



Proyecto de integración de Ingeniería Ambiental

**Absorción de plomo y arsénico en especies vegetales
comestibles que crecen en suelos contaminados con
jales mineros**

Trimestre 17P

Presenta:

Jesús Nicolás Hernández Sámano
2112003695

Asesoras:

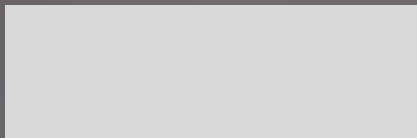
M. en C. Margarita Beltrán Villavicencio
Departamento de Energía, UAM Azcapotzalco

Dra. María Aurora Armienta Hernández
Instituto de Geofísica, UNAM

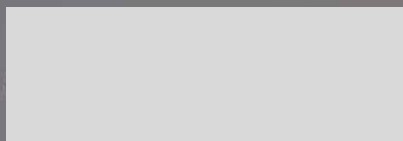
26 de julio de 2017

Declaratoria

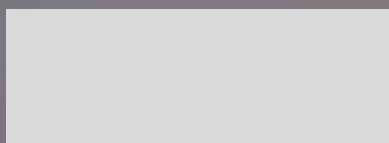
Yo, M. en C. Margarita Beltrán Villavicencio, declaro que aprobé el contenido del presente Reporte de Proyecto de Integración y doy mi autorización para su publicación en la Biblioteca Digital, así como en el Repositorio Institucional de la UAM Azcapotzalco.



Yo, Dra. María Aurora Armienta Hernández, declaro que aprobé el contenido del presente Reporte de Proyecto de Integración y doy mi autorización para su publicación en la Biblioteca Digital, así como en el Repositorio Institucional de la UAM Azcapotzalco.



Yo, Jesús Nicolás Hernández Sámano, doy autorización a la Coordinación de Servicios de Información de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, para publicar el presente documento en la Biblioteca Digital, así como en el Repositorio Institucional de la UAM Azcapotzalco.



Agradecimiento a la Secretaría de Educación Pública, Programa para el Desarrollo Profesional Docente, Tipo Superior, por la beca otorgada para estudios de licenciatura con número de beneficiario 117555.

Proyecto PRODEP titulado: “Desarrollo de estrategias de prevención y control de la contaminación por metales pesados y metaloides en Zimapán, Hidalgo, para el desarrollo sustentable del ecosistema”.

Convenio y número de proyecto: 915041 y 22511365.

Folio asignado al profesor UAM-EXB-175.

Resumen

Zimapán es un municipio del estado de Hidalgo que, desde el año 1522, presenta gran actividad minera. Esto ha generado deforestación y una alta cantidad de residuos generados durante la explotación de las minas, llamados jales, estos jales mineros son residuos contaminantes y tóxicos por sus características fisicoquímicas. Debido a la acumulación de los jales la zona presenta problemas sociales y ambientales. El transporte eólico y pluvial de metales pesados como arsénico y plomo a los suelos agrícolas hace que la probabilidad de que estén biodisponibles sea mucho mayor afectando el crecimiento los cultivos.

En el presente trabajo se evaluó la asimilación de Pb y As en especies vegetales comestibles cultivadas en suelos contaminados por jales mineros, las especies que fueron utilizadas en el estudio fueron: jitomate (*Solanum lycopersicon*), lechuga (*Lactuca sativa*), rábano (*Raphanus sativus*) y frijol (*Phaesus vulgaris*). Se presenta un análisis de asimilación de As y Pb, en el tejido vegetal, con un período de crecimiento de 21 días. También se determinaron los índices de asimilación de Pb y As con el fin de evaluar posibles riesgos a la salud.

Las concentraciones más elevadas en las especies vegetales se encontraron en el suelo menos contaminado (SC-). Para el plomo en la raíz de lechuga con 230.8 mg/kg, 183.6 mg/kg en el jitomate, 162.8 mg/kg en el rábano y 39.3 mg/kg en el frijol. En la parte aérea la lechuga con 12.63 mg/kg, jitomate 11.5 mg/kg, rábano 9.8 mg/kg y frijol 8.4 mg/kg. En el caso del arsénico para la raíz el rábano con una concentración de 764.4 mg/kg fue el mayor, el jitomate con 563.6 mg/kg, la lechuga con 223.6 mg/kg y por último el frijol con 75.4 mg/kg. En el análisis de la parte aérea primero fue la lechuga con una concentración de 88.5 mg/kg, jitomate con 16.8 mg/kg, rábano con 12.6 mg/kg y frijol con 6.8 mg/kg.

Los factores de absorción biológica (BAC), de bioconcentración (BCF) y de traslocación (TF) fueron relativamente bajos; sin embargo, hubo un índice mayor a 1 para la lechuga en arsénico de 1.89 en el suelo de invernadero (SI), por lo tanto, es una evidencia de la traslocación del metal a la parte aérea.

Los resultados exponen que la presencia de As y Pb en suelos con influencia de jales mineros afectan a las plantas al acumularse en el tejido vegetal, en mayor proporción en las raíces. Existe un riesgo evidente en la zona de Zimapán, las especies que se utilizaron en este trabajo crecieron en suelos afectados por la actividad minera y presentaron concentraciones por encima de los niveles reportados como excesivos o tóxicos.

Dedicatoria

El presente proyecto y mi trabajo se lo dedico a mi familia: a mi madre que siempre me apoyó y confió en mí, a mi padre que me enseñó la recompensa del esfuerzo y del trabajo. Se lo dedico a mi hermana mayor, fuente de mi admiración y ejemplo a seguir con su inteligencia, logros y perseverancia. Gracias a ellos por darme la fuerza, la inspiración, la confianza, el apoyo y todos los recursos para lograr cada uno de mis sueños y de mis objetivos.

También te lo dedico a ti mi amor, mi novia, que has estado a mi lado en los momentos más difíciles y me has dado una gran fortaleza y me has motivado a ser mejor. Gracias por apoyarme en cada decisión que tomo y por hacer que viera mis errores en tantas otras decisiones, gracias por tu amor y confianza. Te admiro y quiero que estés orgullosa de mí como yo lo estoy de tí. Te amo.

Se lo dedico a mis compañeros de la UAM Azcapotzalco y a mis amigos, que me ayudaron en las clases, que estuvieron ahí al aprender algo nuevo, que me explicaron y me dieron guía cuando no sabía, que me hicieron reír y hacer la estancia una gran experiencia.

A mis amigos fuera de la universidad, amigos de la infancia y de muchos años, a todos los que he conocido en mi vida y me han dejado alguna enseñanza, que me han dado ejemplos de perseverancia y de superación y que han dejado una huella en mi alma. A ellos que estuvieron en momentos difíciles y en momentos de alegría, en momentos locos y extraños.

También se lo dedico a la universidad y a mis maestros, que me formaron y me dieron todas las herramientas para convertirme en ingeniero. Se lo dedico a mis asesores, dentro y fuera de la UAM, que me dieron la oportunidad de trabajar con ellos, que me tuvieron la paciencia, que me guiaron y que dedicaron parte de su tiempo en el proyecto.

Por último, se lo dedico a toda la comunidad científica y a toda aquella persona que le interese la ciencia y que le gusta entender cómo funciona el mundo. Se lo dedico a la curiosidad y al afán de saber más y de absorber conocimiento. Lo dedico a la voluntad y preocupación de mantener un mundo sano, limpio y sustentable. Se lo dedico a la esperanza de tener un mundo en paz y en armonía.

Agradecimientos

Primero quiero agradecer a la UAM por brindarme los conocimientos y las herramientas para mi realización profesional, así como la realización de este proyecto.

Agradezco a mi asesora de proyecto, la M. en C. Margarita Beltrán Villavicencio que me dio la oportunidad de trabajar con ella, gracias por confiar en mí y entenderme, gracias por su paciencia y su apoyo. Gracias por ser un ejemplo profesional y moral, por inspirarme a siempre dar lo mejor de mí mismo, tanto en mi vida personal como en mi vida de ingeniero.

Gracias al Dr. Israel Labastida Núñez que me dio la oportunidad de participar en un gran proyecto, gracias por todas las enseñanzas, cuando fui alumno y después de serlo, gracias por todos los comentarios y por su apoyo.

Gracias a la Dra. Maribel Velasco Pérez por confiar en mí y dar su voto para que pudiera participar en este proyecto.

Gracias al Laboratorio de Química Analítica del Instituto de Geofísica de la UNAM, en especial a la Dra. María Aurora Armienta Hernández por ser co-asesora en este proyecto y por darme un excelente trato y por permitirme trabajar con ella. Por su apoyo y conocimientos aportados durante la experimentación, así como por concederme el permiso de usar las instalaciones del laboratorio. Gracias a todo el personal que labora en el laboratorio: M. en Ing. Alejandra Aguayo, Q.F.B. Nora Cenicerós y Q.F.B. Olivia Cruz por apoyarme, guiarme y darme un trato cordial, así como en el análisis de metales y el uso de los equipos.

Contenido

Declaratoria.....	ii
Resumen.....	iv
Dedicatoria.....	v
Agradecimientos	vi
Contenido.....	vii
Índice de tablas	ix
Índice de figuras	xi
1. Introducción	1
1.1 Antecedentes	2
1.2 Justificación	6
2. Objetivos	7
2.1 Objetivo general.....	7
2.2 Objetivos específicos.....	7
3. Marco teórico.....	8
3.1 El suelo	8
3.1.1 La composición del suelo	8
3.1.2 Contribución del suelo en el crecimiento vegetal.....	10
3.2 Contaminación del suelo.....	12
3.2.1 Contaminación del suelo por actividades mineras	13
3.2.2 Jales mineros.....	14
3.2.3 Metales pesados	14
3.2.4 Arsénico y plomo.....	17
3.2.5 Normatividad en materia de suelos contaminados con metales	19
3.3 Efectos e interacciones entre metales pesados y plantas	21
3.3.1 Absorción y transporte de metales en plantas	21
3.3.2 Efectos de los metales pesados en plantas.....	23
3.3.4 Normatividad de metales pesados en plantas.....	25
3.4 Especies vegetales del estudio.....	26
3.4.1 Frijol (<i>Phaesus vulgaris</i>).....	26
3.4.2 Jitomate (<i>Solanum lycopersicon</i>)	26

3.4.3 Lechuga (<i>Lactuca sativa</i>).....	27
3.4.4 Rábano (<i>Raphanus sativus</i>)	27
3.5 Zimapán, Hidalgo.....	28
3.5.1 Localización	28
3.5.2 Características del municipio	28
3.6 Resultados de estudios de caso relacionados con As y Pb en plantas.....	29
4. Metodología	32
4.1 Preparación de las muestras	33
4.2 Digestión de las muestras	34
4.3 Determinación de concentración total de plomo.....	35
4.4 Determinación de concentración total de arsénico.....	36
4.5 Estimación de los factores de traslocación de arsénico y plomo en tejido vegetal.....	37
5 Resultados y discusión	39
5.1 Concentración total de plomo	39
5.2 Concentración total de arsénico	41
5.3 Estimación de los factores de traslocación de arsénico y plomo en tejido vegetal.....	43
6 Conclusiones.....	46
7 Referencias bibliográficas	48
8 Anexos	54
Anexo 1: Masas de las muestras	54
Anexo 2: Tablas de concentraciones.....	55
Frijol.....	55
Jitomate.....	55
Lechuga	56
Rábano	56

Índice de tablas

Tabla 3.1 Composición química media de plantas	10
Tabla 3.2 Movilidad de distintos elementos	15
Tabla 3.3 Fuentes de metales tóxicos relacionados con la minería en el ambiente.....	16
Tabla 3.4 Concentración de algunos elementos potencialmente tóxicos en suelo, vegetales e ingesta máxima tolerable	17
Tabla 3.5 Límites máximos permisibles de plomo y arsénico en suelos	20
Tabla 3.6 Efectos tóxicos, por metal, en plantas.....	24
Tabla 3.7 Niveles máximos de plomo en alimentos.....	25
Tabla 3.8 Resultados relevantes de trabajos relacionados con plantas contaminadas con As y Pb	30
Tabla 3.9 Concentración de As y Pb en especies vegetales.....	31
Tabla 4.1 Condiciones experimentales.....	32
Tabla 4.2 Concentración de arsénico y plomo en suelos utilizados.....	33
Tabla 5.1 Valores promedio de la concentración de arsénico (As) en especies cultivadas en Zimapán.....	43
Tabla 5.2 Factores de asimilación en frijol y jitomate.....	44
Tabla 5.3 Factores de asimilación en lechuga y rábano.....	44
Tabla 8.1 Masas muestras frijol.....	54
Tabla 8.2 Masas muestras jitomate.....	54
Tabla 8.3 Masas muestras lechuga.....	54
Tabla 8.4 Masas muestras rábano.....	54
Tabla 8.5 Concentraciones de plomo en muestras de frijol y desviaciones estándar.....	55
Tabla 8.6 Concentraciones de arsénico en muestras de frijol y desviaciones estándar.....	55
Tabla 8.7 Concentraciones de plomo en muestras de jitomate y desviaciones estándar...	55
Tabla 8.8 Concentraciones de arsénico en muestras de jitomate y desviaciones estándar.....	55
Tabla 8.9 Concentraciones de plomo en muestras de lechuga y desviaciones estándar....	56

Tabla 8.10 Concentraciones de arsénico en muestras de lechuga y desviaciones estándar.....	56
Tabla 8.11 Concentraciones de plomo en muestras de rábano y desviaciones estándar...	56
Tabla 8.12 Concentraciones de arsénico en muestras de rábano y desviaciones estándar.....	56

Índice de figuras

Figura 1.1 Ubicación del municipio de Zimapán, Hidalgo.....	3
Figura 4.1 a) Muestra vegetal seca	
b) Balanza analítica y muestra parte aérea.....	33
Figura 4.2 Digestión abierta de muestras vegetales.....	34
Figura 4.3 a) Filtrado de muestras	
b) Muestra aforada a 25 mL	
c) Frascos para muestras.....	35
Figura 4.4 a) Equipo Perkin Elmer AAnalyst 100	
b) Software del equipo de absorción atómica.....	36
Figura 4.5 a) Equipo Perkin Elmer AAnalyst 200	
b) Agente antiespumante para el análisis	
c) Reactivo para preparar soluciones estándar de As.....	37
Figura 5.1 Concentración de plomo en especies vegetales (parte aérea y raíz).....	39
Figura 5.2 Concentración de arsénico en especies vegetales (parte aérea y raíz).....	41

1. Introducción

El suelo es un componente vital de los ecosistemas terrestres porque mantiene las funciones ecológicas esenciales, como la producción primaria de biomasa (alimento, fibra y energía) y la descomposición de materia orgánica (Kapusta y Sobczyk, 2015). La contaminación de suelos con metales pesados (p.e. provenientes de la minería) es de los problemas que más afectan los ecosistemas y con ello la salud humana.

Las actividades mineras son muy importantes en el desarrollo económico de México, el Producto Interno Bruto (PIB) de la Minería llegó a 929 407 millones de pesos (mp), que equivale a 5.5% del Producto Interno Bruto Nominal (PIBN) en el cuarto trimestre del 2014 (INEGI, 2015). La extracción de metales genera grandes cantidades de material peligroso de desecho, los denominados jales mineros, que se definen como: *“Residuos sólidos generados en las operaciones primarias de separación y concentración de minerales”* (SEMARNAT, 2004). La minería puede causar impactos significativos en el ambiente. Por ejemplo, la dispersión eólica de residuos de la minería provoca la acidificación por acumulación y oxidación de sulfuros como la pirita; y el aumento en la concentración de metales pesados y oxianiones como los sulfatos (Daldoul *et al.*, 2015).

Los jales contienen concentraciones elevadas de metales: cadmio (Cd), cobre (Cu), plomo (Pb) y zinc (Zn) o metaloides como arsénico (As) (Bech *et al.*, 2016). Típicamente la contaminación por jales provoca que el suelo se convierta en un sustrato desfavorable para el crecimiento de plantas.

