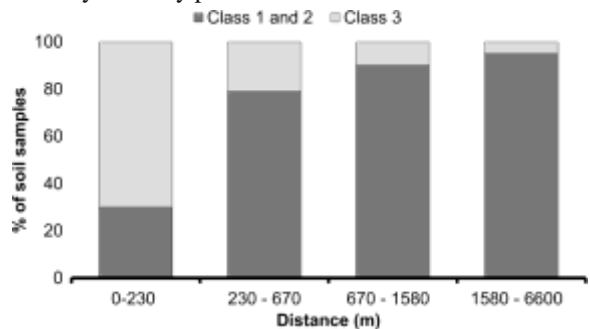


Fig. 6 Percentage of the soil samples analyzed in the study with their total Hg concentrations expressed with the Muller geoaccumulation index in relation to the distance of the sampling sites to the boundary of the geothermal exploitation area (GEA)

Table 3 Mercury concentrations in soil and sediments reported in other studies of geothermal areas

	Location	Sample type	Concentration (mg/kg)		Reference
			Minimum	Maximum	
Geothermal system	Long Valley, California	Topsoil	<0.01	1.9	Klusman and Landress, 1978
	Montana/ Wyoming, USA	River sediments	0.15	1.1	Nimick et al., 2013
	Puna, Hawaii	Soil	0.015	1.13	Cox, 1981
	Kamchatka, Russia	Geyserites formations	0.004	0.86	Rychagov et al., 2009
	Java, Indonesia	Sediments	0.07	0.80	Herdianita and Priadi, 2008
	Sulawesi, Indonesia	Topsoil	0.04	0.30	Suryantini, 2013
Geothermal plant	Toscana, Italy	Topsoil around ageothermal plant	0.02	0.30	Baldi, 1988
Geothermal system	Bahía Concepción, Baja California Sur	Sediments in an adjacent lagoon	0.02	0.23	Leal-Acosta et al., 2010
		Sediments in hot springs	0.55	25.2	
		Sediment in Santispac Bight	0.01	0.1	
Geothermal plant	Mexicali, Baja California	soil	0.01	0.26	This study

geothermal complex. This index has been used in different studies to evaluate heavy metal pollution levels in soils and sediments (An et al. 2009; Nava-Martinez et al. 2012; Wakida et al. 2008). Geoaccumulation classes are shown in Table 2. The geoaccumulation classes of  $I_{geo}$  in relation to the distance to the GEA are shown in Fig. 6. Only classes 1, 2, and 3 were identified in this study, which means that the pollution found in the soil samples ranged from non-polluted soil to moderately polluted soil. Seventy-seven percent of the total collected samples were class 1 and 2. Figure 6 shows that the number of sites with class  $I_{geo}$  1 and 2 increased over distance and the number of sites with  $I_{geo}$  class 3 decreased over distance. Seventy percent of the samples collected at a distance of between 0 and 230 m from the boundary of the GEA were class 3 (moderately polluted) and the remaining samples were class 1 or 2 at the same distance.

The mercury concentration values found were much lower than the maximum level allowed by the Mexican official standard NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (2007) as the threshold for recommending soil remedi-

ation for residential, agricultural, and commercial land use (23 mg/kg). Mercury concentrations in soil and sediment reported by other studies conducted in geothermal fields are shown in Table 3. Most of the concentrations reported in Table 3 were higher than those found in this study because soil and sediment samples were collected just adjacent to the thermal springs or in the geothermal fields. In contrast, in this

study, the samples were taken at the boundary of the GEA, and the sampling sites were not necessarily adjacent to the geothermal source. The levels of soil mercury found in this study were within the concentration range previously reported by Baldi (1988) for a geothermal plant in the region of Tuscany (0.02 to 0.3 mg/kg).

## Conclusions

The results from this study have shown that there is a direct relationship between the distance to the Cerro Prieto GEA and the mercury concentrations found in the soil in the vicinity. The highest mercury concentration found was 0.26 mg/kg in the soil surrounding the GEA. The impact of soil pollution by mercury is confined only to adjacent areas of the GEA. However, the mercury concentration in soil in the vicinity of the complex depends on the distance from a point source inside the plant and the wind direction. The soil mercury concentrations found in the area are low in comparison to those stated in the Mexican Standard for soil restoration (23 mg/kg). However, the values obtained from the geoaccumulation index have shown that the activities of the complex are deteriorating the soil quality in its vicinity. The implementation of buffer zones around the closest point sources to the boundary of the GEA could be considered to reduce the potential impact on mercury concentration in the soil in populated areas. Further studies are needed to assess the potential

damage to the ecosystems around the complex and to the health of the inhabitants living and working in the study area, in order to propose actions to control and mitigate the impacts.

**Acknowledgments** The authors gratefully acknowledge the Universidad Autónoma de Baja California (UABC) for the financial support through its internal program of research grants (16<sup>ta</sup> Convocatoria interna para apoyo a proyectos de Investigación de la UABC). The authors are also indebted to Professor Samuel G. Meléndez-Lopez for proofreading an earlier version of this manuscript and the anonymous reviewers for their comments to improve the quality of this paper.

## References

- An, Q., Wu, Y., Wang, J., & Li, Z. (2009). Heavy metals and polychlorinated biphenyls in sediments of the Yangtze River estuary, China. *Environment and Earth Science*, *59*, 363–370.
- Arellano, V.M., Barragán, R.M, Aragón, A., Rodríguez, M.H. & Pérez, A. (2010). The Cerro Prieto IV (Mexico) geothermal reservoir: pre-exploitation thermodynamic conditions and main processes related to exploitation (2000–2005). *Geothermics*, *40*, 190–198.
- Armienta, M. A., Rodríguez, R., Cenicerros, N., Cruz, O., Aguayo, A., Morales, P., & Cienfuegos, E. (2014). Groundwater quality and geothermal energy. The case of Cerro Prieto geothermal field, México. *Renewable Energy*, *63*, 236–254.
- Baldi, F. (1988). Mercury pollution in the soil and mosses around a geothermal plant. *Water, Air, and Soil Pollution*, *38*, 111–119.
- Bayer, P., Rybach, L., Blum, P., & Brauchler, R. (2013). Review on life cycle environmental effects of geothermal power generation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *26*, 446–463.
- Bertani, R. (2012). Geothermal power generation in the world 2005–2010 update report. *Geothermics*, *41*, 1–29.
- Bertani R., & Lund J. (2013). *World Energy Resources, 2013 Survey: Summary. Chapter 9, World Energy council*, 1–62, Retrieved January 10, 2015, from [http://www.worldenergy.org/wp-content/uploads/2013/09/WER\\_2013\\_9\\_Geothermal.pdf](http://www.worldenergy.org/wp-content/uploads/2013/09/WER_2013_9_Geothermal.pdf)
- Bowen, H. (1979). *Environmental chemistry of the elements*. London: Academic Press.
- CFE (2007). *Manifestación del impacto ambiental, modalidad particular, Proyecto Geotermoelectrico Cerro Prieto V (Environmental Impact Statement, particular modality. Cerro Prieto Geothermoelectric Project)*. Comisión Federal de Electricidad. Retrieved February 17, 2016, from: <http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/bc/estudios/2007/02BC2007E0001.pdf>
- Cox, M. (1981). An approach to problems of a geothermal mercury survey, Puna, Hawaii. *Transactions. Geothermal Resource Council*, *5*, 67–70.
- Durkalec, M., Szkoda, J., Kolacz, R., Opalinski, S., Nawrocka, A., & Zmudzki, J. (2015). Bioaccumulation of lead, cadmium

- and mercury in roe deer and wild boars from areas with different levels of toxic metal pollution. *International Journal of Environmental Research*, 9(1), 205–212.
- Ferrara, R., Maserti, B.E., De Liso, A., Edner, H., Ragnarson, P., Svanberg, S. & Wallinder, E. (1994). Could the geothermal power plant at Mt. Amiata (Italy) be a source of mercury contamination? In: Watras, C.J., Huckabee, J.W. (Eds) Mercury pollution integration and synthesis. Lewis, Boca Raton, pp.601–607.
- García, I., & Dorronsoro, C. (2005). *Contaminación por metales pesados (Pollution by heavy metals)*; Departamento de Edafología y Química Agrícola. Unidad docente e investigadora de la Facultad de Ciencias, Universidad de Granada, España, Retrieved November 15, 2014, from: <http://edafologia.ugr.es/conta/tema15/introd.htm>.
- Gutiérrez-Negrín, L., & Quijano-Leon, J. L. (2005). Results of geothermal exploitation in Mexico in 2004. *Geothermal Resources Council Transactions*, 29, 229–233.
- Harte, J., Holdren, C., Schneider, R., & Shirley, C. (1991). *Toxics a to Z: a guide to everyday pollution hazards* (1st ed.). Berkeley: University of California Press.
- Herdianita, N., & Priadi, B. (2008). Arsenic and mercury concentrations at several geothermal systems in West Java, Indonesia. *Institute of Technology Bandung International Journal of Mathematical and Fundamental Sciences*, 40A(1), 1– 14 Retrieved October 20, 2014 from <http://journals.itb.ac.id/index.php/jmfs/article/view/28>.
- Hiriart, G., & Gutiérrez-Negrin, L. C. A. (2003). Main aspects of geothermal energy in Mexico. *Geothermics*, 32, 389–396.
- Klusman, R., & Landress, R. (1978). Secondary controls on mercury in soils of geothermal areas. *Journal of Geochemical Exploration*, 9, 75–91.
- Krishna, A., & Govil, P. (2007). Soil contamination due to heavy metals from an industrial area of Surat, Gujarat, Western India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 124, 263–275.
- Kristmannsdóttir, H., & Ármannsson, H. (2003). Environmental aspects of geothermal energy utilization. *Geothermics*, 32, 451–461.
- Krupp, R. E., & Seward, T. M. (1990). Transport and deposition of metals in the Rotokawa geothermal system, New Zealand. *Mineralium Deposita*, 25(1), 73–81.
- Leal-Acosta, M., Shumilin, E., Mirlean, N., Sapozhnikov, D., & Gordeev, V. (2010). Arsenic and mercury contamination of sediments of geothermal springs, mangrove lagoon and the Santispac bight, Bahía Concepción, Baja California Peninsula. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 85(6), 609–613.
- Mandal, A., & Sengupta, D. (2006). An assessment of soil contamination due to heavy metals around a coal-fired thermal power plant in India. *Environmental Geology*, 51(3), 409– 420.
- Mahajan, V., Yadav, R., Dakshinkar, N., Dhoot, V., Bhojane, G., Naik, M., Shrivastava, P., Naoghare, P., & Krishnamurthi, K. (2012). Influence of mercury from fly ash on cattle reared nearby thermal power plant. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184, 7365–7372.
- Mercado, S., & Hurtado, R. (1992). Potash extraction from Cerro Prieto geothermal brine. *Geothermics*, 21(5–6), 759–764.
- Moosavi, M., & Zarasvandi, A. (2009). Geochemistry of urban soils in the Masjed-i-Soleiman (MIS) City, Khuzestan

- Province, Iran: environmental marks. *Research Journal of Environmental Sciences*, 3(3), 392–399.
- Mueller, G. (1969). Index of geoaccumulation in sediments of Rhine River. *GeoJournal*, 2(3), 108–118.
- Nava-Martinez, E., Garcia-Flores, E., Espinoza-Gomez, H., & Wakida, F. T. (2012). Heavy metals pollution in the soil of an irregular urban settlement built on a former dumpsite in the city of Tijuana, Mexico. *Environment and Earth Science*, 66, 1239–1335.
- Nimick, D., Caldwell, R., Skaar, D., & Selch, T. (2013). Fate of geothermal mercury from Yellowstone National Park in the Madison and Missouri rivers, USA. *Science of the Total Environment*, 443, 40–54.
- NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (2007). *que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsenico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, niquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio (Establishes the criteria to determine the concentrations of remediation of soil contaminated by arsenic, barium, beryllium, cadmium, chrome hexavalente, mercury, nickel, silver, lead, selenium, thallium, and/or vanadium)*. Diario Oficial de la Federación, Estados Unidos Mexicanos, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Retrieved January 12, 2015, from [http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/1392/1/NOM-147-SEMARNAT\\_SSA1-2004.pdf](http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/1392/1/NOM-147-SEMARNAT_SSA1-2004.pdf).
- Peralta, O., Castro, T., Durón, M., Salcido, A., Celada-Murillo, A., Navarro-González, R., Márquez, C., García, J., De la Rosa, J., Torres, R., Villegas-Martínez, R., Carreón-Sierra, S., Imaz, M., Martínez-Arroyo, A., Saavedra, I., Espinosa, M., & Torres-Jaramillo, A. (2013). H<sub>2</sub>S emissions from Cerro Prieto geothermal power plant, Mexico, and air pollutants measurements in the area. *Geothermics*, 46, 55–65.
- Portugal, E., Barragan, R. M., & De Leon, J. (2006). Effects of artificial and natural recharge on chemical equilibrium in the Cerro Prieto reservoirs, Baja California. *Journal of Geochemical Exploration*, 89, 339–343.
- Robertson, D. E., Crecelius, E. A., Fruchter, J. S., & Ludwick, J. D. (1977). Mercury emissions from geothermal power plants. *Science*, 196(4294), 1094–1097.
- Rowell, D. (1994). *Soil science: methods and applications*. Addison Wesley Longman: England.
- Rychagov, S., Nuzhdaev, A., & Stepanov, I. (2009). Behavior of mercury in the supergene zone of geothermal deposits, southern Kamchatka. *Geochemistry International*, 47(5), 504–512.
- Sabadell, E., & Axtmann, R. (1975). Heavy metal contamination from geothermal sources. *Environmental Health Perspectives*, 12, 1–7.