Específicamente, el Pb está relacionado con afectaciones negativas en el crecimiento de las plantas porque inhibe la actividad enzimática para la fotosíntesis, la absorción y transporte de agua, también altera procesos de división celular, respiración y procesos relacionados con la síntesis de adenosín trifosfato, ATP (Kabata-Pendias y Pendias, 2001; Struckhoff, 2013). Por otro lado, los síntomas de toxicidad del As se describen como marchitamiento de las hojas, la coloración violeta, decoloración de la raíz, y plasmólisis celular (Kabata-Pendias y Pendias, 2001).

La presencia de metales pesados en las plantas está estrechamente ligada con la concentración y especiación del metal del sustrato donde crecen. La acumulación de metales es expresada principalmente mediante el coeficiente de absorción biológica del metal (BAC, por sus siglas en inglés) que es la relación entre la concentración del metal en la parte cosechable respecto a la del suelo. Además, existen otros coeficientes como el factor de bioconcentración (BCF, por sus siglas en inglés) que se define como la relación de la concentración de metales en la raíz respecto a la del suelo y el factor de traslocación (TF, por sus siglas en inglés) que es el coeficiente de concentración de metales en la parte aérea respecto a la raíz. Las especies vegetales que presentan un BAC mayor a 1 son

consideradas acumuladoras, aquellas con un BCF mayor a 1 y un TF menor que 1 tienen potencial para ser fitoestabilizadoras (Vamerali *et al.*, 2010).

La contaminación de suelos por jales es responsable de la presencia de metales pesados y As en concentraciones por arriba de los valores de referencia por tipo de uso de suelo de la NOM-147-SEMARNAT-SSA-2004 (SEMARNAT, 2006). Es importante evaluar las especies vegetales que toleran y crecen en esos sitios para determinar la posible transferencia de contaminantes en la cadena trófica.

1.1 Antecedentes

El sector minero en México

México es un país con grandes recursos mineros y desde hace décadas la minería ha sido parte importante en el desarrollo del país provocando avance y modernización. México se ha destacado en los últimos años, y hasta la fecha, por ser el primer lugar en la producción de plata a nivel mundial. Se coloca dentro de los 10 principales productores de 16 diferentes minerales como oro, cobre, cadmio, molibdeno, plomo, zinc, entre otros (Secretaría de Economía, 2016).

México además de contar con la variedad de minerales es un país que se presta a la inversión, según un reporte publicado por SNL Metals y Mining (2015) es el primer destino para exploración minera en América Latina y el cuarto a nivel mundial. Además, es el quinto país con el mejor ambiente para hacer negocios mineros, según la consultora Behre Dolbear (2015).

La actividad minera en México no sólo contribuye con el Producto Interno Bruto nacional, actualmente con el 4%, también genera empleos directos e indirectos, de acuerdo al Instituto Mexicano del Seguro social hasta el mes de Julio de 2015, fueron 352 666 empleos directos y más de 1.6 millones indirectos (Secretaría de Economía, 2016).

Zimapán, Hidalgo

Zimapán es un municipio del estado de Hidalgo que se localiza a 144 km del municipio de Pachuca, la capital del estado (Figura 1.1), se encuentra entre los paralelos 20° 44' de latitud norte y 99° 23' de longitud oeste; a una altura de 1 780 metros sobre el nivel del mar (Trejo, 2007). Es un municipio de gran actividad minera por ser una zona rica en yacimientos minerales, explotados aproximadamente desde el año 1522, que han generado deforestación y una alta cantidad de jales mineros.



Figura 1.1 Ubicación del municipio de Zimapán, Hidalgo (Google Maps, 2016)

Debido a la gran cantidad de jales y a las condiciones climáticas con temperatura media anual de 18.3 °C y precipitación pluvial de 391 milímetros por año (Trejo, 2007), el municipio de Zimapán ha sufrido afectaciones en su entorno, el cual, en parte, es suelo agrícola. Aunque los suelos *per se* son ricos en As, la presencia en épocas pluviales del drenaje ácido de minas y la dispersión eólica de los jales han contribuido con la alteración de la concentración original de metales y As de algunos suelos de la zona minera de Zimapán. Se han reportado altas concentraciones de As, del orden de 50 000 mg/kg, y metales pesados que exceden los límites recomendados para zonas industriales, además se midieron altas concentraciones en suelos contaminados en zonas residenciales (Armienta *et al.*, 2014); cuando para suelos industriales los límites máximos para As y Pb son 260 mg/kg y 800 mg/kg, respectivamente; y para suelo agrícola y residencial es 22 mg/kg para As y 400 mg/kg para Pb (SEMARNAT, 2004). Lo que constituye un peligro para la salud de los habitantes y el ambiente.

La exposición a jales mineros y a suelos afectados, como los de Zimapán, por inhalación o por ingestión (polvos, agua contaminada o alimentos que crecen en suelos contaminados) puede generar efectos dañinos a la salud como cáncer, trastornos del neurodesarrollo y otros efectos sistémicos. El Pb ha sido asociado con la disminución del coeficiente intelectual (IQ) y enfermedades crónicas; el As es un conocido cancerígeno y está asociado con la disminución de la función pulmonar, así como aumento de la susceptibilidad a infecciones respiratorias y cardiovasculares (Loh *et al.*, 2016).

El riesgo a la salud por metales pesados, como As y Pb, depende principalmente de su nivel de acumulación en el cuerpo. Los riesgos son mayores si el tiempo de exposición del organismo a estos es prolongado.

Arsénico

El arsénico existe en forma orgánica e inorgánica y ambas son tóxicas para los animales y el hombre. El arsénico inorgánico está naturalmente presente en altos niveles en aguas subterráneas de diversos países, entre ellos: Argentina, Bangladesh, Chile, China, la India, México y los Estados Unidos de América (OMS, 2016a). El Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer (CIIC) ha clasificado al arsénico y los compuestos de arsénico como cancerígenos para los seres humanos.

La ingesta de dosis altas de arsénico provoca síntomas gastrointestinales, trastornos de las funciones del sistema cardiovascular (infartos de miocardio) y el sistema nervioso (neurotoxicidad) y en último término la muerte.

Los síntomas inmediatos de intoxicación por arsénico incluyen vómitos, dolor abdominal y diarrea. Los siguientes efectos son entumecimiento u hormigueo en las manos y los pies o calambres musculares. La exposición prolongada al arsénico (aproximadamente 5 años) está relacionada con cáncer de piel, de pulmón, de vejiga y de riñón, también cambios cutáneos como lesiones, durezas y callosidades (hiperqueratosis) y cambios de pigmentación. También problemas relacionados con el desarrollo, diabetes y enfermedades pulmonares. El arsénico está asociado a problemas del embarazo y mortalidad infantil, repercute en la salud de los niños, y existen pruebas de influencia negativa en el desarrollo cognitivo (OMS, 2016a).

El sistema gastrointestinal absorbe en promedio el 80% del As que se ingiere; esta cantidad puede variar dependiendo del compuesto y a las características del individuo (Méndez *et al.*, 2009). El máximo nivel tolerable en dietas para animales de granja o de ganado es de 50 mg/kg de As inorgánico y 100 mg/kg de As Orgánico (National Research Council, 1980).

Plomo

El plomo es tóxico para animales y humanos, en especial para los niños debido a su metabolismo. El nivel de plomo aceptable en sangre es de 10 µg/dL (CDCP, 2005). La toxicidad registrada del plomo para animales es alrededor de 30 mg Pb/kg (National Research Council, 1980).

Aún con niveles bajos de plomo se puede observar la inhibición de algunas enzimas como la dehidratasa y reductasa. También disminuye la síntesis de hemoglobina y se ha observado anemia en niños a concentraciones de Pb-H superiores a 40 µg/dL (Méndez *et al.*, 2009). Cuando el grado de exposición es elevado, ataca al cerebro y al sistema nervioso central, llegando a provocar coma, convulsiones e incluso la muerte.

El plomo puede causar hipertensión, inmunotoxicidad y toxicidad reproductiva. En la función reproductora masculina se aprecia en la limitación de la morfología y el número

de espermatozoides, en la función reproductora femenina se le han atribuido efectos adversos en el embarazo.

En niños provoca alteraciones en el desarrollo del cerebro, reducción del coeficiente intelectual, disminución de la capacidad de concentración, aumento de las conductas antisociales y menor rendimiento escolar. Dichos efectos neurológicos y conductuales asociados al plomo son irreversibles. Por otro lado, provoca lesiones del riñón, modificaciones mitocondriales y malformaciones de algunas células, disminución de la función renal y la insuficiencia renal (exposición crónica a niveles elevados).

El plomo no parece tener efectos nocivos en la piel, en los músculos ni en el sistema inmunitario (Méndez *et al.*, 2009).

Mayor nivel de exposición al plomo aumenta la diversidad y la gravedad de los síntomas y efectos del metal. El Instituto de Sanimetría y Evaluación Sanitaria ha estimado que en 2013 la exposición al plomo causó 853 000 muertes debido a sus efectos a largo plazo (mayor en países de ingresos bajos y medios). La exposición al plomo fue responsable del 9,3% de la carga mundial de discapacidad intelectual, del 4% de la carga mundial de cardiopatía isquémica, y del 6.6% de la carga mundial de accidentes cerebrovasculares (OMS, 2016b).

El Área de Tecnologías Sustentables (UAM-A) y el Laboratorio de Química Analítica del Instituto de Geofísica (UNAM) han investigado la fitotoxicidad de suelos contaminados con metales pesados y la transferencia de metales pesados de suelos agrícolas a cultivos comestibles.

Ramos y Hernández (2014) estudiaron la asimilación de arsénico y metales pesados en maíz en suelos cercanos a jales en Zimapán. Se encontró que las plantas de maíz que presentaban mayores concentraciones de metales, mostraron afectaciones visibles en su crecimiento y generación de biomasa. También, se evidenció la traslocación de metales a las partes aéreas y se observaron diferencias en el desarrollo del tejido vegetal, en su mayoría en las raíces, ocasionando efectos fitotóxicos.

Ávila (2015), evaluó la fitotoxicidad de suelos contaminados cercanos a presas de jales en Zimapán con tres especies vegetales comestibles: lechuga (*Lactuca sativa*), rábano (*Raphanus sativus*) y jitomate (*Solanum lycopersicon*). En los resultados de crecimiento vegetal, se demostró que en jales puros no hubo desarrollo alguno de las especies vegetales y en los suelos contaminados el crecimiento y desarrollo de las tres especies vegetales fue óptimo. No se evidenció daño fitotóxico ocasionado por los suelos contaminados ya que las especies utilizadas se desarrollaron adecuadamente e incluso generaron más biomasa que el suelo sin contaminar. Sin embargo, no se determinó la cantidad de los elementos tóxicos asimilados por los vegetales.

1.2 Justificación

El principal problema ambiental que se asocia a los jales mineros se relaciona con la dispersión hacia su entorno. En zonas con gran cantidad de lluvia se genera drenaje ácido y se presenta dispersión por escurrimientos superficiales (dispersión hídrica), en zonas áridas (como en el caso de Zimapán) existe dispersión eólica. El drenaje ácido se caracteriza por valores bajos de pH y altas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (EPT) disueltos que podrían ser un problema ambiental severo al contaminar suelos, sedimentos, aguas superficiales y mantos acuíferos (Romero *et al.*, 2008).

Trabajos realizados previamente demostraron que la contaminación por metales pesados y metaloides tóxicos en áreas cercanas a los jales de Zimapán, puede afectar el crecimiento de las especies que se cultivan en esta región (Ruíz *et al.*, 2012; Ramos *et al.*, 2014).

La contaminación de suelos cercanos a presas de jales representa un problema cuando éstos son destinados a fines agrícolas, proyectos como el de Ávila (2015), donde se estudió el crecimiento vegetal de lechuga, jitomate y rábano y el de González (2016) con frijol demuestran un crecimiento adecuado de las especies en sustratos cercanos a jales. Sin embargo, no se conoce la concentración de metales pesados o metaloides presentes en dichas especies, y como se sugiere en las recomendaciones de dichos proyectos, es necesario hacer determinaciones analíticas para evaluar el posible riesgo a la salud humana y a la fauna endémica por acumulación de metales pesados en los tejidos vegetales.

En este proyecto se determinarán las concentraciones de Pb y As presentes en las especies vegetales estudiadas por Ávila (2015) y González (2016) y se evaluarán los índices de acumulación de metales pesados. Este estudio proporcionará la información necesaria para identificar y evaluar las especies vegetales que traslocan metales pesados para generar indicadores que apoyen la evaluación de los posibles riesgos a la salud asociados a suelos agrícolas contaminados con jales mineros.

2. Objetivos

2.1 Objetivo general

Evaluar la asimilación de Pb y As en especies vegetales comestibles cultivadas en suelos contaminados.

2.2 Objetivos específicos

- Determinar la concentración de Pb y As tanto en la raíz como en la parte aérea de especies vegetales comestibles que crecieron en suelos contaminados.
- Determinar índices de asimilación de Pb y As con el fin de evaluar posibles riesgos a la salud.
- Evaluar si las especies vegetales estudiadas presentan un riesgo por consumo.

3. Marco teórico

En este capítulo se presenta la revisión bibliográfica sobre temas que abordan generalidades sobre el suelo, sus propiedades y la química del suelo; la industria minera, la contaminación generada por esta actividad, entre ellas los jales mineros. También se aborda el tema de metales pesados, en específico de arsénico y plomo, su relación y efecto en plantas, su fitotoxicidad y riesgos por ingesta de especies cultivadas en zonas contaminadas. Por último, del municipio de Zimapán, Hidalgo de donde se obtuvieron los suelos.

3.1 El suelo

El suelo es una delgada capa cuyo espesor varía desde unos pocos centímetros hasta dos o tres metros, en él, los reinos vegetal y animal se encuentran con el mundo mineral y establecen una relación dinámica. El suelo es un cuerpo natural que tiene componentes minerales y orgánicos, además de propiedades físicas, químicas y biológicas (Kabata-Pendias y Pendias, 2011). Los vegetales obtienen del suelo agua y nutrientes esenciales, los residuos (vegetales y animales) regresan al suelo donde son descompuestos por la extensa población microbiana. El suelo es esencial para el desarrollo de la vida y la vida es esencial para el suelo, para conservar el balance necesario y cerrar el ciclo.

Otras definiciones incluyen el concepto: *“Parte superficial sólida de la corteza terrestre, es un ente abierto en contacto con el agua, tanto subterránea como superficial, y la atmósfera. Se puede considerar como una mezcla heterogénea de aire, agua, sólidos orgánicos e inorgánicos y microorganismos”*. La definición exacta de suelo variará y dependerá de cómo se le considere, por ejemplo, como medio de cultivo se definiría como *una mezcla de materiales minerales y orgánicos capaz de soportar la vida vegetal*. Si se le considera como una entidad distinta, sería *el producto natural formado a partir de la roca meteorizada por la acción del clima y los organismos vivos*. Cualquier definición es válida, ya que engloban al suelo como el soporte de la vida y hablan de cómo la vida interviene en la formación del mismo (Thompson y Troeh, 1988).

3.1.1 La composición del suelo

El suelo está constituido por tres fases, sólida, líquida y gaseosa, entre ellas existen reacciones químicas vitales para el desarrollo del suelo y la vida. El suelo hereda los minerales de la roca madre y la materia orgánica de los organismos vivos, constituyendo la parte sólida del suelo y su esqueleto. Los espacios vacíos entre las partículas sólidas se llaman poros, los más pequeños contienen agua y los mayores, aire. La forma y continuidad de los poros de mayor tamaño determinan las condiciones de aireación del

suelo. Lo ideal es que el agua, al penetrar en el suelo, siga moviéndose hacia abajo, hasta que los poros contengan dos terceras partes de agua y una de aire (Juárez, Sánchez, & Sánchez, 2006).

Componentes minerales

El tamaño y la forma de las partículas minerales determinan su relación de superficie de volumen y masa, y esta relación determina sus propiedades físicas y químicas. Por lo tanto, la composición granulométrica de los suelos es considerada como uno de los factores más importantes en las características del suelo (Kabata-Pendias y Pendias, 2011).

El tamaño de las partículas minerales en el suelo varía y dependiendo de éste se nombran dichas partículas. Las piezas mayores de 76 mm de diámetro se consideran piedras, si son menores, pero mayores a 2 mm reciben el nombre de gravas. Las partículas minerales con diámetro menor a 2 mm se dividen en arena, limo y arcilla. Se consideran arenas las partículas entre 0.05 y 2mm y pueden distinguirse a simple vista. El limo incluye partículas con diámetro comprendido entre 0.002 y 0.05 mm. Las partículas menores de 0.002 mm se consideran arcilla. Los nutrientes utilizables por los vegetales se encuentran almacenados en la arcilla y en la materia orgánica del suelo (Thompson y Troeh, 1988).

Las propiedades de sorción de la parte mineral del material del suelo se asocian principalmente con el tamaño de las fracciones de arcilla y limo. Estas fracciones son mezclas de varios minerales de arcilla de aluminosilicatos con cantidades menores de cuarzo, feldespatos y diversos óxidos e hidróxidos. En ciertos suelos, los minerales de carbonato y fosfato están presentes, y en otros, pueden estar minerales tales como sulfitos y sulfatos (Kabata-Pendias y Pendias, 2011).

Componentes orgánicos

La materia orgánica es una mezcla de productos vegetales y animales en varias etapas de descomposición, consta de los tejidos vivos y muertos de los microorganismos y de sustancias sintetizadas químicamente y biológicamente y comprende tanto los residuos frescos como los parcialmente descompuestos. Este material complejo, enormemente simplificado, puede dividirse en sustancias húmicas y no húmicas. La materia orgánica está ampliamente distribuida en suelos, depósitos misceláneos y aguas naturales (Kabata-Pendias y Pendias, 2011).

La materia orgánica debe contener una parte de cada uno de los elementos esenciales para el crecimiento de las plantas, casi todo el nitrógeno utilizado por ellas proviene de ella. La materia orgánica en descomposición produce ácidos y otras sustancias que provocan que las partículas minerales liberen una fuente importante de fósforo y azufre.

Algunas funciones importantes de la materia orgánica son: el proveer de nutrientes a las plantas y unir las partículas minerales para formar agregados que faciliten una estructura con un volumen de poros adecuado para una buena aireación (Thompson y Troeh, 1988).

3.1.2 Contribución del suelo en el crecimiento vegetal

El suelo proporciona a las plantas elementos esenciales para su crecimiento: soporte mecánico, los nutrientes, el agua y el oxígeno para la respiración de las raíces.

En el suelo los elementos se pueden encontrar en diferentes formas fisicoquímicas, los vegetales solo absorben la fracción soluble y la intercambiable.

-Forma soluble: como iones libres, o en forma de complejos solubles unidos tanto a ligandos inorgánicos como orgánicos.

-Forma intercambiable: retenidos por el complejo de cambio de suelos, y pueden ser desplazados isotópicamente por otros cationes presentes mayoritariamente en la disolución del suelo.

Nutrientes y otros componentes en especies vegetales

Existen elementos esenciales para el crecimiento de las plantas, dieciséis reconocidos. Tres provienen del agua y el aire: carbono, hidrógeno y oxígeno. Los trece restantes se consideran nutrientes vegetales y se agrupan en seis macronutrientes, necesarios en grandes cantidades, y siete micronutrientes, necesarios en trazas. En la tabla 3.1 se muestra la composición porcentual media de plantas (excluyendo carbono, hidrógeno y oxígeno).

Tabla 3.1 Composición química media de plantas (Thompson y Troeh, 1988)

Composición (%)	N	K	Ca	Cl	Na	Mg	S	P
	1.52	1.47	0.77	0.73	0.37	0.30	0.26	0.22

Los elementos traza tienen un destino metabólico y un papel dentro de la planta, éstos se pueden caracterizar en relación con procesos básicos como:

- Absorción y transporte dentro de una planta
- Procesos enzimáticos
- Concentraciones y formas de ocurrencia
- Deficiencia y toxicidad
- Competencia e interacción iónica

La concentración de los elementos traza en las plantas está altamente asociada con la composición química de los medios de crecimiento. La respuesta de las plantas a las

concentraciones de elementos traza en los suelos dependen de varios factores, existen valores generalizados expresados por el Factor de Transferencia planta/suelo:

- 10: Cd
- 1: B, Br, Cs, Rb
- 10^{-1} : Ag, Co, Cu, Ge, Hg, Mo, Pb, Sr, Te, Zn
- 10^{-2} : Be, As, Li, F, I, Mn, Ni, Sb
- 10^{-3} : Ba, Bi, Ga, Fe, Se, V, Tl, Zr

La reacción de las plantas a tensiones químicas causadas por deficiencias y excesos de elementos traza no puede definirse exactamente, las plantas han desarrollado mecanismos bioquímicos que han dado lugar a la adaptación y a la tolerancia de ambientes químicamente desequilibrados. Las plantas revelan varias tendencias en la absorción de elementos traza. Se pueden distinguir tres características generales de captación: acumulación, indicación y exclusión. En gran medida, esto depende de la especificidad de las plantas y las diferencias en la captación del metal entre las especies de plantas (Kabata-Pendias y Pendias, 2011).

Los trastornos metabólicos de las plantas se ven afectados por el exceso de los elementos traza. En general, las plantas son mucho más resistentes a una concentración mayor que a una deficiencia de un elemento dado. Algunos estudios han mostrados los efectos tóxicos del exceso de algunos elementos como (Kabata-Pendias y Pendias, 2011):

- Cambios en la permeabilidad de la membrana celular: Ag, Au, Br, Cd, Cu, F, Hg, I, Pb, U.
- Reacciones de los grupos tiol con los cationes: Ag, Hg, Pb.
- Competencia por sitios con metabolitos esenciales: As, Sb, Se, Te, W, F.
- Afiliación por reaccionar con grupos fosfato y grupos activos de ADP o ATP: Al, Be, Sc, Y, Zr, lantánidos y, posiblemente, todos los demás metales traza.
- Sustitución de iones esenciales (principalmente cationes mayores): Cs, Li, Rb, Se, Sr.
- Ocupación de sitios para grupos esenciales tales como fosfato y nitrato: arseniato, fluorato, borato, bromato, selenato, telurato y tungstato.
- El daño al proceso de fotosíntesis debido a alteraciones metabólicas es el efecto más significativo del exceso de metales traza.

Nutrientes y su disponibilidad

La planta toma sólo una pequeña parte de cada nutriente presente en el suelo, ya que no todo se encuentra disponible. La otra parte está firmemente ligada a la fracción mineral y a la materia orgánica, donde los nutrientes se liberan de forma gradual. Las plantas absorben los elementos del suelo en forma iónica, el calcio como Ca^{2+} , el magnesio como Mg^{2+} y el potasio como K^+ . Las plantas pueden absorber iones incluso cuando la

concentración en sus tejidos excede a la del agua del suelo, siempre que exista oxígeno para la respiración (Thompson y Troeh, 1988).

Variación y composición elemental de las plantas

La cantidad que una planta contiene de un elemento varía dependiendo de varios factores como el tipo de especie, el estado de madurez y las condiciones ambientales. También depende de la cantidad de los elementos en el suelo. Existen ciertos límites donde la provisión de nutrientes disponibles puede variar, modificando la composición de las plantas sin afectar al rendimiento, de manera apreciable.

En el suelo como en la planta debe existir un balance, un equilibrio eléctrico. Esto implica que existan restricciones en la absorción de nutrientes, en todo momento debe existir un balance entre cationes y aniones. La absorción de nutrientes debe ser equilibrada, el número neto de cargas positivas, absorbidas como cationes, debe igualar al de cargas negativas, absorbidas como aniones. En caso contrario, la planta y el suelo desarrollarían diferentes potenciales eléctricos y existiría un flujo de corriente eléctrica entre ellos.

Las plantas absorben una determinada cantidad de todos los iones que encuentran disponibles. Algunas veces pueden contener trazas de elementos innecesarios para su crecimiento como el oro o la plata. Aunque exista toxicidad potencial de elementos como arsénico, selenio o mercurio, esto no impide que los vegetales absorban iones de estos elementos. Existe cierta selectividad en la absorción, la mayoría de las plantas absorben mayor cantidad de K^+ , en relación a la provisión disponible, que de Ca^{2+} , Mg^{2+} o Na^+ . Entre los distintos aniones, las plantas absorben mayor cantidad de NO_3^- que de cualquier otro tipo (Thompson y Troeh, 1988).

3.2 Contaminación del suelo

La contaminación del suelo se produce cuando un elemento o una sustancia está presente en concentraciones superiores a las naturales como resultado de la actividad humana y tiene un efecto perjudicial neto sobre el ambiente y sus componentes. Desde una perspectiva de plantas, animales y salud humana, los suelos no se consideran contaminados a menos que exista una concentración que empiece a afectar los procesos biológicos (Kabata-Pendias y Pendias, 2011).

El suelo puede convertirse en un agente de contaminación cuando se encuentra en el aire o en el agua. También es susceptible a recibir agentes de contaminación y, en algunos casos, es capaz de desactivarlos descomponiéndolos en productos inofensivos, como agua y dióxido de carbono. La descomposición de agentes de contaminación libera nutrientes para las plantas, pero existen materiales cuya descomposición no se puede llevar a cabo, o es muy difícil de realizar, porque poseen estructuras complejas o presentan gran

estabilidad y su alta concentración en el suelo ocasiona contaminación del mismo (Thompson y Troeh, 1988).

Origen de los agentes de contaminación

Los agentes de contaminación tienen su origen en todas las actividades humanas: la agricultura, la industria, el uso residencial del territorio, la producción de residuos que pueden causar contaminación en el aire, en el agua y en el suelo. Las envolturas, recipientes, contenedores, materiales abandonados, basura electrónica, objetos que han sobrepasado su vida útil y diversos restos/productos de descomposición pueden convertirse en agentes de contaminación. Todos causan problemas si se encuentran en gran concentración en un solo lugar o que sus efectos sean transferidos aún en bajas concentraciones.

La actividad industrial y minera producen uno de los efectos más indeseados y peligrosos para el suelo. La minería produce contaminantes gaseosos, líquidos y sólidos que pueden llegar al suelo por depósito a partir de la atmósfera como partículas, por el derrame o por el vertido deliberado de productos de la actividad minera y metalúrgica, o por la filtración de lixiviados del entorno minero: aguas provenientes de minas a cielo abierto, escombreras, o por la disposición de elementos mineros sobre el suelo (Thompson y Troeh, 1988).

3.2.1 Contaminación del suelo por actividades mineras

Los impactos de las actividades mineras pueden afectar a la atmósfera, el agua y el suelo, ya a sea por partículas sólidas, gases o lixiviados. Pueden causar desde cambios en las propiedades físicas (porosidad, permeabilidad) del suelo hasta la contaminación por metales pesados y acidificación. Por lo general, los suelos de mina son extremadamente ácidos (valores de pH inferiores a 4), contienen bajas proporciones de arcillas y prácticamente nula materia orgánica. Los suelos que se encuentran afectados directamente por drenajes ácidos de mina y los residuos minero-metalúrgicos presentan concentraciones fuera de lo normal de As y metales pesados (Cu, Pb, Zn y Cd) provocando problemas de ecotoxicidad.

Las minas a cielo abierto consisten en extraer carbón y otros depósitos cerca de la superficie. La mayoría de minas a cielo abierto dejan una serie de pilas de desechos con fuerte pendiente y que provocan estancamiento y crean charcos, el material de las capas más profundas es sacado y se coloca en la parte superior de las pilas lo que provoca una arrastre y lixiviación de grandes cantidades de piritas de hierro y otros sulfuros, los sulfuros producen una excesiva acidez en las pilas de desechos y en los charcos contiguos (Thompson y Troeh, 1988).

3.2.2 Jales mineros

Los jales se definen como: “*Residuos sólidos generados en las operaciones primarias de separación y concentración de minerales*” (SEMARNAT, 2004).

Los jales son residuos de los procesos de trituración y molienda de rocas en la obtención de minerales por diferentes procesos fisicoquímicos. Los jales contienen concentraciones elevadas de metales o metaloides como arsénico (As), cadmio (Cd), cobre (Cu), plomo (Pb) y zinc (Zn) (Bech *et al.*, 2016). Cuando están expuestos a la intemperie los jales se oxidan y generan un drenaje ácido con un alto contenido de metales y elementos potencialmente tóxicos, este drenaje puede ser arrastrado hacia mantos acuíferos y cuerpos de agua cercanos o puede ser transportado por la acción del viento a depósitos de agua del entorno (Romero *et al.*, 2008).

Los jales mineros provocan variación en las propiedades fisicoquímicas del suelo, otra consecuencia es la mezcla y pérdida de los horizontes superficiales del suelo. Típicamente la contaminación por jales provoca que el suelo se convierta en un sustrato desfavorable para el crecimiento de plantas.

3.2.3 Metales pesados

Los metales pesados son aquellos que su número atómico es mayor de 20 y tienen una densidad más alta que la del agua (peso específico mayor de 5 g/cm³). Los más comunes son Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Pb, Mn, Hg, Ni, Ag y Zn. Son metales con sulfuros e hidróxidos insolubles, cuyas sales producen soluciones con coloración en agua, y cuyos complejos están habitualmente con coloración. Algunos no metales como arsénico y selenio que son tóxicos están incluidos (Manahan, 1994).

Se pueden considerar varios grupos dentro del conjunto de los metales pesados:

- Elementos esenciales, Fe, Mn, Cu, Zn y Mo.
- Elementos o metales traza, encontrados en bajas concentraciones en condiciones normales en suelos, plantas y organismos vivos, Ni, Cr, V y Ti.
- Metales no esenciales o tóxicos, los que son innecesarios para los seres vivos.

Todos los metales, así como casi cualquier sustancia en el planeta, si sobrepasan una determinada concentración se denominan metales tóxicos y pueden esterilizar el suelo. Dentro de las ciencias ambientales el término metal pesado se utiliza para definir a los metales no esenciales o tóxicos y a los que se encuentran a concentraciones superiores a las necesarias; e incluso a elementos químicos que siendo metales ligeros presentan comportamientos y toxicidades similares al arsénico (Juárez *et al.*, 2006). La manera natural en la que los metales pesados llegan al suelo es por circulación a través de los vegetales y el regreso de sus residuos y no causan ningún problema. Las cantidades

mayores contenidas por agentes contaminantes, por ejemplo, los jales mineros, sí pueden resultar excesivas (Thompson y Troeh, 1988).

Dinámica y movilidad de los metales en el suelo

Algunos factores que condicionan la movilidad y disponibilidad de los metales pesados son el contenido de óxidos de hierro, de manganeso, de materia orgánica y de carbonato de calcio, a mayor cantidad de dichos elementos menor será la disponibilidad de los metales, ya que son mayores los fenómenos de adsorción, precipitación y coprecipitación en suelo. Un ejemplo sería el Cd y Zn que se adsorben más fácilmente por las plantas que el Pb; ya que éste es bastante inmóvil en el suelo, por ser fuertemente retenido por la materia orgánica.

De todos los factores ambientales el pH afecta más la disponibilidad de metales en suelos, de forma general la absorción de metales por parte de las plantas y vegetales se incrementa con la disminución del pH, en valores de pH muy bajos producen efectos negativos en el crecimiento vegetal. En la tabla 3.2 se muestra la movilidad de distintos elementos a diferentes valores de pH.