- Sarychikhina, O., Glowacka, E., Mellors, R., & Suárez-Vidal, F. (2011). Land subsidence in the Cerro Prieto geothermal field, Baja California, Mexico, from 1994 to 2005: an integrated analysis of DInSAR, leveling and geological data. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, *204*, 76–90.
- SENER (2012). Prospectiva del sector eléctrico 2012–2026 (Electricity sector outlook), Secretaría de Energía, 1–237, Retrieved February 23, 2016, from: [https://noalamatgirona.files.wordpress.com/2013/07/prospectivasectorelectrico\\_2012\\_2026.pdf](https://noalamatgirona.files.wordpress.com/2013/07/prospectivasectorelectrico_2012_2026.pdf).
- Stallard, M.L., Winnett, T.L., Truesdell, A.H., Coplen, T.B., Kendall, C., White, L.D., Janik, C.J., & Thompson, J.M. (1987). Patterns of change in water isotopes from the Cerro Prieto geothermal field, Baja California, Mexico, 1977–1986. *Geothermal Resources Council Transactions*, *11*, 203–210.
- Suryantini (2013). Statistical analysis of mercury data from soil survey in non-volcanic geothermal system: a case study in Sulawesi. *Procedia Earth and Planetary Science*, *6*, 212–218.
- Tijhuis, L., Brattli, B., & Sæther, O. M. (2002). A geochemical survey of topsoil in the City of Oslo, Norway. *Environmental Geochemistry and Health*, *24*(1), 67–94.
- Timperley, M. H., & Hill, L. F. (1997). Discharge of mercury from the Wairakei geothermal power station to the Waikato River, New Zealand. *Journal of Marine and Freshwater Research*, *31*, 327–336.
- US Department of Energy (2010). *A History of Geothermal Energy Research and Development in the United States, Energy Conversion 1976–2006*, U.S. Geothermal Technologies Program; Department of Energy: 1–142, Retrieved January 15, 2015, from [http://energy.gov/sites/prod/files/2014/02/f7/geothermal\\_history\\_4\\_conversion.pdf](http://energy.gov/sites/prod/files/2014/02/f7/geothermal_history_4_conversion.pdf).
- Varekamp, J., & Buseck, P. (1984). Global mercury flux from volcanic and geothermal sources. *Applied Geochemistry*, *1*, 65–73.
- Vitolo, S., & Seggiani, M. (2002). Mercury removal from geothermal exhaust gas by sulfur-impregnated and virgin activated carbons. *Geothermics*, *31*, 431–442.
- Wakida, F. T., Lara-Ruiz, D., Temores-Peña, J., Rodríguez-Ventura, G., Díaz, C., & García-Flores, E. (2008). Heavy metals in sediments of the Tecate River. *Environmental Geology*, *54*, 637–642.
- Weissberg, B. G., & Rohde, A. G. (1978). Mercury in some New Zealand geothermal discharges. *New Zealand Journal of Science*, *21*, 365–369.
- Xu, J., Garcia-Bravo, A., Lagerkvist, A., Bertilsson, S., Sjöblomb, R., & Kumpiene, J. (2015). Sources and remediation techniques for mercury contaminated soil. *Environment International*, *74*, 42–53.

# Environmental Earth Sciences

## Assessment of heavy metal concentration in soil around a thermal power plant at Playas de Rosarito, Mexico.

--Manuscript Draft--

<b>Manuscript Number:</b>	
<b>Full Title:</b>	Assessment of heavy metal concentration in soil around a thermal power plant at Playas de Rosarito, Mexico.
<b>Article Type:</b>	Original Manuscript
<b>Corresponding Author:</b>	miguel angel pastrana-coral, Ph.D. Universidad Autonoma de Baja California Tijuana, Baja California MEXICO
<b>Corresponding Author Secondary Information:</b>	
<b>Corresponding Author's Institution:</b>	Universidad Autonoma de Baja California
<b>Corresponding Author's Secondary Institution:</b>	
<b>First Author:</b>	miguel angel pastrana-coral, Ph.D.
<b>First Author Secondary Information:</b>	
<b>Order of Authors:</b>	miguel angel pastrana-coral, Ph.D. Fernando Toyohiko Wakida, PhD Juan Temores-Peña, MSc Diana Dolores Rodriguez-Mendivil Teresita De Jesus Piñon-Colin Analy Quiñonez-Plaza
<b>Order of Authors Secondary Information:</b>	
<b>Funding Information:</b>	Universidad Autónoma de Baja California (3884)   Dr Fernando Toyohiko Wakida
<b>Abstract:</b>	The use of fossil fuel to generate electricity has been identified as one of the main pollutant activities. Some studies have established that the use of coal and fuel oil is linked to an increment of heavy metals in soil in the surrounding area of these plants due to the deposition of the ashes emitted by these processes. The aim of this study was to evaluate if the emissions of a thermoelectric power plant have impacted the concentrations of heavy metals in soils in its surrounding area. Thirty-two top soil samples (0-5 cm) were collected; additionally, four depth profiles (1 m) were carried out. Median concentrations for chromium, vanadium and nickel were 47, 47 and 73 mg / kg, respectively. The median concentrations for mercury (0.02 mg / kg) and cadmium (0.1 mg / kg) were low. The geoaccumulation index results indicated that most of the sites were in the classifications of not polluted, and not polluted to moderately polluted (classes 1 and 2). The statistical results showed that downwind of the plant in relation to the prevailing winds, there was a strong correlation between soil concentrations of chromium, copper, nickel and vanadium, which indicated fly ash deposition was a common source of the metals. Based on the results of this study, it can be concluded that the use of fuel oil at the thermoelectric plant, contributed to the accumulation of vanadium and nickel in the soil of the surrounding areas, as well as chromium and copper.
<b>Suggested Reviewers:</b>	Debashish SenGupta SenGupta Indian Institute of Technology Kharagpur dsgg@gg.iitkgp.ernet.in Expert on power plant impact and geosciences, Prof Sengupta has written paper on heavy metals in soil around thermal power plants

	<p>Hani Khoury University of Jordan Khouryhn@ju.edu.jo Expert in geology and heavy metal in fly ash generated un thermoelectric plants</p>
	<p>Violeta Mujica posamb@correo.azc.uam.mx Expert in environmental engineering</p>
	<p>Yangsheng Liu yshliu@pku.edu.cn Expert in heavy metals in soils</p>
<b>Opposed Reviewers:</b>	

[Click here to view linked References](#)

1  
2  
3  
4 Assessment of heavy metal concentration in soil around a thermal power plant at Playas de  
5 Rosarito, Mexico.  
6  
7

8  
9 Pastrana-Corral, M.A., Wakida, F.T., Temores-Peña J., Rodriguez-Mendivil, D.D., García-  
10 Flores, E., Piñon-Colin, T.D.J., Quiñonez-Plaza, A.  
11  
12

13  
14 **ABSTRACT**

15  
16 The use of fossil fuel to generate electricity has been identified as one of the main pollutant  
17  
18 activities. Some studies have established that the use of coal and fuel oil is linked to an increment  
19  
20 of heavy metals in soil in the surrounding area of these plants due to the deposition of the ashes  
21  
22 emitted by these processes. The aim of this study was to evaluate if the emissions of a  
23  
24 thermoelectric power plant have impacted the concentrations of heavy metals in soils in its  
25  
26 surrounding area. Thirty-two top soil samples (0-5 cm) were collected; additionally, four depth  
27  
28 profiles (1 m) were carried out. Median concentrations for chromium, vanadium and nickel were  
29  
30 47, 47 and 73 mg / kg, respectively. The median concentrations for mercury (0.02 mg / kg) and  
31  
32 cadmium (0.1 mg / kg) were low. The geoaccumulation index results indicated that most of the  
33  
34 sites were in the classifications of not polluted, and not polluted to moderately polluted (classes 1  
35  
36 and 2). The statistical results showed that downwind of the plant in relation to the prevailing winds,  
37  
38 there was a strong correlation between soil concentrations of chromium, copper, nickel and  
39  
40 vanadium, which indicated fly ash deposition was a common source of the metals. Based on the  
41  
42 results of this study, it can be concluded that the use of fuel oil at the thermoelectric plant,  
43  
44 contributed to the accumulation of vanadium and nickel in the soil of the surrounding areas, as  
45  
46 well as chromium and copper.  
47  
48  
49  
50  
51  
52  
53

54  
55  
56  
57  
58  
59 **Keywords:** fuel oil, vanadium, environmental impact, fly ash, geoaccumulation.  
60  
61  
62  
63  
64  
65

## INTRODUCTION

The growth of the world economy is directly related to the consumption of electric energy. The world demand for this resource increased 76% between 1993 and 2011. About 82% of the global supply of electricity was generated by fossil fuels in 2011 and it is predicted that the use of these fuels to generate electricity will decrease by 76% by 2020 (Bertani and Lund 2013). The effective installed capacity of electricity generation in Mexico was around 54,375 MW in 2014, of which 72% was generated utilizing fossil fuels (CFE 2014). Besides the main pollutants (particulate material, carbon, nitrogen and sulfur oxides), the combustion of coal, fuel oil and diesel generates organic compounds and traces of heavy metals (Alonso-Hernández et al. 2011; Reddy et al. 2005). There are two mechanisms by which metals are released into the environment during these combustion processes: the first mechanism is air emissions, due to volatilization and subsequent condensation; and the second is the leaching of combustion products, such as the accumulated ash, once they have been deposited (Krishna and Govil 2007; Agrawal et al. 2010).

Among the main pollutants of soil are heavy metals, such as cadmium (Cd), chromium (Cr), lead (Pb), mercury (Hg), zinc (Zn) and nickel (Ni). These metals can cause several environmental and human health problems. For example, they can affect photosynthesis reduction (Cd, Co and Ni); the germination process (Cd, Co, Cu, Mn, Zn and Hg) and stomatal activity (Mishra and Choudhuri 1999; Mohanty et al. 1989; Prasad 1995). The effects on human beings (depending on the metal type and its concentration inside the organism) are classified as neurotoxic, carcinogenic, mutagenic and teratogenic (Duruibe et al. 2007; George et al. 2015). Lead can cause learning disabilities (Banks et al. 1997). On the other hand, Cd, Hg, Ni and Pb, have negative effects on hormonal balance (Prieto and Catalini, 2015). Cd exposure may cause renal damage (Ye et al. 2000) and Cr and Ni inhalation may produce lung cancer (Hu 2002). Different studies have linked

1  
2  
3  
4 the activities of thermoelectric power stations with the increment of concentrations of heavy metals  
5  
6  
7 in the surrounding soils of these stations. Stafilov (2014) reported the increment of heavy metal in  
8  
9 soil due to the activity of a thermoelectric power station powered by coal and located in  
10  
11 Macedonia. The maximum values reported for Pb was 130 mg/kg and 220 mg/kg for Zn.  
12  
13 Mazhaiskii et al. (2000) found concentrations of Cu > 20 mg/kg, Zn > 50 mg/kg, Pb > 16.4 mg/kg  
14  
15 and Cd > 0.45 mg/kg in soils close to a thermoelectric power station in Ryazan in Russia that uses  
16  
17 coal, natural gas and fuel oil. Moreover, Al-Degs et al (2014) conducted analyses of the ash  
18  
19 generated by thermoelectric power plants in Jordan that are powered by fuel oil. They determined  
20  
21 that V and Ni were the metals with the highest concentrations in the generated ash. The enrichment  
22  
23 factor for V in the ash reached a value of 277. Ganor et al. (1988) found that soil concentrations  
24  
25 of V and Ni in sites adjacent to a thermoelectric power station near Tel Aviv, Israel were 30 mg/kg  
26  
27 and 22 mg/kg, respectively.  
28

29  
30  
31  
32  
33 Fuel oil is mainly obtained from the residues of distillation and cracking in oil refineries. Fuel oil  
34  
35 combustion can produce about 3 kg of ash per kilo-liter, which is composed of inorganic  
36  
37 compounds like SiO<sub>2</sub> and heavy metals such as As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni and V (Mofarrah and  
38  
39 Husain 2013). The fuel oil used in Mexican power plants contains between 200 and 350 mg/L of  
40  
41 V (Sandoval 1998), because the Mexican petroleum used to produce it has a high content of this  
42  
43 metal (CONCAWE 1998). Other anthropogenic sources of V are pesticide application and mining  
44  
45 industries.  
46  
47  
48

49  
50  
51 The thermoelectric power plant is located in Playas de Rosarito, Baja California, on the sea shore  
52  
53 of the Pacific Ocean and bordering to the north with a fuel storage terminal (PEMEX). The plant  
54  
55 is adjoined to the south and east by residential and commercial areas (SPA 2010). It began  
56  
57 operations in 1963 with only 4 units using fuel oil with a total production of 300 MW (Kamal  
58  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