Tabla 3.2 Movilidad de distintos elementos (Juárez *et al.*, 2006)

Rango de pH en suelo	Prácticamente inmóviles	Moderadamente móviles	Fácilmente móviles
<5.5	Mn ⁴⁺	Pb ²⁺ , Cr ^{2,6+} , Ni ^{2,3+} , V ⁵⁺ , As ³⁺ , Se ³⁺ , Co ^{2,3+}	Sr, Ba, Cu, Zn, Cd, Hg, S ⁶⁺
5.5-7.5	Pb	Sr, Ba, Cu, Cd, Cr ³⁺ , Ni ^{2,3+} , Co ^{2,3+} , Mo ⁴⁺	Zn, V ⁵⁺ , As ⁵⁺ , S ⁶⁺
7.5-9.5	Pb, Ba, Co	Zn, Ag, Sr, Cu, Cd	Mo ⁶⁺ , V ⁵⁺ , As ⁵⁺ , S ⁶⁺

Las reacciones químicas que controlan la movilidad de los metales pesados en el suelo, y la manera en que las plantas los toman, son esencialmente adsorción/desorción y solubilización/precipitación, determinadas por la concentración de las especies iónicas, el tipo de las superficies del suelo, los valores de pH y las condiciones redox del suelo.

Los metales en los suelos ácidos están más solubles y más disponibles que en suelos neutros o alcalinos, mantener un pH elevado sería una forma de prevenir el paso de metales pesados a las plantas (Juárez *et al.*, 2006).

Contaminación del suelo por metales pesados

La contaminación de los suelos por los metales es tan antigua como la capacidad del hombre para fundir y procesar minerales. La emisión de metales, principalmente de Pb, se observa ahora en escalas locales, regionales y globales, especialmente en toda Europa y se remonta hasta la Edad del Bronce. Cualquier época de desarrollo cultural ha dejado la

contaminación del ambiente por los metales, almacenada principalmente en el suelo, los sedimentos y el hielo (Kabata-Pendias y Pendias, 2011).

Los metales pesados son los agentes de contaminación más serios, constituyen un problema porque se acumulan en los puntos de intercambio catiónico y son muy difíciles de eliminar del suelo. La contaminación por metales pesados es muy importante porque con frecuencia, persiste durante décadas.

El plomo y otros metales pesados, como cobre y molibdeno, se liberan a la atmósfera, además de contaminar el agua y el aire, afectan al suelo. En el pasado diversos compuestos que contenían metales pesados eran los fungicidas y pesticidas, tal es el caso del sulfato de cobre (combinado con cal) y compuestos de mercurio.

Algunos problemas causados por los metales pesados son, en realidad, por deficiencias de otros nutrientes (Thompson y Troeh, 1988).

Dentro de las fuentes naturales de contaminación se tiene:

- Meteorización del material originario.
- Erupciones volcánicas.
- Formación de menas.
- Disgregación de meteoritos.

Dentro de la contaminación antropogénica se pueden identificar varios grupos, tales como la minería y fundiciones, la industria, la deposición atmosférica, la agricultura y la aplicación de desechos al suelo. En tabla 3.3 se muestran las fuentes relacionadas con la minería.

Tabla 3.3 Fuentes de metales tóxicos relacionados con la minería en el ambiente. Modificada de Juárez y colaboradores (2006)

Minería y fundiciones	
a)	Montículos de desechos: contaminan por meteorización, erosión (As, Cd, Hg, Pb)
b)	Lavado de minerales (As, Cd, Hg, Pb)
c)	Transporte de menas (As, Cd, Hg, Pb)
d)	Fundiciones: contaminación debida a polvo, aerosoles (As, Cd, Hg, Pb, Sb, Se)
e)	Industria del hierro y acero (Cu, Ni, Pb)
f)	Acabado de metales (Zn, Cu, Ni, Cr, Cd)

La entrada de metales pesados al suelo se realiza por dos vías:

- a) Aérea: aerosoles y polvo
- b) Terrestre: fertilizantes, plaguicidas, residuos sólidos, entre otros

Las vías de salida o pérdidas:

- a) Extracción de los vegetales
- b) Lavado
- c) Erosión

En la tabla 3.4 se muestran los datos conocidos en cuanto a concentraciones normales en suelos, plantas sin contaminar y concentraciones en suelos y plantas con condiciones tóxicas del metal.

Tabla 3.4 Concentración de algunos elementos potencialmente tóxicos en suelo, vegetales e ingesta máxima tolerable. Modificada de Juárez y colaboradores (2006)

Elemento	Suelo				Vegetal				Hombre*	
	Rango normal en suelo (total) (µg/g peso seco)	Conc. en suelo considerada tóxica (total) (µg/g peso seco)	Valor medio en suelo y máximo disuelto en la disolución del suelo		Conc. de la disolución del suelo considerada tóxica (mg/L)	Rango normal en material vegetal (µg/g peso fresco)	Conc. en plantas contaminadas (µg/g)	Toma anual de las plantas (kg/ha año)		
			Media (µg/g peso seco)	Conc. molar a 10% de humedad					Conc. normal (70 kg)	Ingst. máxima tolerable
Cd	0.01-7 0.16-4.1**	3-8	0.06	$10^{-5.57}$	0.001	0.2-0.8 0.05-0.2**	5-30	nd	30 mg	4500-500 µ/prs/sem
Cr	5-1000	75-100	100	$10^{-1.72}$	0.001	0.03-15 0.1-0.5**	5-30	nd	<6 mg	250-300 mg/kg/día
Cu	2-100	60-125	30	$10^{-2.33}$	0.03-0.3	4-15 5-30**	20-100	0.006	100 mg	0.5 mg/kg/día
Pb	2-200	100-400	10	$10^{-3.32}$	0.001	0.1-10 5-10**	30-300	nd	120 mg	3 mg/pers/día

*OMS (1973)

** Kabata-Pendias y Pendias (2011)

nd no determinado

3.2.4 Arsénico y plomo

Arsénico

El contenido medio de As en la corteza terrestre se estima en 1.8 mg/kg. Se encuentra abundantemente en sedimentos arcillosos (hasta 13 mg/kg) respecto a otras rocas. Los principales estados de oxidación del arsénico en la naturaleza son: As^0 , As^{3+} y As^{5+} . El arseniato es la forma oxidada del arsénico y es más abundante en la naturaleza, pero está fuertemente unida mediante enlaces iónicos a los minerales del suelo (a óxidos e hidróxidos metálicos coloidales). Lo que hace que su disponibilidad para la planta sea baja (Kabata-Pendias y Pendias, 2011).

Se ha reportado que suelos sin contaminar pueden contener entre 0.2 y 40 mg As/kg y otros contaminados con algún producto derivado del arsénico más de 550 mg As/kg. En

condiciones normales de pH y redox del suelo, el arsénico se presenta con estabilidad en compuestos orgánicos de carbono-arsénico (Carbonell-Barrachina *et al.*, 1995).

De acuerdo con Juárez y colaboradores (2006), las principales fuentes de contaminación de arsénico en el ambiente son:

- Extracción y fundición de minerales. Arsénico en minerales de zinc-plomo, cobre y en piritas (volatilización) de procesos de fundición. Emisiones gaseosas de trióxidos que al disolverse en agua forman ácido arsenioso.
- Combustión del carbón. Aparece muchas veces en el carbón como arsenopirita y en las emisiones como trióxido. Algunas partículas del polvo pueden contener hasta 1700 mg/kg de As.
- Plaguicidas. Los que incluyen arsénico (forma inorgánica y orgánica).

El arsenito se oxida en suelos agrícolas a arseniato, lo que hace que se formen compuestos insolubles con Al, Fe, Ca, Pb y Mn. En suelos fuertemente oxidantes y alcalinos, el $\text{Ca}_3(\text{AsO}_4)_2$ es el mineral de As más estable, después sigue el $\text{Mn}_3(\text{AsO}_4)_2$ (suelos ácidos y básicos). Los óxidos de As (V) son demasiado solubles como para ser estables en los suelos (Juárez *et al.*, 2006). Los minerales y compuestos de arsénico son fácilmente solubles, y la arsenopirita puede ser fácilmente oxidada tanto por O^2 como por Fe^{3+} (Kabata-Pendias y Pendias, 2011).

En ambientes reductores pH ácidos, los óxidos de As (III) y los sulfuros de As son estables. Las arsinas volátiles, sólo se generan bajo condiciones fuertemente reductoras y ácidas. Bajo condiciones oxidantes las especies derivadas del arseniato son las más abundantes. Por debajo de pH 2.2, predomina la especie H_3AsO_4 , para pH entre 3 y 6, domina H_2AsO_4^- , en el rango comprendido entre 7 y 10 predomina la forma HAsO_4^{2-} , mientras que por encima de 12 la especie dominante es el AsO_4^{3-} (Essington, 2004).

Plomo

El contenido medio de Pb en la corteza terrestre se estima en 15 mg/kg. Su abundancia terrestre indica una tendencia a una concentración en la serie ácida de rocas ígneas y sedimentos arcillosos en los que las concentraciones de Pb comunes oscilan entre 10 y 25 y entre 14 y 40 mg/kg, respectivamente, se conoce debido a que forma numerosos sulfuros, seleniuros, sulfosales, fosfatos, arseniatos y silicatos. Escasamente se encuentra en estado natural como plomo nativo (Kabata-Pendias y Pendias, 2011). Los minerales de plomo más importantes son el sulfuro de plomo, galena (PbS), el carbonato de plomo (PbCO_3), el sulfato de plomo (PbSO_4) y la piromorfita ($\text{Pb}_5\text{Cl}(\text{PO}_4)_3$). Estos minerales y diversas sulfosales son los componentes más importantes de los yacimientos de plomo.

Las principales fuentes de contaminación de plomo son: industrial, motores de combustión, fertilizantes, plaguicidas y lodos.

La distribución de Pb en suelos minerales muestra una correlación positiva con la fracción granulométrica fina. En la intemperie, el sulfato de Pb se oxida lentamente y tiene la capacidad de formar carbonatos y también de ser fijado por minerales de arcilla, hidróxidos y la materia orgánica del suelo. La fijación de Pb por la materia orgánica del suelo es más importante que la fijación por óxidos hidratados. Las propiedades electrónicas del Pb ocasionan que tenga una fuerte afinidad por la materia orgánica del suelo y la formación de complejos, por lo tanto, la absorción de Pb aumenta con el pH. El Pb tiene la capacidad de reemplazar al potasio (K), el bario (Ba), el estroncio (Sr) e incluso el calcio (Ca), en la estructura de los minerales debido a un radio iónico similar. También se pueden encontrar cantidades importantes de plomo en compuestos orgánicos (Kabata-Pendias y Pendias, 2011).

3.2.5 Normatividad en materia de suelos contaminados con metales

La importancia de la protección de los suelos es reconocida mundialmente desde la Cumbre de Río (1992), donde se adoptaron declaraciones para la protección de los suelos; desde ese año se ha tratado de evitar y reducir la degradación del suelo.

Existen muchos ejemplos de políticas ambientales que protegen los suelos de los efectos y consecuencias de la actividad humana, un ejemplo es la Unión Europea (UE) que desde el 2001 estableció como objetivo proteger a los suelos contra la erosión y la contaminación.

Se ha reconocido a nivel mundial la importancia de mantener el suelo como un recurso natural esencial y proteger la productividad de la tierra protegiendo al mismo tiempo la calidad ambiental, la salud humana y animal y la calidad de los alimentos.

En la tabla 3.5 se mencionan de manera comparativa los límites máximos permisibles en suelos de arsénico y plomo específicamente en diferentes países:

Tabla 3.5 Límites máximos permisibles de plomo y arsénico en suelos, modificado de (SEMARNAT, 2007)

País	As	Pb
	mg/kg	
Alemania*		
Suelo arcilloso	20	100
Suelo limoso	15	70
Suelo arenoso	10	40
Chile**		
Macrozona norte pH > 6.5	20	75
Macrozona norte pH < 6.5	12.5	50
Macrozona sur pH>5	10	50
Francia**	No normado	100
Italia**	No normado	200
España**	No normado	40
Turquía**		
Suelos pH > 5	No normado	100
Australia**		
Suelos pH < 5	20	150
Estados Unidos**	No normado	150
Canadá**		
Suelos pH > 6	14	60
México		
Uso agrícola/residencial/comercial	22	400
Uso industrial	260	800

*Uso de suelo no especificado, ** Uso agrícola

Como se muestra en la tabla, en México existe la NOM-147--SEMARNAT/SSA1-2004, que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio. Que marca como límites máximos, para tipo de suelo agrícola, 22 mg/kg y 400 mg/kg para arsénico y plomo respectivamente (SEMARNAT, 2006).

En México, la norma marca un límite máximo permisible con valores por arriba de los demás países, en el caso del plomo supera al segundo valor máximo por casi el triple. La NOM-021-SEMARNAT-2000, establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis; muestra valores sugeridos de elementos tóxicos en el suelo según la tolerancia de los cultivos al analizar, el contenido de micronutrientes disponibles (hierro, manganeso, zinc y cobre) y metales contaminantes (plomo, cadmio y níquel), donde aparece el plomo con un valor normal de 35 mg/kg y con un intervalo de 100-300 mg/kg clasificado como peligroso (SEMARNAT, 2002).

También en la NOM-EM-034-FITO-2000, se mencionan requisitos y especificaciones para la aplicación y certificación de buenas prácticas agrícolas en los procesos de producción de frutas y hortalizas frescas, para arsénico marca un límite de 41 kg/Ha y para plomo 300 kg/Ha (Secretaría de Agricultura, 2000).

3.3 Efectos e interacciones entre metales pesados y plantas

Los metales pesados tienden a bioacumularse en vegetales de diferentes cultivos. La bioacumulación significa un aumento en la concentración de un producto químico en un organismo vivo en un cierto plazo de tiempo, comparada a la concentración de dicho producto químico en el ambiente (Méndez *et al.*, 2009).

Debido a que los metales pesados se acumulan en el suelo, el sistema radicular transporta los metales y así es como llegan a las plantas. Cuando existe contaminación por metales pesados se produce una reducción en el crecimiento del sistema radicular, esto es una disminución en la relación raíz parte aérea, esta relación se utiliza como índice comparativo en los estudios de fitotoxicidad a los metales pesados.

En general los metales pesados se acumulan en mayor grado en la raíz, sigue en secuencia al tallo y sobre todo a las hojas, porque se producen alteraciones en las funciones de los órganos subcelulares (cloroplastos y mitocondrias), lo que supone una alteración de los pigmentos fotosintéticos. Los metales pesados también inducen la formación de radicales libres que justifica los efectos lesivos sobre las membranas y el estímulo de la senescencia (envejecimiento de las células). En una fase más avanzada se estimula la senescencia por acumulación crónica de metal pesado, que puede ocasionar la muerte de la planta (Kabata-Pendias y Pendias, 2011).

3.3.1 Absorción y transporte de metales en plantas

El proceso de absorción tiene como características la selectividad y la acumulación. Ya que las plantas que contienen algún metal en sus tejidos son incapaces de excluir totalmente el elemento tóxico, lo que hacen es restringir su toma o traslocación en la planta. Existen plantas que secuestran los metales en sus raíces impidiendo su traslocación a los tallos y a cualquier otra parte de la misma.

Es posible clasificar a las plantas de la siguiente manera (Vamerali *et al.*, 2010):

1. Excluidoras: plantas con toma restringida de metales tóxicos o traslocación restringida a los brotes para un amplio rango de concentraciones de metal en suelos.
2. Plantas índice o indicadoras: plantas cuya concentración de metales refleja la del suelo.