1  
2  
3  
4 1995). The generation capacity in 2007 was 1026 MW, of which 320 MW corresponded to  
5  
6 conventional steam processes using fuel oil; 469 MW to combined cycles utilizing natural gas and  
7  
8 210 MW to gas turbines with diesel. Mexican power plants ceased to use fuel oil for electricity  
9  
10 generation in 2008 (Chacon et al. 2010). Currently the plant is classified as a mixed electric type  
11  
12 because two units are combined cycle (each one of 160 MW) using natural gas and the rest of the  
13  
14 units (8 units) are conventional steam generation that also use natural gas, with a total installed  
15  
16 capacity of 1093 MW (SENER 2012).  
17  
18

19 The continuous deposition of ash generated by the thermoelectric plant, mainly in the first years  
20  
21 in which the plant operated with fuel oil, produced constant complaints by the neighbors, because  
22  
23 of the potential health risks (Flores 2003; García-Ramírez 2006). Other studies have identified  
24  
25 high concentrations of heavy metals in the ashes (fly ash and bottom ash) generated by  
26  
27 thermoelectric plants that use carbon and fuel oil. Table 1 shows the concentrations of heavy  
28  
29 metals in ash in different published studies.  
30  
31  
32  
33  
34

35 The highest concentrations of heavy metals in ash correspond to V and Ni, followed by Cu, Cr and  
36  
37 Pb (Table 1). This indicates that ash can contribute to the enrichment of these metals in soils where  
38  
39 they are deposited or disposed.  
40  
41

42 The objective of this study was to evaluate if the emissions of the thermoelectric power plant  
43  
44 impacted the concentrations of Cd, Cr, Hg, Ni, Pb and Zn in soils in its surrounding area.  
45  
46  
47  
48  
49

## 50 2. METHODOLOGY

### 51 2.1. Study area

52 The study area is located in Playas de Rosarito, 28 kilometers south of Tijuana in Baja California  
53  
54 (Figure 1). The population was approximately 90,688 inhabitants in 2010 (INEGI 2011). The  
55  
56  
57  
58  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

1  
2  
3  
4 annual average temperature varies between 14 and 16°C with an annual mean precipitation  
5  
6 between 200 and 300 mm. The prevailing winds through the year come from both the northwest  
7  
8 and southwest with an average intensity of 10 km/h (Gobierno de Baja California 2012). Its climate  
9  
10 is classified as Mediterranean dry temperate, characterized by dry summers; the rainy season is in  
11  
12 winter and spring. Its geology is mainly composed of extrusive basaltic igneous rock and  
13  
14 intermediate andesite-tuff, as well as sedimentary rock such as sandstone, with a dominant soil of  
15  
16 both leptosol (63.8%) and vertisol (27.3%).  
17  
18  
19

## 20 21 2.2. Sampling

22  
23 A systematic sampling was carried out around the thermoelectric plant between April and June,  
24  
25 2014 (Figure 1). Thirty-two top soil samples were collected mostly downwind of the plant in  
26  
27 relation to the prevailing winds. An additional four depth profiles (depth 1 m) at intervals of 20  
28  
29 cm were conducted. The sampling sites were generally vacant lots whose soil surfaces had not  
30  
31 been disturbed; this was corroborated by talks with the neighbors at the sites. Top soil samples (0-  
32  
33 5 cm) were collected by taking out a portion at each corner of an area of one square meter using a  
34  
35 silicone spatula. The samples weighed between 240 and 300 g and were stored in glass containers  
36  
37 until analysis.  
38  
39  
40  
41

## 42 43 2.3. Analytical methods

44  
45 The samples were divided in two parts for metal digestion. The first part was for the analysis of  
46  
47 Cd, Cr, Cu, Pb and V and the second, for Hg analysis.  
48  
49

50  
51 The preparation of samples for Cd, Cr, Cu, Pb, V and Ni analyses were as follow: first the soil  
52  
53 samples were dried at 80°C for 48 hours and passed through a plastic 2 mm sieve. Sample digestion  
54  
55 was conducted utilizing USEPA method 3050B. Briefly, 1-2 g of sample and 10 mL of HNO<sub>3</sub> (1:1)  
56  
57 were put into an Erlenmeyer flask. The mixture was heated at 95°C for 10 minutes. The sample  
58  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

1  
2  
3  
4 was then cooled at room temperature, following which, an additional 5 mL of concentrated HNO<sub>3</sub>

5  
6 was added and the sample reheated for 30 minutes at 95°C. After heating, the sample was again  
7 cooled at room temperature and 2 mL of ultrapure water with 3 mL of H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (30%) was added.  
8  
9

10  
11 The samples were reheated again at the same temperature to reduce the mixture volume to  
12 approximately 5 mL. Subsequently the solution was filtered through a filter paper (Whatman #41)  
13 into a 100 mL volumetric flask and diluted to the mark with ultrapure water. The samples were  
14 transferred to a plastic container. Digested samples were analyzed using a Perkin Elmer AS 3100  
15 atomic absorption spectrophotometer with a graphite furnace.  
16  
17  
18  
19  
20  
21

22  
23 Parallel analysis of spiked samples with a certified standard (ERA 508) was used for quality  
24 control. The recovery intervals for Cd, Cr, Cu, Pb, Ni and V samples were between 89 and 98%.  
25  
26

27  
28 The sample digestion for the total Hg analysis was prepared using EPA 7471B (cold vapor  
29 generation technique). Briefly, 0.5 g of sample was put in a 50 mL tube with 5 mL of aqua regia  
30 (1: 3 HNO<sub>3</sub>/HCl) and 5 mL of ultrapure water. The mixture was heated at 95°C for two minutes  
31 in a water bath, and then cooled at room temperature; after the heating 50 mL of ultrapure water  
32 and 15 mL of 5% KMnO<sub>4</sub> solution were added to the mixture. The mixture was again reheated for  
33  
34  
35  
36  
37  
38  
39  
40  
41  
42  
43  
44  
45  
46  
47  
48  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

66  
67  
68  
69  
70  
71  
72  
73  
74  
75  
76  
77  
78  
79  
80  
81  
82  
83  
84  
85  
86  
87  
88  
89  
90  
91  
92  
93  
94  
95  
96  
97  
98  
99  
100

The duplicate samples were performed on 10% of the total samples.

## 2.4 Statistical analysis

1  
2  
3  
4 Correlation analysis, principal component analysis (PCA) with varimax rotation and cluster  
5  
6 analysis (dendrogram) were conducted to analyze and establish the relationships between the  
7 concentrations of metals in the samples under study, as well as to identify the possible source of  
8 the analyzed metals. The Minitab 15® statistical software was used to perform the aforementioned  
9 analysis. The statistical analysis was carried out using the data from soil samples located  
10 downwind of the plant in relation to the prevailing winds in the area.  
11  
12  
13  
14  
15  
16

### 17 18 3. RESULTS AND DISCUSSION

#### 19 20 3.1 Concentration of metals in soils

21  
22 The percentage of organic matter ranged from 0.22 to 7.51% with a mean of 3.4% and pH values  
23 between 6.4 and 8.7. The values of clay percentages in the samples were between 2.7 and 32.8%  
24 (average 18.2%).  
25  
26  
27  
28

29 Table 2 shows the concentrations of the analyzed metals in soil. The highest average  
30 concentrations were observed for Cr, Ni and V, whose average values were 65.7, 77.5, and 48.3  
31 mg / kg, respectively. The average concentration of Hg and Cd were similar to the average  
32 concentrations found in control sites. For the other metals, average concentrations were higher  
33 than the average concentrations of the control sites.  
34  
35  
36  
37  
38  
39  
40  
41

42 The average concentrations for most of the metals, except Hg and Cd, were approximately two  
43 times higher than the average concentrations of the control sites. It is noted that the sites with the  
44 highest concentrations of all analyzed metals, except for Hg, were located in the area downwind  
45 of the plant in relation to the predominant winds. The most abundant heavy metals in fly ash  
46 generated by thermal power plants using fuel oil are V and Ni. Other studies have also identified  
47 the presence of Pb, Cr and Cu in fly ash (Al-Degs et al 2014; Alonso-Hernandez, 2011). Other  
48  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55

56 potential sources of Cr, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn in soil are vehicular traffic in the area (Machado et  
57  
58  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

1  
2  
3  
4 al 2008; Pal et al 2011), as well as the clandestine practice of accumulating and burning trash in  
5  
6 vacant lots. In the last few years, the burning of electric cables to recover the Cu has increased  
7  
8 despite the fact that this action pollutes soil with Cu and Pb (BLM 2010; Nava-Martinez et al.  
9  
10  
11 2012).

### 13 3.2 Metal concentration in depth profiles

14  
15 Figure 2 shows the depth profiles for Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and V for the sites marked in Figure 1.  
16  
17 Hg and Cd depth profiles were not included due to their concentrations being very low (medians  
18  
19 0.02 and 0.1 respectively). The D1, D2, D3 and D4 profiles are located at a distance of 570, 926,  
20  
21 1080 and 1870 m in a straight line from the main chimney of the thermoelectric plant. The  
22  
23 concentrations for Cr, Ni and V in the surficial samples of the depth profiles were between 50 and  
24  
25 120 mg/kg. A general trend of decreasing concentration with depth is observed in D1 and D2  
26  
27 profiles. A slight concentration peak (about 20 mg/kg) was observed at a depth between 40 and 60  
28  
29 cm, which may indicate the process of metal transport through the depth profile. On the other hand,  
30  
31 the concentration profiles for the analyzed metals in D4 located at 1870 m from the plant showed  
32  
33 a uniform concentration at all depths. The average concentrations for Cu, Ni, Pb and Ni were lower  
34  
35 than those observed at a depth between 20 and 100 cm for D1, D2 and D3, where the concentration  
36  
37 of these metals remained constant. The difference between the profile concentrations found in D1,  
38  
39 D2 and D3 profiles in relation to the D4 concentrations may indicate the possible accumulation of  
40  
41 these metals in the analyzed soil depth profiles (0-100 cm).  
42  
43  
44  
45  
46  
47  
48  
49  
50  
51  
52

### 53 3.3. Geoaccumulation index

54  
55 Geoaccumulation index is utilized to identify metal pollution levels (Muller 1969). This index has  
56  
57 already been used in several studies to evaluate heavy metal pollution in soil and sediment (Wakida  
58  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

1  
2  
3  
4 et al. 2008; An et al 2009; Lario et al.2016; Pastrana-Corral et al 2016). Table 3 shows the  $I_{geo}$   
5  
6  
7 results for the analyzed metals in soil. Geoaccumulation index values for Hg and Cd show that all  
8  
9 sites were class 1 (not polluted), except for Site 1 for Hg (Class 5: strongly polluted).  
10  
11 Twenty-five samples (78%) were class 1 or 2 for Pb (not polluted and not polluted to moderately  
12  
13 polluted), four samples were moderately polluted (Class 3); two samples were moderate to strongly  
14  
15 polluted (Class 4) and only one sample (Site 1) was found strongly polluted (Class 5). On the other  
16  
17  
18 hand, more than half of the samples (68.8%) were classified not polluted and not polluted to  
19  
20 moderately polluted (Class 1 and 2) for Cr, and the remaining samples (10 sites) were classified  
21  
22 as moderately polluted (Class 3). Twenty-four samples (75%) were classified between not polluted  
23  
24 and not polluted to moderately polluted (Class 1 and 2) for Cu and the remaining eight samples  
25  
26  
27 were moderately polluted (class 3). All the sampled sites were classified as not polluted, and not  
28  
29 polluted to moderately polluted (Class 1 and 2) for V, except for Site 1 (Class 3: moderately  
30  
31 polluted). The  $I_{geo}$  values for Ni were similar to the values calculated for V (97% of the samples  
32  
33 were classes 1 and 2), the difference was Site 9 which was classified as Class 3 (moderately  
34  
35 contaminated). Site 1 is 570 m from the main chimney of the plant and is a garden area located in  
36  
37  
38 the external southeast corner of the plant. The highest concentration of Hg and Pb (Class 5:  
39  
40 strongly polluted), and Cr, Cu and V (Class 3: moderately contaminated) were found at this site.  
41  
42  
43 Moreover, the highest sum of the analyzed metals was found at this site. This may be explained  
44  
45  
46 by the fact that this site is in the closest area downwind of the plant in relation to the prevailing  
47  
48 winds. However, the high concentrations of Hg and Pb may indicate another possible pollution  
49  
50 source, because this site could have been used as a waste dump for the plant before environmental  
51  
52 laws were passed in Mexico.  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

1  
2  
3  
58

### 3.4. Correlation analysis

59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

1  
2  
3  
4 The use of the Kolmogorov-Smirnov test determined that the data did not fit a normal distribution  
5  
6 (with 95% confidence level). Previous studies have identified that the concentrations of heavy  
7 metals in soils polluted by anthropogenic sources fit a log-normal distribution (Tijhuis et al 2002;  
8  
9 Mandal and Sengupta 2006), Thus a probability plot was used in order for the results to be adjusted  
10  
11 to a log-normal distribution.  
12  
13  
14

15  
16 The Spearman's rank correlation coefficient ( $r_s$ ) is used to determine whether there is a correlation  
17  
18 between two data sets that does not fit into a normal distribution (Vasić et al. 2012). The  
19 classification described by Hinkle (2003) was used for the interpretation of the  $r_s$  values ;  $r_s$  values  
20  
21 from 0 to 0.30 implied no correlation; 0.30 to 0.50 low correlation; 0.50 to 0.70 moderate  
22  
23 correlation; 0.70 to 0.90 high correlation, and from 0.90 to 1 very high correlation. Table 4 shows  
24  
25 the  $r_s$  values for the analyzed metals. A high correlation was observed between V-Ni (0.89), Cr-V  
26  
27 (0.77) and Cr-Ni (0.73) with a significance level of 0.01 (two tails). There is a moderate correlation  
28  
29 between Cu-Ni (0.51), Cu-V (0.48) and Cu-Cr (0.47) with a level of significance of 0.05 (two  
30  
31 tails).  
32  
33  
34  
35  
36

37  
38 The presence of Cr, Cu, V and Ni in the fly ash from the burning of fuel oil has been previously  
39  
40 reported in other studies (Sandoval 1998; Alonso-Hernandez, 2011; Al-Degs et al., 2014).  
41  
42 Therefore, the high correlation found between Cr, V and Ni, as well as the moderate correlations  
43  
44 between Cu and Cr, V and Ni, indicate the fly ash emitted by the plant is the common source of  
45  
46 these metals.  
47  
48  
49  
50  
51

### 52 53 3.4.2. Principal component analysis

54  
55 PCA with varimax rotation was used to further ascertain the relation between the plant emissions  
56  
57 and heavy metal concentrations in soils. The Kaiser criterion (eigenvalues  $\geq 1$ ) was used to  
58  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

1  
2  
3  
4 determine the number of components to perform the factorial analysis. Table 5 shows that three

5  
6 factors explain 88% of the variance. The first factor explains 46% and is composed by Cr, Cu, V  
7 and Ni. This reaffirms that these metals originate from the same source, which is fly ash generated  
8 by the plant. The second factor explains 26% of the variance, in which Hg and Pb are the main  
9 components, indicating that there is another source for these metals, such as burning garbage that  
10 could contain batteries, Hg vapor lamps, ballasts and weldings (Mirsal 2004; Naja and Volesky  
11 2002; Salvagio Manta et al 2002). Finally, the third factor (16% of the variance) is only composed  
12 of Cd. This metal is used in pigments, PVC stabilizers, electrical cables, Ni/Cd batteries, fuses,  
13 anti-corrosion coating equipment and vehicles exposed to the marine environment (Wuana and  
14 Okieimen 2011; Yaron et al. 2012).

### 27 28 29 3.4.3. Hierarchical cluster analysis

30 Figure 3 shows the dendrogram obtained using a complete linkage method. A strong V-Ni  
31 relationship was observed with a similarity level of 97%. This confirms the strong correlation  
32 found for these metals and thus a common pollution source. Two groups were observed at a  
33 similarity level of 81%: one group formed by Hg and Pb and another group formed by Cr, Cu, Ni  
34 and V. This implied the two different pollution sources mentioned in the previous sections. Finally,  
35 the Cd concentrations were not found to have high similarity levels with the other analyzed metals  
36 (43%).  
37  
38  
39  
40  
41  
42  
43  
44  
45  
46

## 47 48 49 50 4. CONCLUSIONS

51 The concentrations of the analyzed metals in the study area were low compared to the maximum  
52 allowable concentrations stated for the Mexican legislation for heavy metal pollution in soil. The  
53 sum of Class 1 and 2 sampling sites (not polluted, and not polluted to moderately polluted) for the  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

1  
2  
3  
4 geoaccumulation index were between 75 and 95%. The analysis of the depth profiles has shown  
5  
6  
7 that there is an accumulation of metals in the soil profile due to metal transport from the surface  
8  
9 to lower soil layers.

10  
11 The principal component analysis and metal correlations results have shown that fly ash from the  
12  
13 thermoelectric plant have contributed to the levels of Cr, Cu, V and Ni concentrations in the  
14  
15 surrounding soil downwind of the plant in relation to the prevailing winds. However, the  
16  
17 contribution of the analyzed metals to the soil from other sources such as traffic, garbage burning  
18  
19 and industrial activity, cannot be excluded, since the study area is located in an urban area.  
20  
21

22  
23 Currently the plant operates only with natural gas reducing ash generation, and consequently the  
24  
25 contribution of heavy metals to the soil of the zone. The results have shown that while the plant  
26  
27 was operating with fuel oil, it contributed to the accumulation of Cr, Cu, V and Ni in the areas  
28  
29 downwind of the plant in relation to the prevailing winds. More studies are needed to determine  
30  
31 the possible environmental and human health impact.  
32  
33  
34  
35  
36  
37

## 38 ACKNOWLEDGEMENTS

39  
40 This research was supported by Universidad Autónoma de Baja California (UABC) through 18va  
41  
42 internal competition of research grants No 3884. This paper is part of the doctoral research by  
43  
44  
45  
46 M.A. Pastrana-Corral at the MYDCI doctoral program at Universidad Autónoma de Baja  
47  
48 California.  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

1  
2  
3  
4 REFERENCES

5  
6  
7 Agrawal P, Mittal A, Prakash R, Kumar M, Singh T, Tripathi S (2010) Assessment of  
8 Contamination of Soil due to Heavy Metals around Coal Fired Thermal Power Plants at Singrauli  
9 Region of India. Bull. Environ Contam Toxicol 85:219–223. DOI: 10.1007/s00128-010-0043-8.

10  
11  
12  
13 Akita S, Maeda T, Takeuchi H (1995) Recovery of vanadium and nickel in fly ash from heavy oil.  
14 J. Chem. Tech. Biotechno, 62: 345 -350. DOI: 10.1002/jctb.280620406.  
15  
16

17  
18 Al-Degs Y, Ghair A, Khoury H, Walker G, Sunjuk M, Al-Ghouti M (2014) Characterization and  
19 utilization of fly ash of heavy fuel oil generated in power stations. Fuel Proc Tech 123:41–46.  
20  
21  
22  
23 DOI: 10.1016/j.fuproc.2014.01.040.

24  
25 Al-Ghouti M, Al-Degs Y, Ghair A, Khoury H, Ziedan M (2011) Extraction and separation of  
26 vanadium and nickel from fly ash produced in heavy fuel power plants. Chemical Engineering  
27 Journal 173:191– 197. DOI:10.1016/j.cej.2011.07.080  
28

29  
30 Al-Malack M, Bukhari A, Al-Amoudi O, Al-Muhanna H, Zaidi T (2013) Characteristics of Fly  
31 ash Produced at Power and Water Desalination Plants Firing Fuel Oil. Int. J. Environ. Res.,  
32  
33  
34  
35  
36  
37  
38 7(2):455-466.

39  
40 Alonso-Hernández C, Bernal-Castillo J, Bolaños-Alvarez Y, Gómez-Batista M, Diaz-Asencio M  
41 (2011) Heavy metal content of bottom ashes from a fuel oil power plant and oil refinery in Cuba.  
42  
43  
44  
45  
46  
47  
48 Fuel 90:2820–2823. DOI:10.1016/j.fuel.2011.03.014.

49 An Q, Wu Y, Wang J, Li Z (2009) Heavy metals and polychlorinated biphenyls in sediments of  
50 the Yangtze River estuary, China. Environ Earth Sci 59:363–370. DOI: 10.1007/s12665-009-  
51  
52  
53 0034-4

54  
55  
56  
57  
58  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

1  
2  
3  
4 Banks EC, Ferretti LE, Shucard DW (1997) Effects of low level lead exposure on cognitive  
5  
6  
7 function in children: a review of behavioral, neuropsychological and biological evidence.  
8  
9 Neurotoxicology 18:237–281.

10  
11 Bertani R, Lund J (2013) World Energy Resources, 2013 Survey: Summary. Chapter 9, World  
12  
13 Energy council, 1–62, retrieved January 10, 2015, from: [http://www.worldenergy.org/wp-](http://www.worldenergy.org/wp-content/uploads/2013/09/WER_2013_9_Geothermal.pdf)  
14  
15  
16 content/uploads/2013/09/WER\_2013\_9\_Geothermal.pdf.

17  
18  
19 Blinova I, Bityukova L, Kasemets K, Ivask A, Käkinen A, Kurvet I, Bondarenko O, Kanarbik L,  
20  
21 Sihtmäe M, Aruoja V, Schvede H, Kahru A (2012) Environmental hazard of oil shale combustion  
22  
23 fly ash. Journal of Hazardous Materials 229– 230:192– 200. 10.1016/j.jhazmat.2012.05.095

24  
25  
26 BLM (Bureau of Land Management) (2010) Burning electrical wires a growing concern on public  
27  
28 lands. News Release No. CA-CDD- 10-77.  
29  
30 [http://www.blm.gov/ca/st/en/info/newsroom/2010/june/CDD1077\\_burning\\_wires\\_concern.html](http://www.blm.gov/ca/st/en/info/newsroom/2010/june/CDD1077_burning_wires_concern.html)

31  
32  
33 CFE (2014) Informe Anual 2014, Comisión Federal de Electricidad, Secretaría de Energía de los  
34  
35 Estados Unidos Mexicanos, from:  
36  
37 <http://aplicaciones.cfe.gob.mx/Aplicaciones/OTROS/InformeAnualConFirmas2014.pdf>

38  
39  
40 Chacon D, Giner M, Vazquez M, Roe S, Maldonado J, Lindquist H, Strode B, Anderson R, Quiroz  
41  
42 C, Schreiber J (2010) Greenhouse Gas Emissions in Baja California and Reference Case  
43  
44 Projections 1990-2025. 1ª. Edition, 2010, Comision de Cooperacion Ecologica Fronteriza and  
45  
46 Border Environment Cooperation Commission, pp 46-49.

47  
48  
49  
50 CONCAWE (1998) Heavy fuel oils. CONCAWE's, Product dossier no. 98/109, pp 2-3.

51  
52  
53 Duruibe J, Ogwuegbu M, Egwurugwu J (2007) Heavy metal pollution and human biotoxic effects.  
54  
55 Int J Phy Sci Vol. 2 (5):112-118.

56  
57  
58  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

1  
2  
3  
4 Flores J (2003) Buscan en Rosarito fin a contaminación: Daña termoeléctrica la salud. Accessed

5  
6  
7 7 Oct 2015.

8  
9 <http://www.elmexicano.com.mx/informacion/noticias/1/3/estatal/2003/02/03/8432/buscanenrosar>  
10  
11 [itofinacontaminacion.](http://www.elmexicano.com.mx/informacion/noticias/1/3/estatal/2003/02/03/8432/buscanenrosar)

12  
13  
14 Ganor E, Altshuller S, Foner H, Brenner S, Gabbay J (1988) Vanadium and nickel in dustfall as  
15  
16 indicators of power plant pollution. *Water Air Soil Poll* 42:241-252. DOI: 10.1007/BF00279270.

17  
18  
19 García-Ramírez L (2006) Podrían demandar a la termoeléctrica. Accessed 7 Oct 2015.

20  
21 <http://www.elmexicano.com.mx/informacion/noticias/1/3/estatal/2006/02/03/146722/podriande>  
22  
23 [mandaralatermoelectrica.](http://www.elmexicano.com.mx/informacion/noticias/1/3/estatal/2006/02/03/146722/podriande)

24  
25  
26 George J, Masto R, Ram L, Das T, Rout T, Mohan M (2015) Human Exposure Risks for Metals  
27  
28 in Soil near a Coal-Fired Power-Generating Plant. *Arch Environ Contam Tox* 68:451–461. DOI:  
29  
30 10.1007/s00244-014-0111-x.

31  
32  
33 Gobierno de Baja California (2012). PROAIRE, Programa para mejorar la calidad de aire de la  
34  
35 Zona Metropolitana de Tijuana, Tecate y Playas de Rosarito 2012-2020 (Program to improve the  
36  
37 air quality of Tijuana, Tecate and Playas de Rosarito 2012-2020). SEMARNAT, Gobierno del  
38  
39 Estado de Baja California, Mexico.

40  
41  
42 Hinkle D, Wiersma W, Jurs S (2003) *Applied Statistics for the Behavioral Sciences*. Fifth edition,  
43  
44 Houghton Mifflin Co.; USA.

45  
46  
47 Hu H (2002) Human health and heavy metals exposure. *Life Support: The Environment and*

48  
49  
50 Human Health, Chapter 4. Michael McCally M. (ed) *Life support: the environment and human*  
51  
52 health. MIT Press, Cambridge, pp 65–82.

53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

1  
2  
3  
4 INEGI (2011) Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México en Cifras. Información  
5  
6  
7 Nacional, por Entidad Federativa y Municipios. Playas de Rosarito, Baja California.  
8  
9 <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx?src=487&e=2>.

10  
11  
12 Kamal I (1995) An assessment of desalination technology for the Rosarito Repowering Project.  
13  
14 Desalination 102:269-278.

15  
16 Krishna A, Govil P (2007) Soil contamination due to heavy metals from an industrial area of Surat,  
17  
18 Gujarat, Western India. Environ Monit Assess 124:263–275 DOI: 10.1007/s10661-006-9224-7.