3. Acumuladoras: plantas con la capacidad de absorber los metales activamente a partir del suelo y los acumulan en formas no tóxicas en su biomasa aérea. Existen diferentes grados de acumulación, desde pequeñas elevaciones sobre el nivel de fondo hasta concentraciones elevadas de metales pesados (como Ni, Zn y Co) sin mostrar ningún síntoma visible de toxicidad.
4. Hiperacumuladoras: es una ocurrencia inusual, una forma extrema de acumuladoras, determinada en un estrecho rango de especies que a menudo crecen en sitios ricos en metales, como la serpentina y la calamina. Algunos autores sugieren valores de concentraciones de hiperacumulación sin síntomas evidentes de toxicidad: 100 mg/kg para Cd, 1000 mg/kg para Ni, Cu, Co y Pb, y 10 000 mg/kg para Zn y Mn.

El transporte de los metales pesados de los tejidos conductores hacia la parte aérea se realiza a través de los mismos mecanismos utilizados por los elementos esenciales de la planta, uso de:

- Transportadores.
- Bombas.
- Canales iónicos.
- Interacción entre iones.

La adsorción del arsenito como del arseniato por las raíces es bastante rápida e intensa, pudiéndose obtener de esta forma concentraciones muy altas de arsénico. En cuanto a la velocidad de adsorción-absorción por las raíces, sigue el orden: arseniato > arsenito > compuestos orgánicos. El fosfato es un fuerte inhibidor de la toma de arsénico por las plantas, debido a que los dos iones son tomados por un sistema común que presenta mayor afinidad por el fosfato (Juárez *et al.*, 2006).

Varios informes sobre la relación lineal entre la concentración de As en la vegetación y la concentración de arsénico en el suelo sugieren que las plantas lo absorben pasivamente con el flujo de agua. Algunas plantas como la lechuga muestran una notable habilidad para captar de manera rápida el As. Con el aumento de las concentraciones de As en el suelo, se encontró en hojas maduras y raíces, pero en baja concentración, en general, una mayor acumulación en las hojas que en las raíces. La absorción de As por el rábano depende de la especie de As y sigue el orden: $As_{org} > As^{5+} > As^{3+}$ (Kabata-Pendias y Pendias, 2011).

El transporte del arsénico al ser absorbido por la planta se realiza en pocas horas dentro y fuera de las células. En general el arseniato es más rápidamente absorbido y traslocado debido a su menor toxicidad para las raíces.

Respecto al Pb, no se sabe cuánto del suelo podría estar disponible para las plantas, se cree que sólo 0.005 - 0.13% del Pb en el suelo lo está.

La absorción de Pb varía significativamente dependiendo de la concentración y el tipo de Pb presente en el suelo. Todas las plantas lo absorben de los suelos y lo transportan a sus partes, una hipótesis para explicar la absorción es que se absorbe a partir de materia vegetal muerta acumulada en la superficie. Hay evidencia de que es tomado de los suelos por las raíces, tanto en concentraciones bajas como altas, proceso que depende de factores del suelo y la misma planta (Kabata-Pendias y Pendias, 2011). Es absorbido por las raíces como Pb^{2+} y es donde se acumula en mayor cantidad. Con respecto a la traslocación, alrededor del 3% de Pb que se acumula en la raíz pasa al tallo y a la parte aérea de la planta.

La absorción de Pb por las plantas también depende de la cantidad de materia orgánica, composición granulométrica, pH, así como factores genéticos de las plantas, área superficial de las raíces y exudados radiculares. Estudios revelan que el modo de su captación es pasivo y que la velocidad de absorción se reduce por calado y por baja temperatura. El Pb es absorbido principalmente por los pelos de las raíces y se almacena en un grado considerable en las paredes celulares. El contenido de Pb de las plantas cultivadas en áreas mineralizadas es, en general, altamente correlacionado con la concentración de Pb en el suelo (Kabata-Pendias y Pendias, 2011).

3.3.2 Efectos de los metales pesados en plantas

En general todos los efectos de un exceso de metales pesados provocan una inhibición del crecimiento en los vegetales (Juárez *et al.*, 2006). La influencia sobre el metabolismo y fisiología de las plantas se resume de la siguiente manera:

- a) Disminución de la integridad de la membrana
 - Flujo de iones.
- b) Efectos en el citoplasma y en los orgánulos
 - Cadena de transporte electrónico. Disminución de la fotosíntesis y de la respiración.
 - Unión a grupos SH (grupo tiol o grupo sulfhidrilo) de enzimas o sustitución de un ion esencial en la coenzima o grupo prostético. Alteración de la actividad enzimática.
- c) Efectos en la pared celular
 - Disminución de la síntesis del material de pared y reducción de extensibilidad.
- d) Efectos en biomoléculas y en unidades funcionales biológicas
 - Desplazamiento de iones metálicos esenciales.
 - Bloqueo de grupos funcionales esenciales de biomoléculas, incluyendo enzimas y polinucleótidos.
 - Modificación de la conformación activa de biomoléculas, especialmente enzimas y polinucleótidos.
 - Destrucción de la integridad de biomoléculas.

- Modificación de otros agentes biológicamente activos.

La tabla 3.6 muestra los efectos tóxicos asociados a cada uno de los metales pesados:

Tabla 3.6 Efectos tóxicos, por metal, en plantas (Juárez et al., 2006).

Metal/elemento	Efecto tóxico
Ag	Cambios en la permeabilidad de las membranas celulares. Reacciones de cationes con el grupo tiol.
Al	Reacción con grupos fosfatos (ADP, ATP).*
As	Competencia con metabólicos esenciales.
Au	Cambios en la permeabilidad de las membranas celulares.
Be	Reacción con grupos fosfatos (ADP, ATP).*
Br	Cambios en la permeabilidad de las membranas celulares.
Cd	Cambios en la permeabilidad de las membranas celulares. Reacciones de cationes con el grupo tiol.
Cs	Reemplazamiento de los elementos esenciales.
Cu	Cambios en la permeabilidad de las membranas celulares.
F	Cambios en la permeabilidad de las membranas celulares.
Hg	Cambios en la permeabilidad de las membranas celulares. Reacciones de cationes con el grupo tiol.
I	Cambios en la permeabilidad de las membranas celulares.
Li	Reemplazamiento de los grupos esenciales.
Pb	Cambios en la permeabilidad de las membranas celulares. Reacciones de cationes con el grupo tiol.
Rb	Reemplazamiento de los grupos esenciales.
Sb	Competencia con metabólicos esenciales.
Sc	Reacción con grupos fosfatos (ADP, ATP).*
Se	Competencia con metabólicos esenciales. Reemplazamiento de los elementos esenciales.
Te	Competencia con metabólicos esenciales.
Zr	Reacción con grupos fosfatos (ADP, ATP).*

*Posiblemente todos los metales pesados.

Se sabe que varias especies de plantas toleran un alto nivel de As en los tejidos. La toxicidad se ha observado comúnmente en las plantas que crecen en desechos de mina, suelos tratados con pesticidas arsenicales y en los suelos con adición de tratamiento de lodos. Los síntomas de la toxicidad se describen de forma diversa como el marchitamiento de las hojas, la coloración violeta (aumento de la antocianina), la decoloración de las raíces y la plasmólisis celular (Kabata-Pendias y Pendias, 2011).

El arsenito es tan tóxico que destruye todos los tejidos con los que entra en contacto, al reaccionar con grupos sulfidrílicos de las proteínas, ocasionando la degradación de las membranas, alteración de las funciones de la raíz, muerte celular y rápida necrosis si el contacto ha sido foliar. El arseniato inhibe la absorción foliar de otros elementos y tiene un profundo efecto en los sistemas enzimáticos, es químicamente similar al fósforo y es probable que participe en reacciones celulares sustituyéndolo.

Respecto a los arsenicales orgánicos, se considera que afectan al contenido de aminoácidos, a la respiración y a la síntesis de clorofila.

En plantas de frijol cultivadas en disolución con As mostraron una acumulación en hojas, tallos y raíces, causando daños considerables. También hubo disminución de la concentración de manganeso (Mn), fósforo (P) y calcio (Ca) en todas las partes de la planta, y potasio (K) en las raíces. La reducción del rendimiento de la vegetación bajo un alto nivel de biodisponibilidad del arsénico es porque el As se conoce como inhibidor metabólico. Al parecer, el arsénico es menos tóxico cuando las plantas están provistas de un alto contenido de P. El silicio (Si) parece inhibir la toxicidad en las mitocondrias de las células en el arroz (Kabata-Pendias y Pendias, 2011).

El Pb afecta a procesos generales como: fotosíntesis y respiración (posiblemente a nivel de transferencia electrónica), mitosis y absorción de agua. Los síntomas tóxicos en la planta no son muy específicos. Los efectos subcelulares de Pb sobre los tejidos vegetales están relacionados con la inhibición de la respiración y fotosíntesis debido a la perturbación de la reacción de transferencia de electrones (Kabata-Pendias y Pendias, 2011).

En la planta entera, los síntomas más visibles de la fitotoxicidad por metales pesados incluyen una reducción del crecimiento, sobre todo en raíces, clorosis y necrosis en hojas y síntomas típicos de senescencia y abscisión (separación de la hoja).

Existen diversas especies vegetales que pueden crecer en ambientes contaminados por metales pesados, como las zonas donde se acumulan desechos de minería; esto se debe a la capacidad de resistencia que desarrollan las plantas a los metales pesados.

3.3.4 Normatividad de metales pesados en plantas

A nivel internacional la Norma General del Codex para los contaminantes y las toxinas presentes en los alimentos y piensos menciona los niveles máximos de toxinas en los alimentos, incluidos los metales pesados, que en caso del plomo se muestran en la tabla 3.7.

Tabla 3.7 Niveles máximos de plomo en alimentos. Modificado de CODEX, 1999.

Nombre del producto	Nivel (mg Pb/kg)	Notas/observaciones para el Codex Alimentarius
Hortalizas de hoja	0.3	Incluidas las brasicáceas y las hortalizas de hoja, pero excluidas las espinacas.
Hortalizas de leguminosas	0.2	-
Legumbres	0.2	-
Raíces y tubérculos	0.1	Incluidas las papas peladas.

Existe la Norma del Codex para maíz CODEX STAN 153-1985 que indica que el maíz deberá estar exento de metales pesados en cantidades que puedan representar un peligro para la salud humana (CODEX, 1995).

En México la NOM-130-SSA1-1995 que hace referencia a alimentos envasados en recipientes de cierre hermético y sometidos a tratamiento térmico menciona el límite máximo que deben contener de metales pesados y metaloides, para vegetales y sus derivados marca como límite 1.0 mg/kg tanto para arsénico como para plomo.

3.4 Especies vegetales del estudio

En este apartado se habla de las especies involucradas en el proyecto, el frijol (*Phaesus vulgaris*), el jitomate (*Solanum lycopersicon*), la lechuga (*Lactuca sativa*) y el rábano (*Raphanus sativus*).

3.4.1 Frijol (*Phaesus vulgaris*)

Es una planta anual, herbácea intensamente cultivada desde la zona tropical hasta las templadas, no soporta las heladas. Es una leguminosa que posee semillas comestibles y es una de las más importantes en este grupo (DGIEA, 1991). Se puede encontrar distribuido en los cinco continentes. Se conoce con diferentes nombres, por ejemplo: frijol, poroto, alubia, judía, nuña, habichuela, vainita, caraota y feijao. Taxonómicamente, el frijol corresponde a la especie del género *Phaseolus* (Ulloa et al., 2011).

La raíz principal está formada por la radícula del embrión de la primera etapa de crecimiento, las raíces secundarias se desarrollan en la parte superior o cuello de la raíz principal. Presenta nódulos distribuidos en las raíces laterales de la parte superior y media del sistema radical, estos son colonizados por la bacteria del género *Rhizobium*, las cuales fijan nitrógeno atmosférico, que contribuye a satisfacer los requerimientos de este elemento en la planta (Atilio y Reyes, 2008).

El tallo es el eje central de la planta, está formado por una sucesión de nudos y entrenudos, es herbáceo, con sección cilíndrica o levemente angular; según el hábito de crecimiento de cada variedad el tallo puede ser erecto, semipostrado o postrado (Atilio y Reyes, 2008).

3.4.2 Jitomate (*Solanum lycopersicon*)

La palabra jitomate deriva de los vocablos náhuatl *xictl* (ombligo) y *tomatl* (tomate) que significa tomate de ombligo. Originario de la región Sur Central de Perú y se cree fue domesticado en México aproximadamente en el año 1523 (Notario-Medellín y Sosa-Morales, 2012). Es una hortaliza de la familia de las Solanáceas, se caracteriza por un tallo

principal largo con ramificaciones. Tiene hojas alternas de 15 a 45 cm de longitud, sus tallos y las hojas son de color verde y ásperas al tacto. Las flores son de color amarillo y se agrupan en racimos (3-7 flores), se propaga por semillas; debido a su tallo poco rígido se siembra como enredadera (FAO-PRODAR, 2014).

La cosecha del jitomate inicia entre 90 y 120 días después de sembrar la semilla. Crece en una amplia gama de lugares, tanto cálidos como lugares más frescos (20 °C y 23 °C) y con alta intensidad luminosa. Los suelos ideales para la siembra son suelos profundos con buen drenaje y ligeramente ácidos (FAO- PRODAR, 2014).

Su fruto presenta varios colores como el rosa, el amarillo, el verde y el más común el rojo, es una baya de pulpa tierna y ligeramente alcalina, tiene forma redonda, achatada o alargada. El tamaño es diferente dependiendo la variedad (FAO-PRODAR, 2014).

3.4.3 Lechuga (*Lactuca sativa*)

La lechuga (*Lactuca sativa*) es una planta anual y cuya reproducción sexual consistente en la fusión de gametos femeninos y masculinos producidos por el mismo individuo, pertenece a la familia *Compositae* considerada la familia más grande de las angiospermas, tiene casi 1 000 géneros y tal vez 20 000 especies (Garza, 1985).

La raíz de la lechuga es pivotante, corta, con ramificaciones y de aproximadamente 25 cm de profundidad. Si la raíz principal no encuentra barreras físicas puede llegar a profundizar hasta 1.2 m, el sistema radicular comúnmente se desarrolla en los primeros 20-30 cm de la capa del suelo. Las hojas están colocadas en roseta desplegadas al principio y algunas, como en las variedades romanas, continúan así durante todo su desarrollo; otras se acogollan posteriormente (Garza, 1985).

El tallo es cilíndrico y ramificado, epigeo de consistencia herbácea, alcanza una longitud aproximada de entre 10 y 15 cm. En las primeras etapas, el tallo no crece mucho, por lo que la lechuga adquiere su forma peculiar de roseta (Garza, 1985).

Las semillas son alargadas de color blanco y en algunas variedades puede variar del pardo claro hasta el castaño oscuro, se ha registrado que las semillas maduran a los 12-15 días después de que ocurre la floración (Pérez *et al.*, 1997).

3.4.4 Rábano (*Raphanus sativus*)

El rábano es una hortaliza anual o bianual, pertenece a la familia *Cruciferae*. Tiene las hojas enteras o divididas; tiene tallo ramoso con vellos rígidos en la parte inferior, en esta parte del tallo las hojas forman un racimo, el tallo en la parte superior es lampiño, aquí las hojas brotan lanceoladas con hendiduras ligeramente pronunciadas.

Las flores se agrupan en racimos grandes y alargados. La corola es blanquecina, pero puede variar entre el violeta o el amarillo. El rábano se propaga por semillas y la cosecha se lleva a cabo de 3 a 6 semanas después de la siembra de estas (FAO- PRODAR, 2014).

Su fruto es indehisciente, seco, simple de 3 a 10 cm de largo, cilíndrico y biarticulado. Las semillas son redondeadas, el color varía de un tono amarillento a un color pardo rojizo y son de tamaño pequeño a medio. El rábano produce una raíz gruesa y carnosa que es comestible, posee un sabor fresco y un poco picante y es utilizada en diversas partes del mundo, es de forma esférica, cónica o alargada. Es de color rojo, blanco, amarillenta o rosa y su diámetro varía entre los 2-6 centímetros (FAO- PRODAR, 2014).

3.5 Zimapán, Hidalgo

Zimapán es el municipio con mayor extensión territorial del estado de Hidalgo con 144 km² y se fundó alrededor del año 1522. Se ha caracterizado por ser una zona minera, los minerales principales que se explotan en esta región son zinc, plata, plomo y vanadio por mencionar algunos.

3.5.1 Localización

Zimapán se encuentra a 144 kilómetros de la capital del estado (Pachuca) entre los paralelos 20° 44' de latitud norte y 99° 23' de longitud oeste; a una altura de 1 780 metros sobre el nivel del mar (Trejo, 2007).

Colinda al norte, con los municipios de Pacula y Jacala; al sur, con los de Tecozautla y Tasquillo; al este, con los de Nicolás Flores e Ixmiquilpan y al oeste, con el estado de Querétaro. Sus principales comunidades son: Xaha, Aguas Blancas, Xitha, el Cerrote, Morelos, Encarnación y Durango (Gobierno municipal de Zimapán, 2016b).

3.5.2 Características del municipio

Hidrografía

Zimapán cuenta con importantes ríos; Tula, el Amajac y el Metztitlán. El río Tula al unirse al río San Juan, toma el nombre de Moctezuma, que es el límite natural con el Estado de Querétaro. Sólo en época de lluvia se forman pequeños arroyos que riegan algunos sembradíos, como los de Chepinque y Tolimán (Gobierno municipal de Zimapán, 2016a).

Clima

El municipio tiene un clima templado, registra una temperatura media anual de 18.3 °C., una precipitación pluvial de 391 milímetros por año y el período lluvioso de mayo a junio. Goza de un clima generalmente semicálido y templado medio.

Flora

El municipio cuenta con poca vegetación (zona desértica), enormes extensiones de nopaleras, arbustos bajos, matorral alto, maguey, órganos, cardones, biznagas, huizaches, hortigas y mezquites.

Fauna

La fauna se compone de mamíferos como: lobo, coyote, tigrillo, tlacuache, liebre, ardilla, zorra, zorrillos, tejones y ratón de campo. Reptiles como: víboras y lagartijas. Aves de rapiña como: gavilán, águilas, cuervos, tejones, lechuzas, también aves cantoras como: calandrias, codornices, zenzontles, cardenales y jilgueros (Gobierno municipal de Zimapán, 2016a).

Suelo

El suelo es de tipo semidesértico. En cuanto al uso del suelo, el 51% corresponde al de agostaderos, el 8.7% al forestal, el 3% al agrícola y el 37.3% a otros usos. En la tenencia de la tierra, el 69% corresponde a la superficie ejidal y el 31 por ciento a la pequeña propiedad. Su uso y explotación radica principalmente en la minería, el suelo del municipio no es propicio para ejercer la agricultura (Gobierno municipal de Zimapán, 2016a).

3.6 Resultados de estudios de caso relacionados con As y Pb en plantas

Existen trabajos relacionados con jales mineros y su influencia e impacto en las especies vegetales que podrían estar en contacto con los mismos.

En la tabla 3.8 se muestra un resumen de los resultados relevantes de estudios de caso mencionados anteriormente y que se han realizado, relacionados con el presente proyecto.

Tabla 3.8 Resultados relevantes de trabajos relacionados con plantas contaminadas con As y Pb

Referencia	Tipo de estudio	Resultados relevantes			Lugar	
Bech <i>et al.</i> , 2015	Determinación de concentración de metales en suelos contaminados por jales y en plantas que crecen en el sitio.	Suelo	As (mg/kg) 280-1029	Pb (mg/kg) 3 992-16 060	Perú	
		Plantas:				
		Raíz	25.5-246.1	563.1-4 841.3		
		Brotes	21.3-298.3	345.9-5 501.3		
Chen, 2015	Respuestas fisiológicas y determinación de concentración de metales en plantas que crecen en sitios contaminados por jales.	Reportan concentraciones de As y Pb en las raíces de 9.08 y 5.59 mg/kg respectivamente.			China	
Armienta <i>et al.</i> , 2015	Determinación de concentración de metales en maíz que crece en sitios contaminados por jales.	Plantas:	As (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zimapán, México	
		Raíz	138	89.9		
		Hojas	1.1	5.0		
Martínez <i>et al.</i> , 2008	Determinación de concentración de plomo en maíz que crece en sitios contaminados por jales.	Raíz	Pb (mg/kg) 50.53-91.70		Zimapán, México	
		Hojas:				
		Mazorca	8.10-24.07			
		Maíz	5.06-7.06			
Ruíz y Armienta, 2012	Determinación de concentración de metales en suelos contaminados por jales y en plantas que crecen en el sitio.	Suelo	As (mg/kg) 28.9-3744.3	Pb (mg/kg) 66.5-6 166	Taxco, México	
		Plantas:				
		Raíz	0.1-0.4	11.10-320.30		
		Parte aérea	0.201-0.803	3.7-38.53		
Avila, 2015	Fitotoxicidad de suelos contaminados cercanos a jales.	No se evidenció daño fitotóxico en los suelos contaminados.			México	
Ramos y Hernández, 2014	Determinación de concentración de metales en suelos contaminados por jales y en plantas que crecen en el sitio.	Suelo	As (mg/kg) 641	Pb (mg/kg) 610	México	
		Plantas:				
		Raíz	138	89.9		
		Hojas	1.1	5.0		
Prieto <i>et al.</i> , 2005	Acumulación en tejidos vegetales de arsénico proveniente de aguas y suelos	Rábano (Hoja)	As (mg/kg) 0.007		Zimapán, México	
		Jitomate (Hoja)	1.49			
		Lechuga (Hoja)	<0.018			

Kabata-Pendias y Pendias (2011) han estudiado los elementos traza en suelos y plantas, reportan la concentración que presentan algunas especies vegetales (utilizadas en este proyecto) en suelos no contaminados, así como en suelos contaminados, en la tabla 3.9 se muestran los valores.

Tabla 3.9 Concentración de As y Pb en especies vegetales, modificado de Kabata-Pendias y Pendias (2011)

Especie vegetal	Concentración media (mg/kg)			
	Suelo no contaminado		Suelo contaminado	
	As	Pb	As	Pb
Frijol (vainas)	-	0.08	-	Canadá: 596-1506 Polonia: 45-69
Lechuga (hojas)	< 5.3	0.001	-	-
Jitomate (Fruto)	0.46	0.002	-	-
Rábano	-	-	-	-

4. Metodología

El desarrollo del proyecto de integración incluye trabajo experimental que se realizó en el Laboratorio de Tecnologías Sustentables ubicado en el edificio W de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco y las instalaciones del Laboratorio de Química Analítica del Instituto de Geofísica de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). A continuación, se indican las etapas del proyecto:

- Preparación de muestras
- Digestión de las muestras
- Determinación de concentración total de plomo
- Determinación de concentración total de arsénico
- Estimación de factores de traslocación

Se trabajó con muestras de tejido vegetal en base seca que crecieron en suelos contaminados con jales, de acuerdo con la guía OCDE 208 (OECD, 2006) durante 21 días y resultantes de dos Proyectos de Integración de Avila (2015) y González (2014). En la Tabla 5.1 se muestran las condiciones experimentales.

Tabla 4.1 Condiciones experimentales

Sustrato	Jitomate (<i>Solanum lycopersicon</i>)	Lechuga (<i>Lactuca sativa</i>)	Rábano (<i>Raphanus sativus</i>)	Frijol (<i>Phaesolus vulgaris</i>)
Suelo de invernadero (SI)	✓	✓	✓	✓
Suelo testigo de Zimapán (STZ)	✓	✓	✓	✓
Suelo con menor contaminación (SC-)	✓	✓	✓	✓
Suelo con mayor contaminación (SC+)	✓	✓	✓	✓

- Suelo de invernadero (SI): adquirido en un invernadero, con una cantidad de materia orgánica del 5.6%, pH de 5.62 y alto contenido de potasio.
- Suelo testigo de Zimapán (STZ): muestreado en 2014 en una zona no influenciada por actividades mineras, con pH de 7.58 y con concentraciones de fondo de 59.5 mg/kg Pb y 18.32 mg/kg As.
- Suelo con menor contaminación (SC-): muestreado aproximadamente a 30 m de las presas de jales, con pH de 7.50 y con concentraciones de 505.5 mg/kg Pb y 638.57 mg/kg As.

- Suelo con mayor contaminación (SC+): muestreado aproximadamente a 20 m de las presas de jales, con un pH de 7.51 y con concentraciones de 610 mg/kg Pb y 641.305 mg/kg As.

En la tabla 4.2 se muestra el resumen de las concentraciones de As y Pb en los suelos utilizados para el crecimiento de las especies vegetales utilizadas (Ramos y Hernández, 2014).

Tabla 4.2 Concentración de arsénico y plomo en suelos utilizados

Tipo de suelo	As (mg/kg)	Pb (mg/kg)
Suelo de invernadero (SI)	33.85 ± 3.62	51.85 ± 1.31
Suelo testigo de Zimapán (STZ)	18.32 ± 0.18	59.5 ± 2.12
Suelo con menor contaminación (SC-)	638.57 ± 5.35	505.5 ± 87
Suelo con mayor contaminación (SC+)	641.305 ± 1.84	610 ± 7.07

4.1 Preparación de las muestras

Las muestras vegetales se recibieron secadas al ambiente durante 15 días, empaquetadas y etiquetadas (Figura 4.1a); divididas en raíz y parte aérea. Posteriormente, en el Laboratorio de Tecnologías Sustentables, se registró su peso en una balanza analítica OHAUS Analytical Plus con precisión de $\pm 0.001\text{g}$ (Figura 4.1b), hasta obtener peso constante, se empaquetaron y se etiquetaron de nuevo.

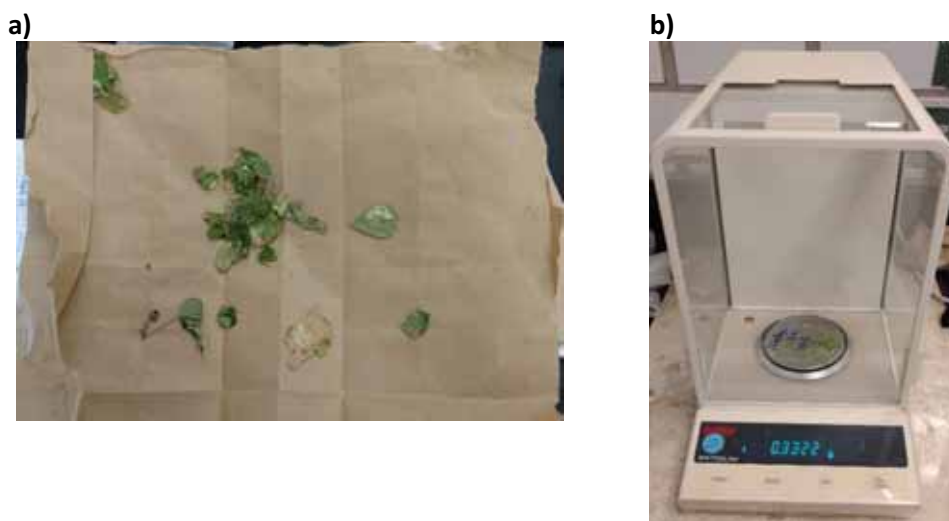


Figura 4.1 a) Muestra vegetal seca, b) Balanza analítica y muestra parte aérea

4.2 Digestión de las muestras

Se utilizó la biomasa vegetal seca resultante (cuyos pesos se encuentran en el anexo de este trabajo) y se realizó una digestión abierta durante aproximadamente 2 h de acuerdo a los procedimientos reportados anteriormente por Ruíz y Armienta (2012), en una parrilla a 75° C con una mezcla ácida de 8 mL de HNO_3 y 2 mL de HClO_4 como muestra la figura 4.2.



Figura 4.2 Digestión abierta de muestras vegetales

Al término de la digestión, las muestras fueron filtradas con papel filtro Whatman #4 como se muestra en la figura 4.3a y se aforó a 25 mL y se depositó en frascos bajo refrigeración (Figuras 4.2b y 4.2c).

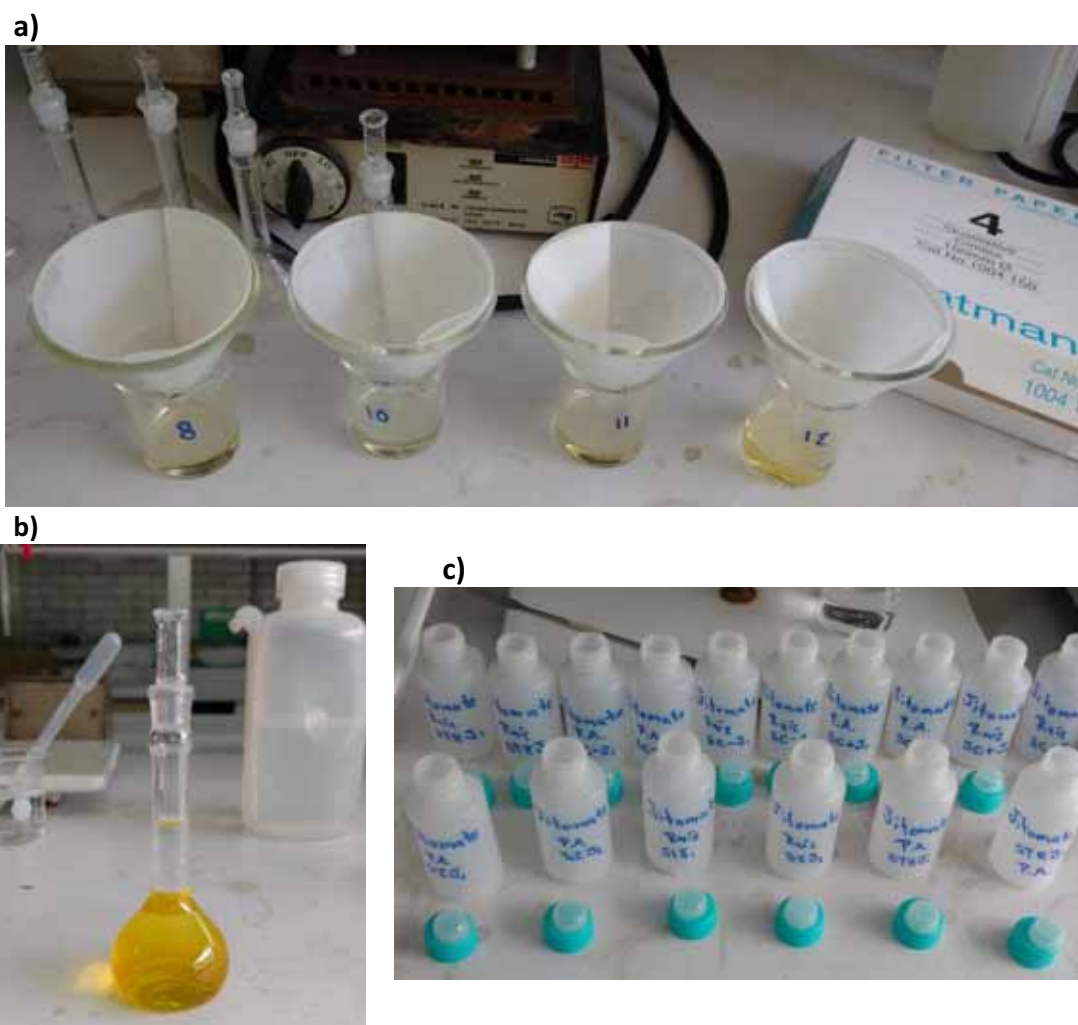


Figura 4.3 a) Filtrado de muestras, b) Muestra aforada a 25 mL, c) Frascos para muestras

4.3 Determinación de concentración total de plomo

Las concentraciones de As y Pb se determinaron mediante espectrofotometría de absorción atómica con la serie de métodos SW-846 7000 (EPA, 1986). La determinación de cada una de las muestras se llevó a cabo en el Laboratorio de Química Analítica del Instituto de Geofísica de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).