19  
20 Lario J, Alonso-Azcárate J, Spencer C, Zazo C, Goy JL, Cabero A, Dabrio CJ, Borja F, Borja C,  
21  
22  
23 Civis J, García-Rodríguez M (2016) Evolution of the pollution in the Piedras River Natural Site  
24  
25 (Gulf of Cadiz, southern Spain) during the Holocene. Environ Earth Sci 75: 481. DOI:  
26  
27 10.1007/s12665-016-5344-8.  
28

29  
30 Machado A, García N, García C, Acosta L, Córdova A, Linares M, Giraldoto D, Velasquez H  
31  
32 (2008) Contaminación por metales (Pb, Zn, Ni y Cr) en aire, sedimentos viales y suelo en una zona  
33  
34 de alto tráfico vehicular. Rev Int Contam Ambie 24(4):171-182.  
35  
36

37  
38 Mandal A, Sengupta D (2006) An assessment of soil contamination due to heavy metals around a  
39  
40 coal-fired thermal power plant in India. Environ Geol 51(3):409-420. DOI: 10.1007/s00254-006-  
41  
42 0336-8.  
43

44  
45  
46 Mazhaiskii Y, Zakharova O, Evtyukhin V, Tobratov S (2000) Pollution in the zone around Ryazan  
47  
48 power station. Chem Petrol Eng 36:9–10. DOI: 10.1023/A:1002828513234.

49  
50 Mirsal I (2004) Soil Pollution: Origin, Monitoring and Remediation. Second Edition, Springer-  
51  
52 Verlag Berlin Heidelberg. USA. Pp147-149.

53  
54  
55 Mishra A, Choudhuri M (1999) Monitoring of phytotoxicity of lead and mercury from germination  
56  
57 and early seedling growth indices in two rice cultivations. Water Air Soil Poll 114 (3–4):339–346.  
58

59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

1  
2  
3  
4 Mofarrah A, Husain T (2013) Use of heavy oil fly ash as a color Ingredient in cement mortar. Int

5  
6 J Concrete Struct Mater 7(2):111–117. DOI: 10.1007/s40069-013-0042-3.

7  
8 Mohanty N, Vass I, Demeter S (1989) Impairment of photosystem 2 activity at the level of  
9  
10 secondary quinone acceptor in chloroplasts treated with cobalt, nickel and zinc ions. *Physiol*  
11  
12 *Plantarum*, 76:386-390.

13  
14  
15 Muller G (1969) Index of geoaccumulation in sediments of Rhine River. *Geoj.*, 2 (3):108-118.

16  
17  
18 Naja G, Volesky B (2002) Heavy Metals in the Environment. Chapter 2: Toxicity and Sources of  
19  
20 Pb, Cd, Hg, Cr, As, and Radionuclides in the Environment, CRC Press. Marcel Dekker, Inc.  
21  
22 Canada, pp.14-18.

23  
24  
25 Nava-Martinez E, Garcia-Flores E, Espinoza-Gomez H, Wakida FT (2012) Heavy metals pollution  
26  
27 in the soil of an irregular urban settlement built on a former dumpsite in the city of Tijuana,  
28  
29 Mexico. *Env Earth Sci* (66):1239 –1335. DOI: 10.1007/s12665-011-1335-y.

30  
31  
32 Pal S, Wallis S, Arthur S (2011) Assessment of heavy metals emission from traffic on road  
33  
34 surfaces. *Cent Eur J Chem* 9(2): 2011:314-319. DOI:10.2478/s11532-011-0005-y

35  
36  
37 Pastrana-Corral MA, Wakida FT, García-Flores E, Rodriguez-Mendivil DD, Quiñonez-Plaza A,  
38  
39 Piñon-Colin TDJ (2016) Soil mercury levels in the area surrounding the Cerro Prieto geothermal  
40  
41 complex, MEXICO. *Environ Monit Assess* 188:466. DOI: 10.1007/s10661-016-5474-1.

42  
43  
44 Pires M., Querol X (2004) Characterization of Candiota (South Brazil) coal and combustion by-  
45  
46 product. *Int Coal Geol* 60:57– 72. DOI:10.1016/j.coal.2004.04.003.

47  
48  
49 Prasad M (1995) Cadmium toxicity and tolerance in vascular plants. *Environ Expe Bot* 35 (4):525–  
50  
51 545. DOI: 10.1016/0098-8472(95)00024-0  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

1  
2  
3  
4 Prieto A, Catalani S (2015) Effects of metallic elements on reproduction and development. In:

5  
6 Nordberg G, Fowler B, Nordberg M (ed) Handbook on the toxicology of metals, fourth edition,  
7  
8 Academic Press, London, pp 399-423.  
9

10  
11 Reddy S, Basha S, Joshi H, Jha B (2005) Evaluation of the emission characteristics of trace metals  
12  
13 from coal and fuel oil fired power plants and their fate during combustion. J Hazard Mater,  
14  
15 B123:242–249. Elsevier Ltd. DOI:10.1016/j.jhazmat.2005.04.008.  
16

17  
18 Salvagio Manta D, Angelone M, Bellanca A, Neri R, Sprovieri M (2002) Heavy metals in urban  
19  
20 soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy. Sci Total Environ 300:229–243. DOI:  
21  
22 10.1016/S0048-9697(02)00273-5.  
23

24  
25 Sandoval A (1998) Los crudos mexicanos, sus características. Departamento de difusión  
26  
27 tecnológica. Sector e Industria eléctricos / Boletín IIE, Accessed 3 Sep 2015. Mayo –Junio 1998,  
28  
29 from: <http://www.iie.org.mx/publica/bolmj98/secmj98.htm>.

30  
31 SENER (2012) Prospectiva del sector eléctrico 2012–2026 (Electricity sector outlook), Secretaría  
32  
33 de Energía: 1-237, Accessed 7 Aug 2015, from:  
34  
35 [https://noalamatgirona.files.wordpress.com/2013/07/prospectivasectorelectrico\\_2012\\_2026.pdf](https://noalamatgirona.files.wordpress.com/2013/07/prospectivasectorelectrico_2012_2026.pdf).

36  
37 SPA (2010) Secretaría de Protección al Ambiente del Gobierno de Baja California Inventario de  
38  
39 emisiones a la atmósfera en los municipios de Tijuana y Playas de Rosarito, Baja California,  
40  
41 México (2010). Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, pp. 19, Accessed 25 May  
42  
43 2015, from: [http://server.cocef.org/Final\\_Reports\\_B2012/20081/20081\\_Final\\_Report\\_ES.pdf](http://server.cocef.org/Final_Reports_B2012/20081/20081_Final_Report_ES.pdf)  
44  
45 [http://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/69288/9\\_ProAire\\_ZMT.pdf](http://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/69288/9_ProAire_ZMT.pdf)

46  
47 Stafilov T (2014) Environmental pollution with heavy metals in the Republic of Macedonia.  
48  
49 Contributions/Macedonian Academy of Sciences and Arts, Section of Natural, Mathematical and  
50  
51 Biotechnical Sciences. MASA, 35 (2):81-119.

52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

1  
2  
3  
4 Tjihuis L, Brattli B, Sæther, OM (2002) A Geochemical Survey of Topsoil in the City of Oslo,

5  
6 Norway. *Environ Geochem Health* 24 (1):67-94. DOI: 10.1023/A:1013979700212.

7  
8 Vasić M, Mihailović A, Kozmidis-Luburić U, Nemes T, Ninkov J, Zeremski-Škorić T, Antić B  
9  
10 (2012) Metal contamination of short-term snow cover near urban crossroads: Correlation analysis  
11  
12 of metal content and fine particles distribution. *Chemosphere* 86:585–592.  
13  
14 DOI:10.1016/j.chemosphere.2011.10.023.  
15  
16

17  
18 Vitolo S, Seggiani M, Filippi S, Brocchini C (2000) Recovery of vanadium from heavy oil and  
19  
20 Orimulsion fly ashes. *Hydrometallurgy* 57:141–149. DOI:10.1016/S0304-386X(00)00099-2.  
21  
22

23  
24 Wakida FT, Lara-Ruiz, D, Temores-Peña, J, Rodriguez-Ventura G, Diaz C, Garcia-Flores E (2008)  
25  
26 Heavy metals in sediments of the Tecate River. *Environ Geol* 54:637-642. DOI: 10.1007/s00254-  
27  
28 007-0831-6.  
29

30  
31 Wuana R, Okieimen F (2011) Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources,  
32  
33 Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation. *Int Sch Res Netw*. Volume  
34  
35 2011:1-20.  
36

37  
38 Yaron B, Dror I, Berkowitz B (2012) Soil-Subsurface Change: Chemical Pollutant Impacts.  
39  
40 Springer-Verlag, Berlin, pp. 49.  
41

42  
43 Ye J, Wang S, Barger M, Castranova V, Shi X (2000) Activation of androgen response element  
44  
45 by cadmium: a potential mechanism for a carcinogenic effect of cadmium in the prostate. *J Environ*  
46  
47 *Pathol Toxicol Oncol* 19:275–280.  
48  
49  
50

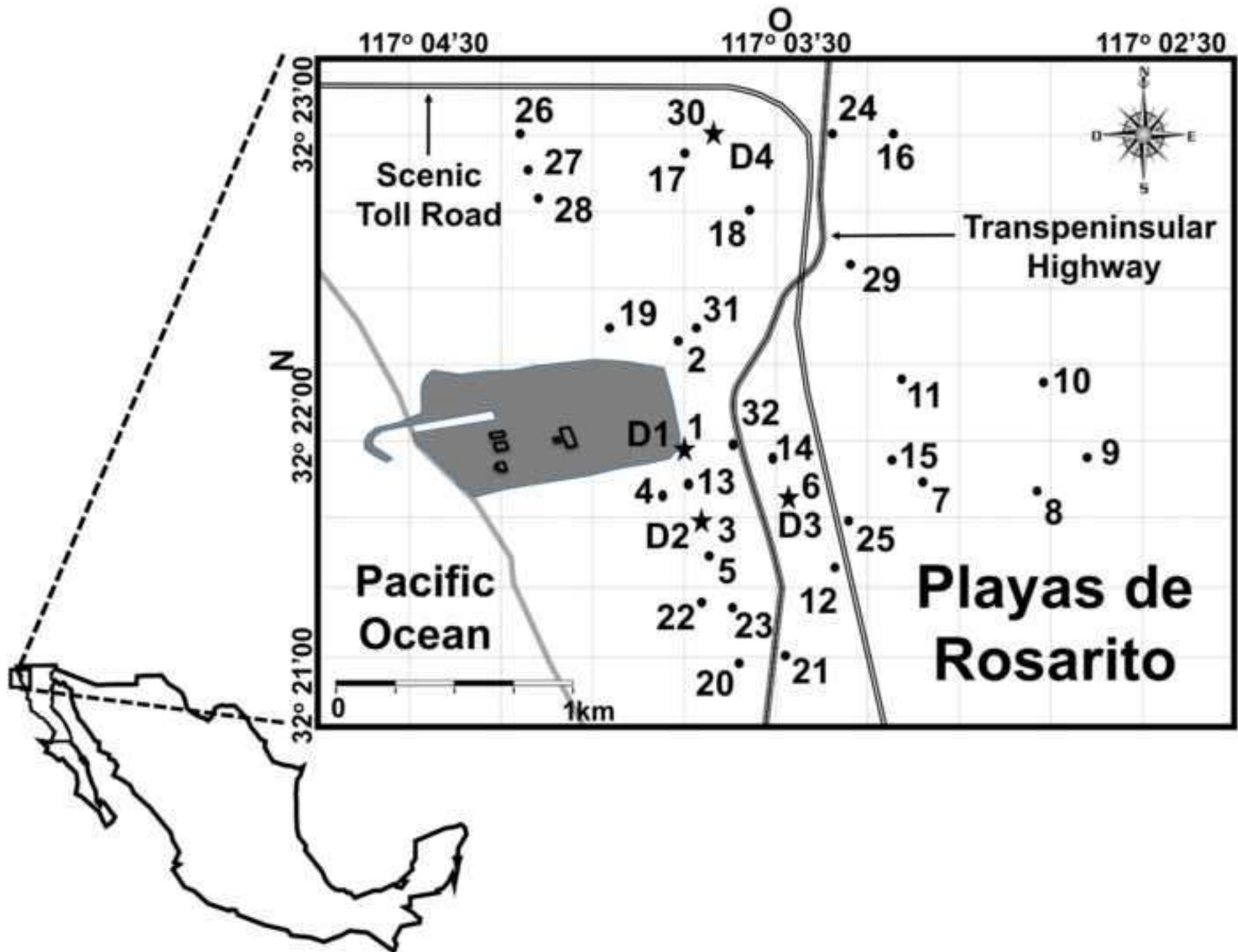
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65