La determinación de la concentración de plomo se llevó a cabo mediante un equipo de espectrofotometría de absorción atómica por flama en aspiración directa (Perkin Elmer AAnalyst 100) con límite de detección de 0.05 mg/L (figura 4.4).

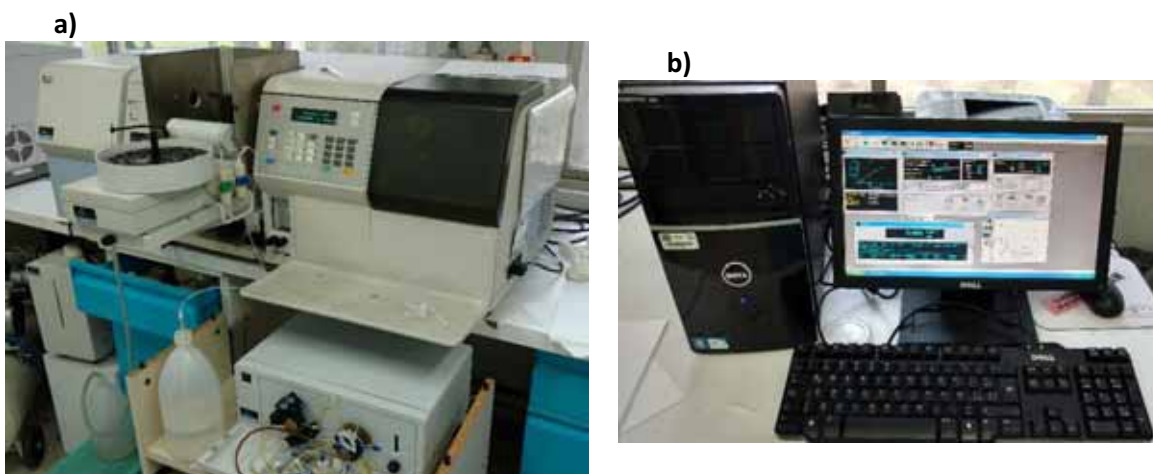


Figura 4.4 a) Equipo Perkin Elmer AAnalyst 100, b) Software del equipo de absorción atómica

4.4 Determinación de concentración total de arsénico

La determinación de la concentración de As se realizó mediante espectrofotometría de absorción atómica en un equipo Perkin Elmer AAnalyst 200, con generación de hidruros, según los métodos EPA (EPA, 1996), la figura 4.5 muestra el equipo y reactivos para la determinación.

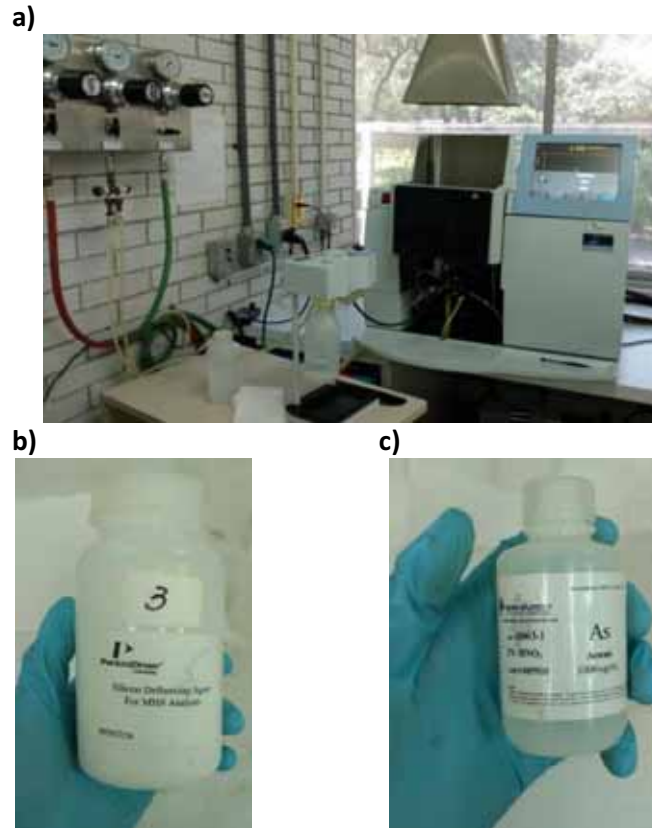


Figura 4.5 a) Equipo Perkin Elmer AAnalyst 200, b) Agente antiespumante para el análisis, c) Reactivo para preparar soluciones estándar de As

4.5 Estimación de los factores de traslocación de arsénico y plomo en tejido vegetal

Los factores de absorción biológica (BAC), bioconcentración (BCF) y traslocación (TF) se estimaron a partir de las concentraciones obtenidas. De acuerdo a los procedimientos que han sido reportados en estudios anteriores (Vamerali *et al.*, 2010) los factores se calcularon de la siguiente manera:

- BAC: coeficiente de absorción biológica, la concentración en la parte cosechable y su relación con la concentración del metal en el suelo.

$$BAC = \frac{\text{concentración metales parte aérea}}{\text{concentración metales en suelo}}$$

- BCF: factor de bioconcentración, fue expresado por la proporción de la concentración del metal en la raíz en relación a la concentración total en el suelo.

$$BCF = \frac{\text{concentración metales raíz}}{\text{concentración metales en suelo}}$$

- TF: factor de traslocación, se calculó como la concentración en la parte aérea, dividida entre la concentración en la raíz.

$$TF = \frac{\text{concentración metales parte aérea}}{\text{concentración metales raíz}}$$

5 Resultados y discusión

En este capítulo se muestran los resultados obtenidos en la parte experimental, así como la discusión de los mismos. Primero se presenta la concentración de As y Pb en las especies vegetales analizadas. Después se discuten las concentraciones y se analiza la tendencia de su comportamiento y finalmente se obtienen los factores de traslocación obtenidos en el análisis de As y Pb.

5.1 Concentración total de plomo

En la figura 5.1 se muestran las concentraciones de plomo en las muestras vegetales digeridas en la parte aérea y en la raíz.

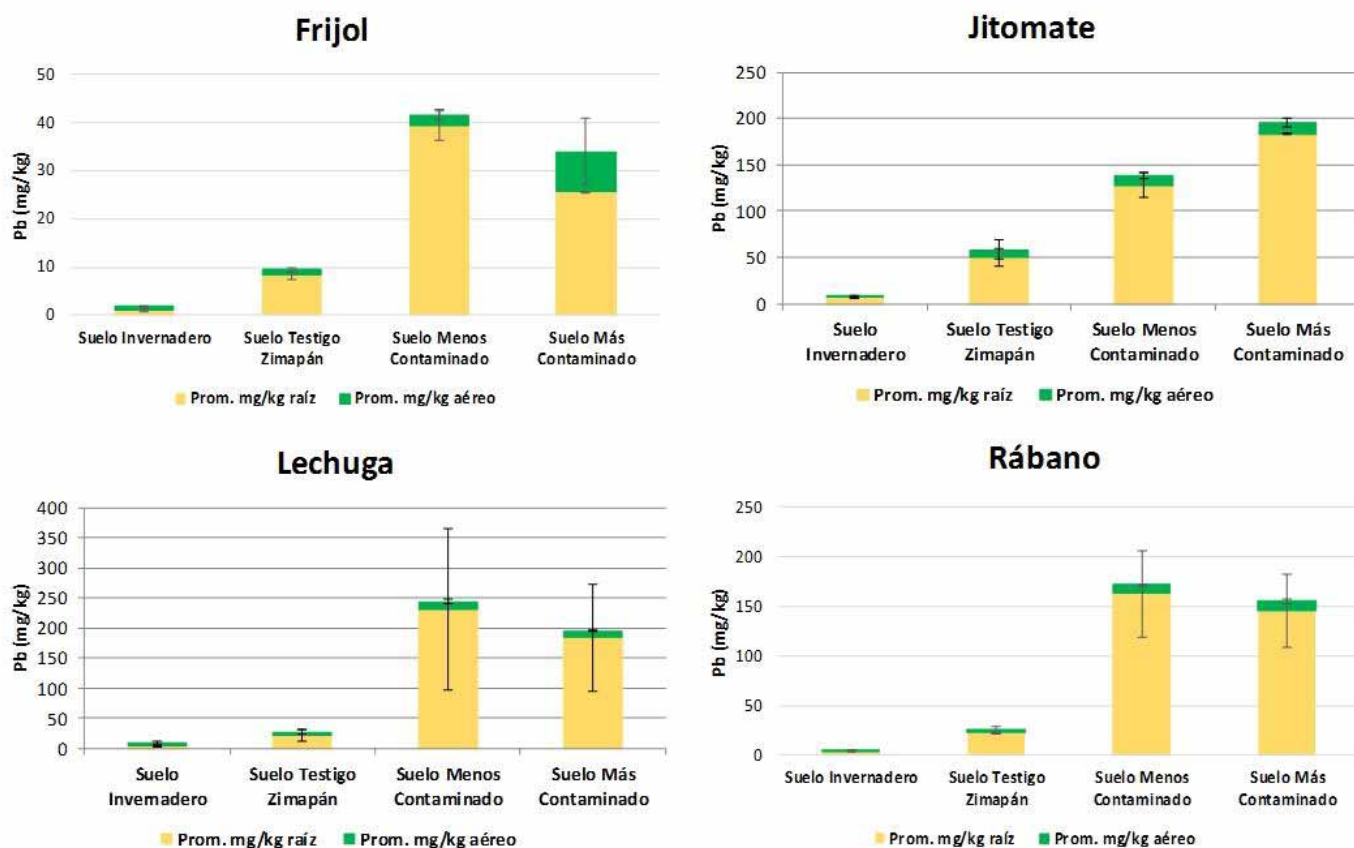


Figura 5.1 Concentración de plomo en especies vegetales (parte aérea y raíz)

Para el caso del frijol la mayor concentración promedio de plomo que se obtuvo en la raíz fue de $39.3 \text{ mg/kg} \pm 3.02$ en el suelo menos contaminado (SC-) y en la parte aérea la concentración más alta se obtuvo en el suelo más contaminado (SC+) con un valor de $8.4 \pm 6.90 \text{ mg/kg}$.

Al analizar las muestras digeridas de jitomate la concentración máxima en la raíz, con un valor de $183.6 \pm 1.16 \text{ mg/kg}$, se presentó en el suelo más contaminado (SC+). Mismo caso para la parte aérea que presentó una concentración de $11.5 \pm 4.93 \text{ mg/kg}$ en el mismo sustrato (SC+).

En el caso de la lechuga las concentraciones más altas se presentaron en el suelo menos contaminado (SC-) con valores de 230.8 ± 134.43 y $12.63 \pm 3.49 \text{ mg/kg}$ para raíz y parte aérea respectivamente.

Por último, el rábano presentó una concentración máxima promedio en la raíz de $162.8 \pm 44.04 \text{ mg/kg}$ en el suelo menos contaminado (SC-) y $9.8 \pm 2.23 \text{ mg/kg}$ en la parte aérea en el suelo con mayor contaminación (SC+).

La raíz en las cuatro especies vegetales estudiadas presentó la menor concentración en el suelo de invernadero, como se podría esperar, pero la mayor concentración no fue la del suelo más contaminado, excepto en el caso del jitomate, sino en el suelo que presentaba la menor concentración (SC-).

La causa de que exista mayor concentración en las especies vegetales del suelo SC- aparentemente se debe a una mayor presencia de nutrientes en el sustrato, el suelo menos contaminado (SC-) tiene más nutrientes (que SC+) y esto ayuda a que los metales sean asimilados de mejor manera por las plantas, el desarrollo se vio influenciado por la presencia de Pb y los nutrientes (Martínez *et al.*, 2008). Lo anterior se apoya con base en la caracterización de González (2016) de los suelos utilizados para la germinación de frijol, indica una presencia mayor de nutrientes en el suelo menos contaminado SC- que en el más contaminado SC+, para fósforo con valores alto y medio y para el caso del potasio valores de alto y traza respectivamente. Otra hipótesis podría ser la asociación mineralógica del plomo en los suelos, es probable que sea mineralógicamente más estable en los suelos contaminados que en los menos contaminados, lo que controla su disponibilidad para la planta.

En cuanto a la parte aérea sólo la lechuga tuvo mayor concentración de plomo para el suelo menos contaminado (SC-), las demás especies presentaron la máxima concentración en el suelo más contaminado (SC+).

El Pb se considera como un metal no esencial para las especies vegetales; pero al estar presente en los sustratos puede estar disponible para las plantas. Las propiedades electrónicas del Pb lo hacen afín a la materia orgánica y tiende a formar complejos, por lo que puede absorberse (Kabata-Pendias y Pendias, 2011).

La concentración tóxica o excesiva de plomo en diversas especies vegetales se encuentra en el intervalo de 30-300 mg/kg (Kabata-Pendias y Pendias, 2011), por lo tanto, se puede decir que todas las especies analizadas obtuvieron un alto valor para la raíz.

En general se observó que las concentraciones de Pb en la raíz fueron superiores a las encontradas en la parte aérea.

Las concentraciones de plomo en las muestras vegetales analizadas se encuentran por arriba del intervalo tolerable reportado por Kabata-Pendias (2011) para cultivos agronómicos (0.5-10 mg/kg).

5.2 Concentración total de arsénico

En la siguiente figura (5.2) se muestran las concentraciones de arsénico encontradas en las muestras vegetales digeridas en la parte aérea y en la raíz.

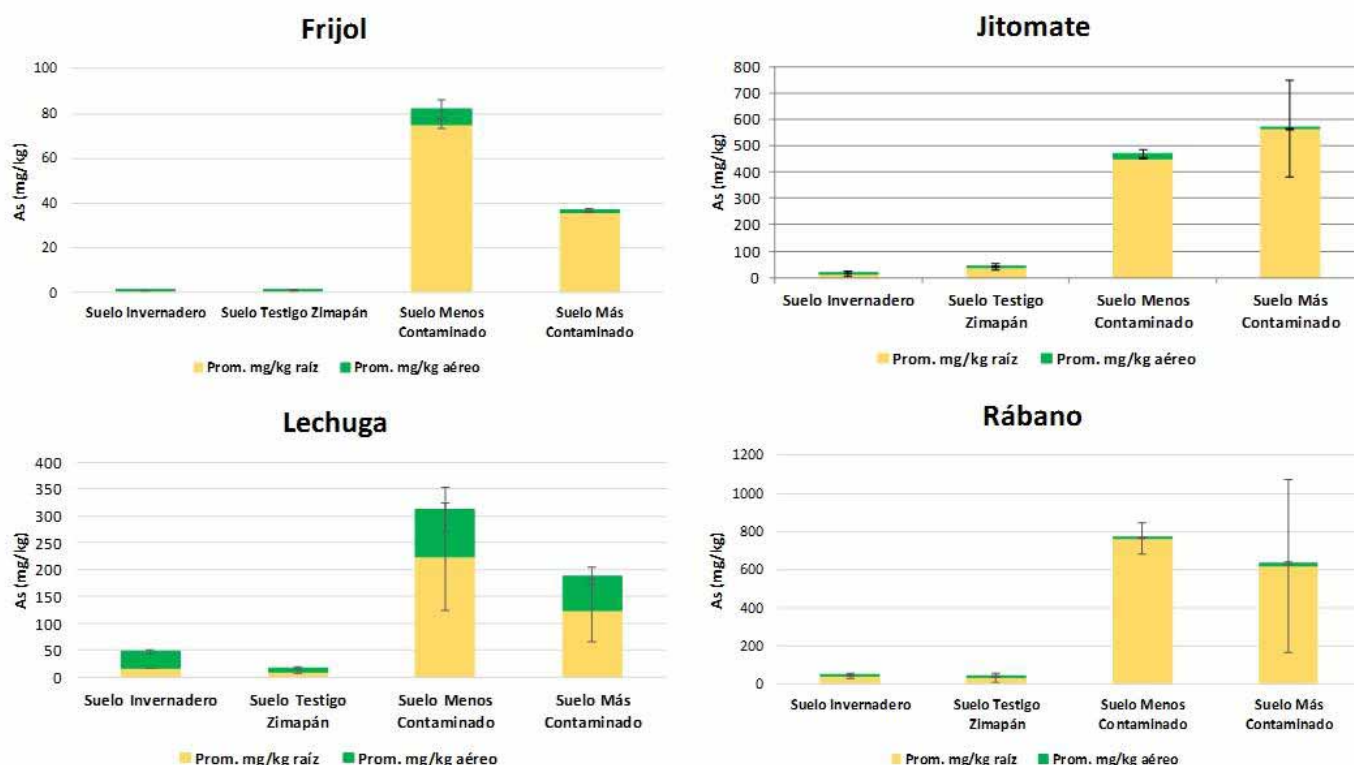


Figura 5.2 Concentración de arsénico en especies vegetales (parte aérea y raíz)

El frijol presentó las máximas concentraciones de arsénico en el suelo menos contaminado (SC-) con valores de 75.4 ± 1.97 y 6.8 ± 4.04 mg/kg en raíz y parte aérea respectivamente.