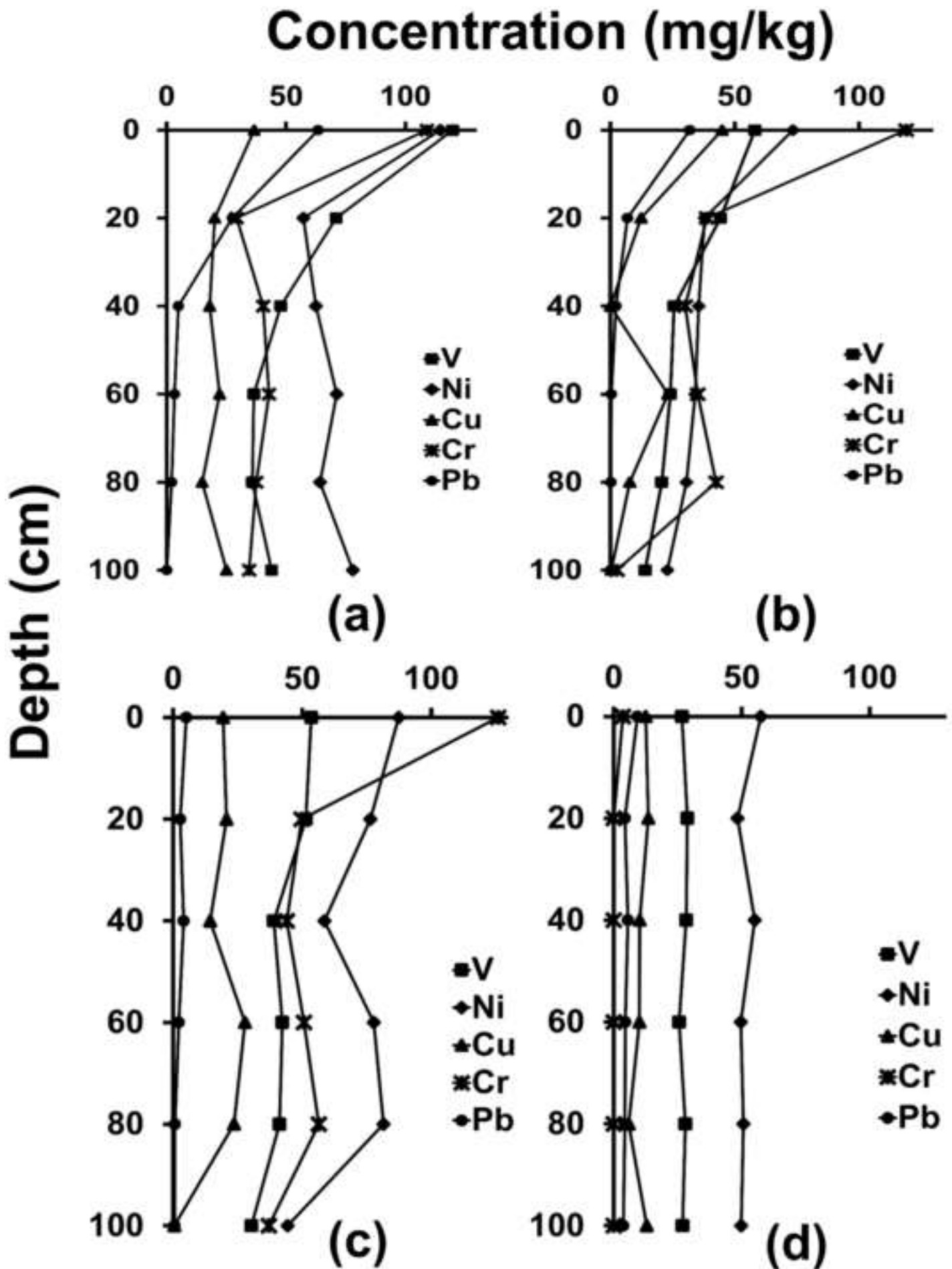
1  
2  
3  
4 Figure captions  
5  
6

7 Figure 1. The study area showing the sampling sites and the thermoelectric power plant.  
8

9 Figure 2. Depth profiles for Pb, Cr, Cu, V and Ni concentrations (a) D1, (b) D2, (c) D3 and (d)  
10  
11 D4.  
12

13 Figure 3. Dendrogram with average clustering of the metal concentration in the downwind of the  
14  
15 plant in relation to the prevailing winds.  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35  
36  
37  
38  
39  
40  
41  
42  
43  
44  
45  
46  
47  
48  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65





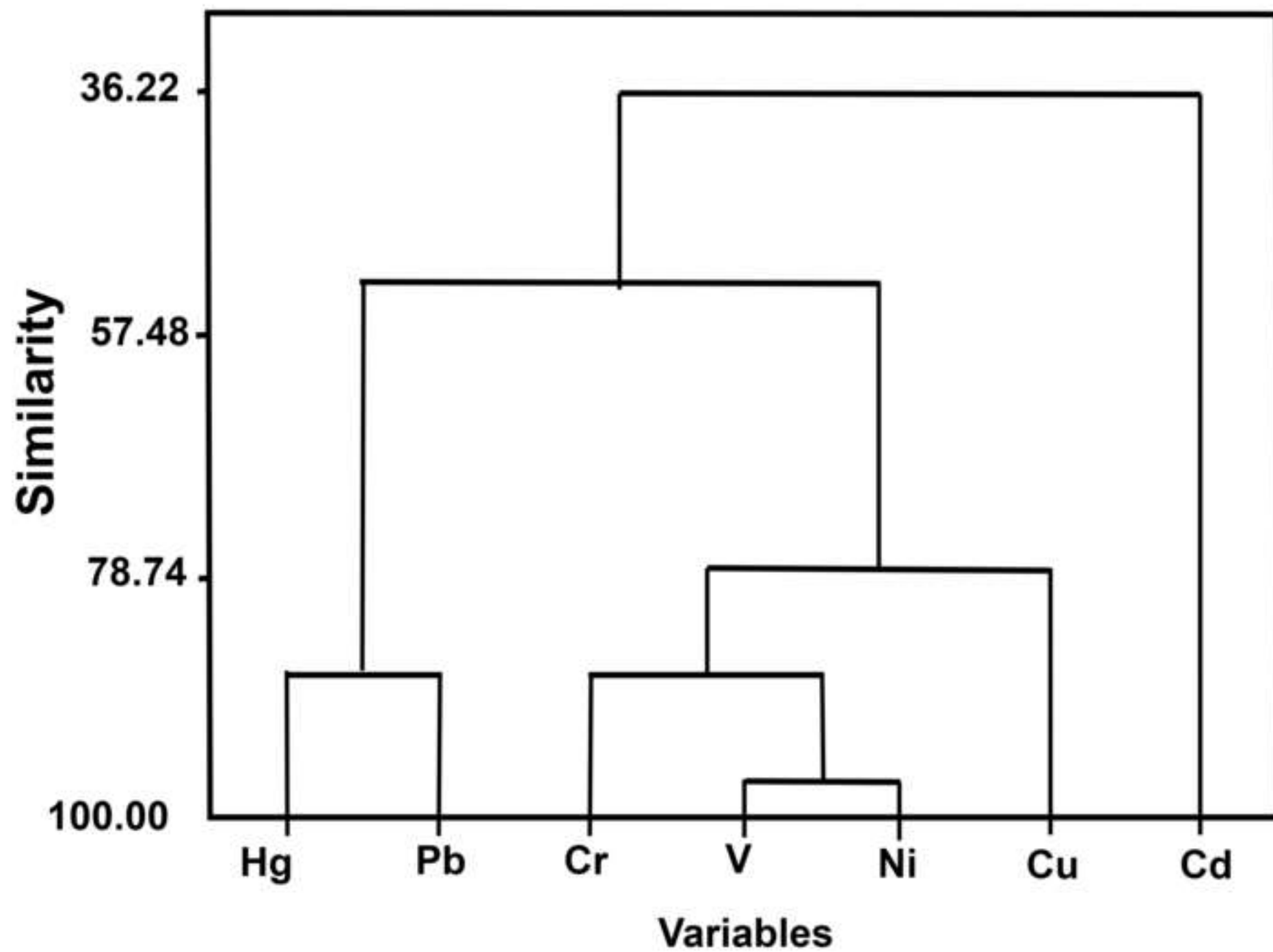


Table 1. Heavy metals in ash generated by thermoelectric plants.

Geographic zone	Fuel used	Average concentrations (mg/kg)							Reference
		Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	V	
Cienfuegos Bay, Cuba	Oil fuel	NA	228	287	0.2	56.8	1861	14840	Alonso-Hernández et al 2011
Italy	Oil fuel	NA	NA	NA	NA	NA	13000	26000	Vitolo et al. 2000
Amán, Jordan	Oil fuel	NA	NA	NA	NA	NA	7900	61000	Al-Ghouti et al. 2011
Japan	Oil fuel	NA	NA	NA	NA	NA	13800	6700	Akita et al. 1995
Al-Aqaba, Jordan	Oil fuel	NA	146	92.5	NA	78	7100	31000	Al-Degs et al. 2014
Tallinn, Estonia	Oil shale	0.9	51	20.2	NA	193.8	NA	NA	Blinova et al. 2012
India	Oil fuel	1.6	3.4	328.4	0.2	29.4	16	NA	Reddy et al. 2005
Dhahran, Saudi Arabia	Oil fuel	1.7	6.8	10.4	NA	17.1	23.8	9072	Al-Malack et al. 2013
Jeddah, Saudi Arabia	Oil fuel	3.3	4.1	17.4	0.3	11.0	1762.2	2957.7	Mofarrah y Husain 2013
Santaldih, India	Coal	4.2	198	86.1	0.4	33.1	56.4	169	George et al. 2015
Candiota area, Brazil	Coal	1.2*	51*	33*	NA	NA	29*	78*	Pires and Querol 2004
Ryazan, Russia	Coal, natural gas and fuel oil	6	NA	400	NA	188	NA	NA	Mazhaiskii et al. 2000

\* fly ash, NA: Not analyzed

Table 2. Heavy metal concentrations in topsoil samples and descriptive statistics.

Sample	Concentration (mg/kg)						
	Hg	Pb	Cr	Cd	Cu	V	Ni
1	0.66	63.5	109.0	0.05	36.7	119.9	114.7
2	0.05	3.2	19.8	0.04	14.7	23.8	53.7
3	0.04	31.9	119.0	0.11	44.9	58.2	73.5
4	0.02	4.7	88.3	0.05	11.2	76.0	98.3
5	0.05	19.1	136.0	0.06	57.2	50.5	123.2
6	0.01	5.1	126.0	0.06	19.3	53.5	87.4
7	ND	3.9	192.0	0.04	42.7	49.2	131.2
8	0.02	6.0	73.5	0.04	32.1	39.4	131.5
9	0.01	ND	ND	0.10	61.6	46.9	172.5
10	ND	11.4	178.0	0.12	36.5	63.6	75.3
11	ND	2.2	32.5	0.03	31.8	24.7	94.1
12	ND	11.9	ND	0.09	12.5	25.5	32.6
13	0.02	15.5	42.5	0.05	25.8	45.9	73.3
14	ND	5.6	54.4	0.02	4.3	42.8	57.5
15	ND	16.7	167.0	0.08	70.1	48.7	109.6
16	0.04	11.6	17.8	0.11	21.2	21.0	36.5
17	0.01	8.0	46.2	0.07	17.7	45.3	66.1
18	ND	4.8	161.0	0.03	32.4	54.4	66.0
19	0.01	15.7	47.2	0.04	56.1	50.4	72.7
20	ND	34.6	40.1	0.04	19.2	50.6	45.9
21	0.01	22.8	2.7	0.07	17.0	56.2	34.4
22	0.19	12.2	33.8	0.08	15.1	43.9	59.1
23	0.04	9.8	187.0	0.07	14.9	65.9	86.1
24	ND	11.1	109.0	0.04	22.0	41.3	37.2
25	ND	ND	49.6	0.02	24.3	40.5	74.3
26	0.06	7.8	ND	0.06	8.0	47.9	70.4
27	0.04	3.4	ND	0.15	18.6	42.2	93.9
28	0.06	7.9	9.0	0.17	9.2	61.0	52.0
29	0.07	16.5	57.5	0.26	9.4	32.8	40.9
30	0.05	9.2	3.5	0.23	12.5	26.6	57.5
31	0.05	2.4	ND	0.21	8.8	32.5	82.1
32	0.07	9.5	ND	0.08	12.1	63.0	76.0
Basal	0.05	5.3	33	0.23	12	29	48
Descriptive statistics							
Average	0.05	12.1	65.7	0.1	25.6	48.3	77.5
Median	0.02	9.4	46.7	0.1	19.3	47.4	73.4
maximum value	0.66	63.5	192.0	0.3	70.1	119.9	172.5
Minimum value	ND	ND	ND	ND	4.3	21.0	32.6
Standard deviation	0.1	12.4	63.3	0.1	17.3	18.6	32.5
Coefficient of variation	2.4	1.0	1.0	0.7	0.7	0.4	0.4

Table 3. Geoaccumulation index in sampling sites

.Sample	Hg	Pb	Cr	Cd	Cu	V	Ni
1	5	5	3	1	3	3	2
2	1	1	1	1	1	1	1
3	1	4	3	1	3	2	2
4	1	1	2	1	1	2	2
5	1	3	3	1	3	2	2
6	1	1	3	1	2	2	2
7	1	1	3	1	3	2	2
8	1	1	2	1	2	1	2
9	1	1	1	1	3	2	3
10	1	2	3	1	3	2	2
11	1	1	1	1	2	1	2
12	1	2	1	1	1	1	1
13	1	2	1	1	2	1	2
14	1	1	2	1	1	1	1
15	1	3	3	1	3	2	2
16	1	2	1	1	2	1	1
17	1	2	1	1	1	2	1
18	1	1	3	1	2	2	1
19	1	2	1	1	3	2	2
20	1	4	1	1	2	2	1
21	1	3	1	1	1	2	1
22	3	2	1	1	1	2	1
23	1	2	3	1	1	2	2
24	1	2	3	1	2	1	1
25	1	1	1	1	2	1	2
26	1	1	1	1	1	2	1
27	1	1	1	1	2	1	2
28	1	1	1	1	1	2	1
29	1	3	2	1	1	1	1
30	1	2	1	1	1	1	1
31	1	1	1	1	1	1	2
32	1	2	1	1	1	2	2

Table 4. Spearman correlation values for heavy metal concentrations downwind of the plant in relation to the prevailing winds.

	Hg	Pb	Cr	Cd	Cu	V	Ni
Hg	1						
Pb	0.19	1					
Cr	-0.17	-0.03	1				
Cd	0.35	0.33	-0.30	1			
Cu	0.07	0.39	<b>0.47 *</b>	0.09	1		
V	0.11	0.17	<b>0.77 **</b>	-0.14	<b>0.48 *</b>	1	
Ni	0.24	-0.10	<b>0.73 **</b>	-0.14	<b>0.51 *</b>	<b>0.89 **</b>	1

\* Correlation is significant at 0.05 level (two-tail)

\*\* Correlation is significant at 0.01 level (two-tail)

Table 5. Factorial weights matrix for heavy metal concentrations downwind of the plant in relation to the prevailing winds.

Variable	Factor 1	Factor 2	Factor 3
Hg	0.11	<b>0.93</b>	-0.06
Pb	0.12	<b>0.93</b>	0.04
Cr	<b>0.87</b>	-0.05	-0.22
Cd	-0.12	-0.01	<b>0.97</b>
Cu	<b>0.82</b>	0.17	0.23
V	<b>0.93</b>	0.18	-0.20
Ni	<b>0.93</b>	0.13	-0.10
Variance	3.18	1.81	1.09
Variance (%)	0.46	0.26	0.16
Cumulative (%)	0.46	0.72	0.88

Factor loadings > 0.8 are in bold.

Extraction method: Principal component analysis

Rotation Method: Varimax with Kaiser Normalization.

## **PRESENTACIONES ORALES EN CONGRESOS INTERNACIONALES**

1. Pastrana, M.A.; Wakida F.T., Garcia F, Quiñonez A. (2014). Determinación de concentración en suelo adyacente a la planta geotérmica (Cerro Prieto), México. VII congreso iberoamericano de física y Química y XII Congreso de Química analítica y Ambiental. Viña del Mar, Chile. 6-10 de Octubre del 2014.
2. Pastrana-Corral M.A., Wakida F.T., Garcia Flores E., Temores Peña J., Quiñonez Plaza A., Espinoza Gómez H. (2015). Metales pesados en los suelos aledaños en plantas generadoras de energía en Baja California. II Congreso internacional de investigación Tijuana. Febrero 2015. Tijuana B.C.
3. Pastrana-Corral M.A., Wakida F.T., Garcia Flores E., Temores Peña J., Quiñonez Plaza A., (2015). Impacto de plantas generadoras de energía en Baja California, en la concentración de metales pesados en suelos aledaños. XIV Congreso Internacional y XX Congreso Nacional de Ciencias Ambientales. Puebla, Puebla. Junio del 2015.



## CERTIFICADO

*Se extiende el presente certificado al trabajo*

**“DETERMINACIÓN DE CONCENTRACIÓN DE MERCURIO  
EN SUELO ADYACENTE A LA PLANTA GEOTÉRMICA  
“CERRO PRIETO”, MÉXICO”,**



De los autores,

M. Pastrana, F. Wakida, E. García, A. Quiñónez,  
por haber sido presentado en modalidad Oral en el presente congreso  
realizado en Viña del Mar, Chile, del 6 al 10 de octubre de 2014

**Prof. Dr. Francisco Cereceda Balic**  
Presidente del Comité Organizador



Valparaíso, 03 de Julio del 2014

## CARTA ACEPTACIÓN

En nombre del Comité Científico del **VII Congreso Iberoamericano de Física y Química Ambiental y del XII Encuentro de Química Analítica y Ambiental**, que tendrán lugar del 06 al 10 de Octubre de 2014, en la ciudad de Viña del Mar - Chile, me es grato informarle que el trabajo titulado:

### **DETERMINACIÓN DE CONCENTRACIÓN DE MERCURIO EN SUELO ADYACENTE A LA PLANTA GEOTÉRMICA "CERRO PRIETO", MÉXICO**

De los autores **Miguel Pastrana, Fernando Wakida, Enrique García y Analy Quiñonez**.

Ha sido aceptado para su presentación en modalidad **oral**.



**Dra. Catherine Tessini**

**Presidente del Comité Científico**

[www.congresofyq2014.usm.cl](http://www.congresofyq2014.usm.cl)



## DETERMINACIÓN DE CONCENTRACIÓN DE MERCURIO EN SUELO ADYACENTE A LA PLANTA GEOTÉRMICA “CERRO PRIETO”, MÉXICO

**Miguel Pastrana<sup>1</sup>, Fernando Wakida<sup>2</sup>, Enrique García<sup>3</sup>, Anely Quiñonez<sup>4</sup>** *Maestría y Doctorado en Ciencias e Ingeniería, Facultad de Ciencias Químicas e Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California, Campus Tijuana.*

[mpastrana@uabc.edu.mx](mailto:mpastrana@uabc.edu.mx), [profpastrana@yahoo.com.mx](mailto:profpastrana@yahoo.com.mx)

El impacto ambiental de las plantas generadoras de energía debido a la dispersión de metales pesados al ambiente ha sido estudiado ampliamente. La Secretaría de Energía (2012) reporta que México existen cuatro plantas geotérmicas generadoras de electricidad, siendo la principal en producción el complejo geotérmico de Cerro Prieto. Este complejo se encuentra ubicado a 30 km sureste de Mexicali, en el noroeste de México, constituida por 4 plantas con una capacidad de producción de energía eléctrica total instalada de 720 MW (Prospectiva, 2012).

Se ha demostrado que las plantas geotérmicas emiten cantidades sustanciales de As, Sb y Hg (entre otros) en sus vapores emitidos (Sabadell, 1975). El mercurio es un metal considerado tóxico pues provoca procesos degenerativos en cerebro, riñones e hígado en el hombre (Dreisbach, 1999). Para evaluar el impacto de las actividades de este complejo en la concentración de mercurio en suelo, se colectaron 30 muestras en los alrededores de los límites de la planta y analizadas por el método de generación de vapor frío. Los resultados muestran que un 20 % de las muestras están en la clase 3 del índice de geoacumulación de Muller (moderadamente contaminada), de estas el 63 % se encuentran adyacentes a los límites exteriores de la planta. En general las concentraciones de Hg alrededor de la planta son bajas (0.258 mg/kg), sin embargo los índices de geoacumulación indican que el complejo ha contribuido a la acumulación de Hg en los suelos adyacentes a los límites de la planta.

### Agradecimientos

Los autores agradecen a la Universidad Autónoma de Baja California por el financiamiento recibido a través de la 16va. Convocatoria interna de apoyo a proyectos de investigación.

Dreisbach R., Williams R. (1999); Manual de Toxicología Clínica; Sexta Edición; Editorial: El Manual Moderno; México: 205, 206, 209, 211-213, 217, 221-226, 388-389.

Sabadell J., Axtmann R. (1975). Heavy Metal Contamination from Geothermal Sources. Environmental Health Perspectives 12:1-7.

Prospectiva del Sector Eléctrico 2012-2026 (2012). Secretaría de Energía, Gobierno Federal; México: 63.

## METALES PESADOS EN SUELOS ALEDAÑOS EN PLANTA GENERADORAS DE ENERGIA, EN BAJA CALIFORNIA

### Heavy metals in soils surrounding generating power plant in Baja California

**Resumen**— La actividad de las plantas eléctricas emiten a la atmósfera cantidades sustanciales de metales pesados como Pb, Hg, Cr, Cd, Cu, As y Sb. En México se tienen 640 plantas eléctricas, con una generación total de 229,318 GWh. Las plantas eléctricas en este estudio son “Cerro Prieto” en Mexicali y “Benito Juárez” en Playas de Rosarito, con el objetivo de evaluar el impacto de estas plantas en la concentración de metales pesados en los suelos de las áreas aledañas. Las concentraciones de Hg en las muestras en “Cerro Prieto” variaron de 0.005 – 0.258 mg/kg. Observándose altas en la zona adyacente del complejo. Los resultados muestran que el 46% de las muestras a una distancia < 230 m de distancia del perímetro consideradas moderadamente contaminadas de Hg de acuerdo al factor de geoacumulación de Muller. En “Benito Juárez” las mayores concentraciones fueron para Cr con variación de 2.59 - 192mg/kg.

**Palabras claves**— Metales pesados, Mexicali, Rosarito, suelo.

**Abstract**— *The activity of the power plants emit into the atmosphere substantial amounts of heavy metals such as Pb , Hg , Cr , Cd , Cu , As and Sb . In Mexico have 640 power plants with a total generation of*

*229.318 GWh. Power plants in this study are " Cerro Prieto " in Mexicali and " Benito Juarez " in Playas de Rosarito , in order to assess the impact of these plants in the concentration of heavy metals in soils surrounding areas. Hg concentrations in the samples in " Cerro Prieto " ranged from 0005-0258 mg / kg . Observed high in the adjacent resort area. The results show that 46 % of the samples at a distance < 230 m away from the perimeter considered moderately polluted according Hg geoacumulación factor Muller . In "Benito Juarez" the highest concentrations were to Cr with variation of 2.59 - 192 mg / kg*

**Keywords**— *Heavy metals, Mexicali, Rosarito, soil.*

## 1. INTRODUCCIÓN

Los metales forman un gran porcentaje de los elementos conocidos por el hombre y muchos de ellos se encuentran combinados en aleaciones con elementos no-metálicos. Normalmente los metales se clasifican en ligeros, pesados, semi-metálicos, muchos de ellos son esenciales tanto para las plantas como los animales.

Los impactos ambientales de las plantas generadoras de energía en cuanto la dispersión de metales pesados al ambiente han sido estudiado ampliamente, según datos que reporta para el 2012 la Secretaría de Energía, en México existen 640 plantas eléctricas que van desde

**PASTRANA CORRAL MIGUEL ANGEL,**  
M.C., Ingeniero Químico, Profesor Tiempo Completo de la FCQI-UABC.

[pastrana@uabc.edu.mx](mailto:pastrana@uabc.edu.mx)

**WAKIDA KUSUNOKI FERNANDO T.,**  
Doctorado en Ingeniería por University of Sheffield. Miembro del SNI-1. Profesor Investigador de Tiempo Completo de la FCQI-UABC., [fwakida@uabc.edu.mx](mailto:fwakida@uabc.edu.mx)

**GARCÍA FLORES ENRIQUE,**  
Doctorado en Ciencias por la UABC. Profesor de asignatura de la FCQI-UABC.

**TEMORES PEÑA JUAN,**  
M.C., Profesor Tiempo Completo de la FCQI-UABC.

Universidad Autónoma de Baja California,  
[juantemores@uabc.edu.mx](mailto:juantemores@uabc.edu.mx)

**QUIÑONEZ PLAZA ANALY,**  
Ingeniero Químico. Estudiante de Maestría en Ciencias (Ambientales) de la Universidad Autónoma de Baja California. Profesora de la FCQI-UABC.

[aquionez@uabc.edu.mx](mailto:aquionez@uabc.edu.mx)

**ESPINOZA GOMEZ JOSE HERIBERTO**  
Universidad Autónoma de Baja California,  
[hspiniza@uabc.edu.mx](mailto:hspiniza@uabc.edu.mx)

el tipo carboeléctrica, termoeléctrica hasta la geotermoeléctrica y nucleoelectrica, con una generación total de casi 229,318 GWh [1]; el impacto ambiental varía ampliamente de acuerdo al combustible utilizado y

el contenido de metales en el mismo para la generación de energía eléctrica.

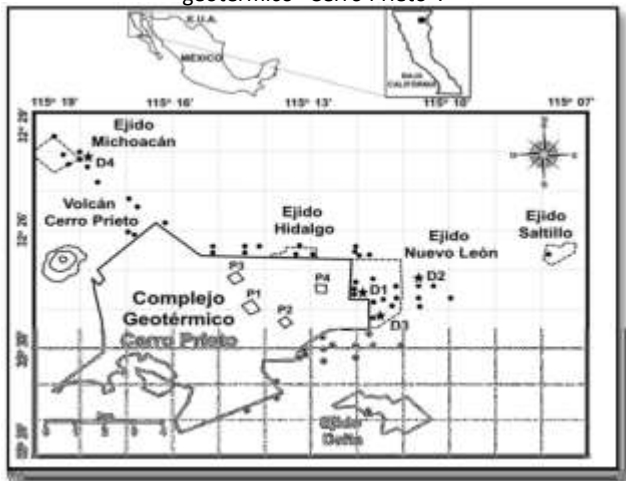
### **1.1 Áreas de estudio y sitios de muestreo**

#### ***Caso “Cerro Prieto”***

El campo geotérmico de Cerro Prieto está ubicado a 30 km al sureste de la ciudad de Mexicali, Baja California. El área de estudio está delimitado por las latitudes 32°20'-32°29' norte y las longitudes 115°07'-115°19' oeste, cubriendo un área de 2000 ha [2]. Se recolectaron 54 muestras de suelo superficial y cuatro perfiles de profundidad (Figura 1, denotada desde D1 hasta D2), alrededor de los límites del complejo geotérmico de Cerro Prieto en distancias que van desde la reja

perimetral del complejo hasta los 5560 m, llevadas a cabo desde de abril del 2013 a febrero del 2014.

Figura 1. Localización de muestras en el campo geotérmico “Cerro Prieto”.



Fuente: Elaboración propia

**Caso “Benito Juárez”**

Playas de Rosarito se ubica en el municipio Playas de Rosarito en el estado de Baja California en las coordenadas geográficas 32° 43' - 28° 0' N y 112° 46' - 117° 7' O (figura 2) a una mediana altura de 10 metros sobre el nivel del mar (msnm).

La mayoría del territorio municipal está conformado por roca sedimentaria tipo arenisca, con suelo dominante de leptosol (63.60 %) y vertisol (27.04 %).

Las muestras de suelo se tomaron alrededor del área del complejo termoeléctrico entre abril del 2014 y junio del 2014 [3].

Figura 2. Localización de muestras en el campo termoeléctrico “Benito Juárez”.



Fuente: Elaboración propia

**2. CONTENIDO**

**2.1 MATERIAL Y METODOS**

*Métodos analíticos*

Las muestras suelo superficial se colectaron usando una espátula de silicón en la parte central de un área de alrededor de 1m<sup>2</sup> a una profundidad máxima de 5 cm. Para los perfiles de profundidad se procedió a perforar el sitio elegido empleando un barrenador manual Tipo “Auger”, tomando muestras de suelo cada 20 cm perforados hasta alcanzar los 100 cm. Todas las muestras fueron secadas a temperatura ambiente por 7 días, tamizadas a través de una malla de 2 mm y mezcladas para uniformizarlas.

El análisis para pH se realizó mediante el uso de un potenciómetro usando una razón 1:2 de suelo agua [4]. El porcentaje de materia orgánica se midió usando el método colorimétrico [5] y la caracterización de la textura de suelo mediante el método de la pipeta [6]. La digestión de las muestras para el análisis de mercurio total en suelo se utilizó el método de la USEPA 7471B [7], poner como dice el método.

En el caso de las muestras de “Cerro Prieto” se determinan aplicando la espectrofotometría de absorción atómica (Perkin Elmer mod. 327 y 3100) por medio de la técnica de generación de vapor frío para Hg. Las muestras de suelo de “Benito Juárez” se determina la concentración de Cd, Cu, Cr y Pb siguiendo la norma NOM-117-SSA1-1994 [8], usando un espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer AS 3100.

**3. ANALISIS Y DISCUSION DE RESULTADOS**

Los datos de la concentración de Hg en suelo con respecto a la distancia del complejo geotérmico Cerro Prieto, mostraron que de las 34 muestras que se tomaron entre 0 a 1000 metros del complejo el 59% de las muestras fueron más altas que el valor promedio de concentración de Hg en los sitios control, teniendo estas muestras un valor promedio de 0.087 mg/Kg. El 40% de las muestras superficiales totales que se colectaron a una distancia entre 1100 y 5560 m donde el rango de concentración de Hg observado fue entre 0.008 a 0.102 mg/kg.

Para conocer los niveles de contaminación por Hg en el suelo alrededor del complejo geotérmico se utilizó el índice de geoacumulación [9].

Cabe señalar que aunque los valores de I<sub>geo</sub>, muestran que aproximadamente la mitad de los sitios muestreados más cercanos al complejo geotérmico están moderadamente contaminados, los valores de concentración de Hg son mucho más bajos que los que se marcan en la NOM-147-SEMARNAT / SSA1 - 2004 como umbral para remediación de suelos con uso de suelo residencial, agrícola y comercial (23 mg/kg).



En el caso del complejo Benito Juárez, de modo preliminar, no existe evidencia de que sus actividades industriales contribuyan en la afectación de la calidad del suelo a sus alrededores, puesto que los resultados que se observaron para Cd ( 0.02 - .12 mg/kg), Cu ( 11.19 – 70.10 mg/kg), Cr ( 0 – 192 mg/kg) y Pb ( 0 – 63.45 mg/kg), no rebasan los valores que indican la NOM-147- SEMARNAT / SSA1 - 2004 (con excepción del Cu), además de que no se encontró evidencia de que exista una relación directa entre la distancia y la concentración del suelo.

#### 4. CONCLUSIONES

Los resultados demuestran que existe una relación directa entre la distancia al complejo geotérmico de Cerro Prieto y la presencia Hg en el suelo de sus zonas aledañas. Los resultados demuestran que el impacto de contaminación de suelos por Hg está confinado solamente a las zonas adyacentes del complejo geotérmico (menores a 1200 metros). Las concentraciones de Hg en suelo en la zona de estudio son bajas con respecto a la norma oficial mexicana para restauración de suelos (23 mg/kg).

in embargo los valores obtenidos de los índices de geoacumulación muestran que las actividades del complejo están deteriorando la calidad del suelo conforme se aproxima al perímetro de dicha zona. Los resultados preliminares obtenidos en los suelos aledaños al complejo termoelectrico “Benito Juárez” muestran que no existe una correlación entre las distancias al complejo y la concentración de los metales estudiados en suelo, además que estas no rebasan los límites que indica la norma para suelos de uso residencial, comercial y agrícola (NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004).

#### 5. REFERENCIAS

- [1] Prospectiva del Sector Eléctrico 2012-2026 (2012). Secretaría de Energía, Gobierno Federal; México: 1-237. [En línea]. Disponible en: [http://www.sener.gob.mx/res/PE\\_y\\_DT/pub/2012/PSE\\_2012\\_2026.pdf](http://www.sener.gob.mx/res/PE_y_DT/pub/2012/PSE_2012_2026.pdf)
- [2] G Hiriart and L. Gutiérrez, (2003). Main aspects of geothermal energy in Mexico, *Geothermics*, 32, 389 – 396.
- [3] Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos, Playas de Rosarito, Baja California (2009). Clave geoestadística 02005. [En línea]. Disponible en: <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/datos-geograficos/02/02005.pdf>
- [4] SOIL AND WASTE pH, Method 9045D. [En línea]. Disponible en: <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/9045d.pdf>
- [5] Protección al Ambiente, Contaminación del Suelo, Residuos Sólidos Municipales y Determinación de la

- Relación Carbono / Nitrógeno, NMX-AA-067-1985. [En línea]. Disponible en: <http://legismex.mty.itesm.mx/normas/aa/aa067.pdf>
- [6] D. Rowell, (1994). *Soil science: methods and applications*. Addison Wesley, London.
  - [7] Mercury in Solid or Semisolid Waste (Manual Cold-Vapor Technique), Method 7471b. [En línea]. Disponible en: <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/7471b.pdf>
  - [8] Límites máximos permisibles de hidrocarburos en suelos y lineamientos para el muestreo en la caracterización y especificaciones para la remediación, NOM-147-SEMARNAT / SSA1 – 2004. [En línea]. Disponible en: [http://dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=5313544&fecha=10/09/2013](http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5313544&fecha=10/09/2013)
  - [9] G. Mueller, (1969). Index of geoaccumulation in sediments of Rhine River, *Geojournal*, 2 (3), 108-118.



# REVISTA ARISTAS

Investigación Básica y Aplicada

ISSN 2007-9478

AÑO 2014 \* VOL. 3 \* NUM. 6

REVISTA ARISTAS: Investigación Básica y Aplicada \* AÑO 2014 \* VOL. 3 \* NUM. 6

UABC

REVISTA ARISTAS  
Investigación Básica y Aplicada

VOLUMEN 4 • NUMERO 7 • AÑO 2015

EDICION ESPECIAL

# CIRT

## 2015

MEMORIAS DEL CONGRESO INTERNACIONAL DE INVESTIGACION TIJUANA, 18 al 20 de Febrero

ISSN 2007-9478

UABC

UNIVERSIDAD AUTONOMA DE BAJA CALIFORNIA

MEMORIAS DEL CONGRESO INTERNACIONAL DE INVESTIGACION TIJUANA  
18 al 20 de Febrero. Copyright 2015

Universidad Autónoma de Baja California



<b>CONTAMINANTES EN SEDIMENTOS DE CALLES DE TIJUANA, B.C.</b>	33
<i>Analy Quiñones P., Fernando Wakida Kusunoki, Enrique García F., Temores Pena Juan, Pastrana Corral Miguel A.</i>	
<b>METALES PESADOS EN SUELOS ALEDAÑOS EN PLANTA GENERADORAS DE ENERGÍA, EN BAJA CALIFORNIA</b>	33-34
<i>Miguel A. Pastrana C., Fernando Wakida K., Enrique García F., Juan Temores P., Analy Quiñones P., Heriberto Espinoza G.</i>	
<b>DETERMINACIÓN DE LA PATOGENICIDAD DE AISLADOS MÚLTIPLES DE BEAUVERIA BASSIANA (HYPOCREALES: CLAVICIPTACEAE) SOBRE RHYNCHOPHORUS FERRUGINEUS (COLEOPTERA: DRYOPHTHORIDAE) BAJO CONDICIONES SIMULADAS DE CAMPO PARA LA EVALUACIÓN DE UN FÓRMULADO SÓLIDO</b>	34
<i>Jorge Ricaño Rodríguez, Güerri Agulló, María José Serna Sarriás, Germán Rubio Llorca, Leticia Asencio, Pablo Barranco, Luis Vicente López Llorca</i>	

## PARTE II. VOL. 3, NUM. 6

### ARTÍCULOS REGULARES

35-97

<b>PROPUESTA DE PLAN DE MANTENIMIENTO PREVENTIVO DE LOS VEHICULOS DE TRANSPORTE EN UNA EMPRESA PÚBLICA DE SERVICIOS DE AGUA</b>	35-42
<i>José L. Rosales A., Jorge Ávila P., Sergio A. Ávila P., Hugo R. Ceja C., Teresa Carrillo G., Karina C. Arredondo Gallardo Q., Jesús Enrique Ching Pellegrini</i>	
<b>ANTECEDENTES, DESCRIPCIÓN Y CÁLCULO DE SOMATOTIPO</b>	43-49
<i>Cesar López, Mónica Domínguez R., Lucía G. Ávila Z., Miguel C.</i>	
<b>IMPLEMENTACIÓN DE PROCESO DE MANUFACTURA</b>	50-56
<i>Victor Martínez De La Rosa, Juan Andrés López Barreras</i>	
<b>MEJORA DE ESTACIÓN DE TRABAJO PARA AUMENTO DE CAPACIDAD DE PRODUCCIÓN</b>	57-60
<i>Gastón Santos González, Juan Andrés López Barreras</i>	
<b>ADVANCES RESEARCH: INTERFACE ANALYSIS AND SIMULATION IN THREE-DIMENSIONAL IN REAL TIME PROCESS FOR INDUSTRIAL APPLICATIONS USING DEVICE KINECT™ TEACHING.</b>	61-65
<i>César Ismael López Barreras, Claudia Camargo Wilson, Juan Andrés López Barreras, Jesús Everardo Olguin Tiznado, José Manuel Paz Fernández, Jesús Enrique Ching Pellegrini.</i>	
<b>PROYECTO MEJORA CONTINUA EN LABORATORIO DE ASEGURAMIENTO DE CALIDAD INALÁMBRICO</b>	66-85
<i>Reyes Torres Eloy Daniel, Cortez Mejía David, Juan Andrés López Barreras</i>	
<b>PROYECTO DE IMPLEMENTACIÓN DE NUEVAS ESTRATEGIAS DE MANUFACTURA</b>	86-93
<i>Gretchen S. Marín A., Eleazar I. Rincón, Teresa Carrillo G., Juan R. Pérez M., María Marcela Solís Q.</i>	
<b>SISTEMA DE CONTROL DE UNA CELDA AUTOMÁTICA CON COMUNICACIÓN VÍA BLUETOOTH</b>	94-97
<i>José M. Paz F., Juan Andrés López B., Teresa Carrillo Gutiérrez, Beatriz Gutiérrez, Elvia Cortez Partida.</i>	



**La BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA  
Y LA ACADEMIA NACIONAL DE CIENCIAS AMBIENTALES**



**Otorgan la presente**

# **CONSTANCIA**

**A: Pastrana Corral Miguel Ángel, Wakida Kusunoki Fernando T, García Flores Enrique,  
Temores Peña Juan, Quiñonez Plaza Analy**

Por su participación con la ponencia **IMPACTO DE PLANTAS GENERADORAS DE ENERGÍA EN BAJA CALIFORNIA, EN LA CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS EN SUELOS ALEDAÑOS** en el marco del XIV Congreso Internacional y XX Congreso Nacional de Ciencias Ambientales, *"El aprovechamiento sustentable de los recursos naturales nos beneficia a todos"* 2015 Año Internacional de los Suelos, realizado el 3, 4 y 5 de junio del año en curso, en el Complejo Cultural Universitario.

Puebla, Pue. Junio, 2015

*Laura Sampedro R.*

Dra. Maria Laura Sampedro Rosas  
Presidenta  
Academia Nacional de Ciencias Ambientales

M. C. Miguel Angel Valera Pérez  
Secretario  
Academia Nacional de Ciencias Ambientales



**La BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA  
Y LA ACADEMIA NACIONAL DE CIENCIAS AMBIENTALES**



**Otorgan la presente**

# **CONSTANCIA**

**A: PASTRANA CORRAL MIGUEL ANGEL**

Por su asistencia al XIV Congreso Internacional y XX Congreso Nacional de Ciencias Ambientales, “*El aprovechamiento sustentable de los recursos naturales nos beneficia a todos*” 2015 Año Internacional de los Suelos, realizado el 3, 4 y 5 de junio del año en curso, en el Complejo Cultural Universitario.

Puebla, Pue. Junio, 2015

*Laura Sampedro R.*

Dra. Maria Laura Sampedro Rosas  
Presidenta  
Academia Nacional de Ciencias Ambientales

M. C. Miguel Angel Valera Pérez  
Secretario  
Academia Nacional de Ciencias Ambientales