Al analizar las muestras de jitomate se encontró una concentración máxima para la raíz de 563.6 ± 184.77 mg/kg en el suelo con mayor contaminación (SC+) y 16.8 mg/kg para la parte aérea en el suelo menos contaminado (SC-).

La concentración máxima que se encontró en las muestras de lechuga fue de 223.6 ± 99.09 mg/kg y 88.5 ± 41.68 mg/kg en la raíz y en la parte aérea respectivamente, ambas para el suelo menos contaminado (SC-).

Por último, al analizar las muestras de rábano se encontró una concentración máxima para la raíz de 764.4 ± 79.12 mg/kg en el suelo con menor contaminación (SC-) y para la parte aérea de 12.6 ± 5.15 mg/kg en el suelo más contaminado (SC+).

En el caso del arsénico, para raíz y para la parte aérea, la menor concentración no se presentó en el suelo de invernadero (SI), excepto para el frijol y la raíz del jitomate. El suelo de invernadero contiene una cantidad alta de As (33.85 ± 3.62 mg/kg), ya que en suelos no contaminados Kabata (2011) reporta 27 mg/kg, probablemente porque este sustrato comercial ha sido afectado por fertilizantes y/o plaguicidas.

La concentración tóxica o excesiva de As en diversas especies vegetales se encuentra en el intervalo de 5-20 mg/kg, (Kabata-Pendias y Pendias, 2011) por lo que se puede decir que el As se presenta en cantidades elevadas en la mayoría de las muestras analizadas. Al parecer, el As es menos tóxico cuando las plantas están bien abastecidas con fósforo. Además el silicio parece inhibir la toxicidad del arsénico a las mitocondrias de las células de arroz (Kabata-Pendias y Pendias, 2011), aunque se desconoce la cantidad de dicho elemento en los suelos utilizados esto podría explicar la poca o nula fitotoxicidad del As en las especies vegetales del trabajo de Avila (2015).

En general, se observó que las concentraciones de As en la raíz fueron superiores a las encontradas en la parte aérea, excepto en la lechuga, ya que en el suelo de invernadero fue superior a la encontrada en la raíz. Es importante considerar que la lechuga se ha considerado hiperacumuladora de metales tales como Cd y Zn (Beltrán, 2001).

Al igual que en el caso del plomo casi todas las concentraciones fueron mayores en el suelo menos contaminado (SC-), con sólo dos excepciones: jitomate (raíz) y rábano (parte aérea) ambos en SC+. De igual manera puede deberse a dos situaciones o a la combinación de las mismas: una que es la mayor cantidad de nutrientes que presenta el suelo SC- y la otra la disponibilidad del As debido a sus asociaciones mineralógicas.

En el estudio de Prieto-García y colaboradores (2005), se analiza la concentración de arsénico y la acumulación en tejidos vegetales provenientes de Zimapán, las concentraciones máximas que reportan se muestran en la tabla 5.1.

Tabla 5.1 Valores promedio de la concentración de arsénico (As) en especies cultivadas en Zimapán (Prieto-García *et al.*, 2005)

Especie	As (mg/kg)
<i>Thymus vulgaris</i> (Tomillo) Hoja	5.35
<i>Origanum majorana</i> (Mejorana) Hoja	7.07
<i>Origanum majorana</i> (Mejorana) Raíz	6.35
<i>Petroselinum crispum</i> (Perejil) Hoja	10.73
<i>Chenopodium ambrosoides</i> (Epazote) Hoja	12.39
<i>Chenopodium ambrosoides</i> (Epazote) Raíz	10.16
<i>Coriandrum sativum</i> (Cilantro) Hoja	2.67
<i>Lactuca sativa</i> (Lechuga) Hoja	<0.018
<i>Lycopersicon sp.</i> (Tomate rojo) Hoja	1.49
<i>Raphanus sativus</i> (Rábano) Hoja	0.007

La tabla 5.1 se puede tomar como referencia, sin embargo, no es posible comparar ya que Prieto García y colaboradores (2005), realizaron análisis de plantas en el tiempo de cosecha y en este proyecto crecieron sólo 21 días (OCDE, 2006). En el tiempo de maduración de una especie vegetal, el metal pesado se distribuye en su tejido por lo que las concentraciones bajan debido al aumento en la generación de biomasa.

La toxicidad del arsénico, los mecanismos en que se transporta y propaga el metaloide, su movilidad o capacidad reaccionante varía dependiendo de la forma química en que se encuentra en el sustrato (Kabata-Pendias y Pendias, 2011).

En el anexo 2 se adjuntan las tablas completas con las concentraciones y sus desviaciones estándar para todas las muestras analizadas.

5.3 Estimación de los factores de traslocación de arsénico y plomo en tejido vegetal

Existen factores que se pueden utilizar para expresar la acumulación de metales: el coeficiente de absorción biológica del metal (BAC), la parte aérea y su relación con la concentración del metal en el suelo (Blaylock *et al.*, 1997), el factor de bioconcentración (BCF) que es la relación de la concentración de metales raíz-suelo y el factor de traslocación (TF) que es el coeficiente de concentración parte aérea-raíz (Vamerali *et al.*, 2010).

La capacidad de las plantas para asimilar arsénico y plomo en el tejido vegetal (parte aérea y raíz) fue evaluada con estos factores; los resultados obtenidos se muestran en las siguientes tablas (5.2 y 5.3).

Las especies vegetales que presentan un valor BAC mayor a 1 se consideran como buenas acumuladoras, las que tengan un BCF mayor a 1 y un valor TF menor a 1 tienen potencial

para ser fitoestabilizadoras. Las especies de plantas con $TF > 1$ son consideradas adecuadas para la fitoextracción de metales en el suelo (Yoon *et al.*, 2006).

Tabla 5.2 Factores de asimilación en frijol y jitomate

Metal	Suelo	Frijol			Jitomate		
		BAC	BCF	TF	BAC	BCF	TF
As	SI	0.0111	0.0195	0.5704	0.2005	0.3935	0.5096
	STZ	0.0341	0.0547	0.6231	0.1318	2.1552	0.0611
	SC-	0.0106	0.1180	0.0900	0.0264	0.7088	0.0372
	SC+	0.0021	0.0558	0.0382	0.0027	0.8789	0.0031
Pb	SI	0.0164	0.0202	0.8099	0.0390	0.1337	0.2919
	STZ	0.0214	0.1385	0.1547	0.1466	0.8410	0.1744
	SC-	0.0046	0.0779	0.0588	0.0203	0.2535	0.0803
	SC+	0.0138	0.0422	0.3266	0.0188	0.3010	0.0625

SI= suelo de invernadero, STZ= suelo testigo de Zimapán, SC-= suelo con menor contaminación, SC+= suelo con mayor contaminación

El BCF sirve como un indicador del riesgo que existe en la absorción de metales pesados por la raíz de la planta provenientes del suelo. Para el frijol el BCF máximo encontrado fue de 0.11 en SC- para el As y 0.13 en STZ para el Pb, en el caso del jitomate los valores máximos fueron en STZ (suelo testigo) de 2.15 para As (alto riesgo de ser absorbido) y 0.84 para Pb. El coeficiente alto indica que el As es un metal con facilidad para ser movilizado desde el suelo a la raíz.

Tabla 5.3 Factores de asimilación en lechuga y rábano

Metal	Suelo	Lechuga			Rábano		
		BAC	BCF	TF	BAC	BCF	TF
As	SI	0.9147	0.4838	1.8904	0.2767	1.3086	0.2114
	STZ	0.3714	0.5438	0.6830	0.2946	1.8700	0.1575
	SC-	0.1385	0.3501	0.3956	0.0145	1.1971	0.0121
	SC+	0.1015	0.1919	0.5292	0.0196	0.9670	0.0203
Pb	SI	0.0805	0.0971	0.8288	0.0186	0.0768	0.2421
	STZ	0.0931	0.3578	0.2603	0.0590	0.3808	0.1550
	SC-	0.0250	0.4566	0.0548	0.0176	0.3221	0.0546
	SC+	0.0198	0.3007	0.0658	0.0161	0.2386	0.0673

SI= suelo de invernadero, STZ= suelo testigo de Zimapán, SC-= suelo con menor contaminación, SC+= suelo con mayor contaminación

Para la lechuga el BCF máximo encontrado fue de 0.54 en STZ para el As y 0.45 en SC- para el Pb, en el caso del rábano los valores máximos fueron en STZ 1.87 para As (alto riesgo de ser absorbido) y 0.38 para Pb. El coeficiente alto indica que el As es un metal con facilidad para ser movilizado desde el suelo a la raíz.

En cuanto a los valores BAC (parte aérea con respecto del suelo) ninguna especie llegó a la unidad o la sobrepasó, sin embargo, la lechuga presentó un valor de 0.91 en SI y podría presentar un riesgo si es ingerida, se ha evidenciado que cualquier especie vegetal con índices iguales o mayores a la unidad pueden considerarse aptas para acumular metales, esto está acorde con lo mencionado por Beltrán (2001).

Para el factor TF sólo una especie presentó un valor mayor a 1, la lechuga para arsénico en el suelo de invernadero (SI), sin embargo, las concentraciones en el suelo de invernadero fueron para comparar (testigo) por lo que no se podría considerar fitoextractora. Valores pequeños de TF en conjunto con un BCF mayor a 1, como en los casos para arsénico del jitomate en STZ y el rábano en SI, STZ y SC-, sugiere que las especies con esta característica son buenas fitoestabilizadoras. Para el plomo no hubo algún valor en TF, ni en conjunto con BCF, que indique que alguna especie es especialmente fitoextractora o fitoestabilizadora, sólo el jitomate presentó un valor cercano a 1 en BCF (0.84) en STZ y 0.17 en TF, sin embargo, es un suelo testigo. Cabe mencionar que, al ser de plantas comestibles, estas especies vegetales no pueden ser implementadas como fitoextractoras o fitoestabilizadoras como tal, más bien, los distintos factores indican que, mientras más cercano sea su valor a uno, existirá un mayor riesgo de ingerir en conjunto con el vegetal, elementos tóxicos.

Al analizar los índices de las especies vegetales estos muestran un comportamiento de asimilación y traslocación, por lo tanto, esto indica que las plantas tienen una facilidad de asimilación y fitoextracción de metales pesados. Dado que las especies utilizadas en el proyecto son comestibles, existe un riesgo asociado al consumo de las mismas. El rábano, por ejemplo, presenta un riesgo por su valor BCF alto para arsénico. Por otro lado, la lechuga también representa un riesgo si es consumida, ya que tiene un índice BAC y un índice TF altos.

La posibilidad de que el As y el Pb sean transferibles a las plantas depende de la concentración presente en el suelo, así como las características del sitio de origen. En el trabajo de Ruiz y Armienta (2012) encontraron valores de TF inferiores a 1 en plantas que crecen cerca de minas, siendo una demostración de lo antes mencionado.

6 Conclusiones

En este proyecto se evaluó la asimilación de Pb y As en especies vegetales comestibles cultivadas en suelos contaminados por jales, dado que en Zimapán, Hidalgo existen campos de cultivo muy cercanos a las presas de jales y que por transporte eólico y pluvial los suelos agrícolas se contaminan.

Respecto a la concentración de Pb y As tanto en la raíz como en la parte aérea de especies vegetales comestibles que crecieron en suelos contaminados:

- La especie vegetal que más plomo asimiló en la raíz fue la lechuga con una concentración de 230.8 ± 134.43 mg/kg en el suelo menos contaminado (SC-). Se determinó el siguiente orden en los contenidos de As: lechuga > jitomate > rábano > frijol cuyas concentraciones en raíz fueron 183.6 ± 1.16 , 162.8 ± 44.04 y 39.3 ± 3.02 mg/kg respectivamente.
- En la parte aérea la especie que asimiló mayor cantidad de plomo fue la lechuga con una concentración de 12.63 ± 3.49 mg/kg en SC-, el orden se mantiene como en la raíz: lechuga > jitomate > rábano > frijol; 11.5 ± 4.93 , 9.8 ± 2.23 y 8.4 ± 6.90 mg/kg respectivamente.

Como se puede observar para el caso del plomo la especie vegetal que más asimiló fue la lechuga, ya que existen evidencias de ser hiperacumuladora, en general las hortalizas de hoja son bioacumuladoras y los vegetales de raíz son acumuladores moderados (el rábano).

- La especie que más arsénico asimiló en la raíz fue el rábano con una concentración de 764.4 ± 79.12 mg/kg en SC-, en segundo lugar, el jitomate con 563.6 ± 184.77 , la lechuga con 223.6 ± 99.09 y por último el frijol con 75.4 ± 1.97 mg/kg. El orden comparativo se resume de la siguiente manera: rábano > jitomate > lechuga > frijol.
- En el análisis de la parte aérea la especie que mayor cantidad de arsénico asimiló fue la lechuga con una concentración de 88.5 ± 41.68 mg/kg en SC-, comparativamente: lechuga > jitomate > rábano > frijol con 16.8 , 12.6 ± 5.15 y 6.8 ± 4.04 mg/kg respectivamente.

En este caso del arsénico, las especies que más asimilaron fueron el rábano (raíz) y la lechuga (parte aérea). En el caso del rábano, aunque la literatura indica que existe una mayor acumulación en hojas que en raíces, en este proyecto no fue así, sin embargo, la absorción de As depende de la especie del As y sigue el orden $As_{org} > As^{5+} > As^{3+}$ lo que podría explicar este comportamiento. Para la lechuga se menciona que entre mayor concentración de As existe en el suelo mayor será en la planta, en este caso no fue así ya que en el suelo menos contaminado es donde se presentó la mayor concentración,

condición que pudo estar determinada por la alta concentración de nutrientes comparativamente con el suelo que presentaba mayor concentración de As. (Kabata-Pendias y Pendias, 2011).

El suelo donde más asimilación de Pb y As presentaron las especies vegetales fue en el suelo menos contaminado (SC-), la causa se debe a una mayor presencia de nutrientes en el sustrato que SC+, lo que ayuda a que los metales sean asimilados de mejor manera por las plantas, el desarrollo se vio influenciado por la presencia de metales y los nutrientes.

Con base en lo anterior, se puede decir que existe un riesgo evidente en la zona de Zimapán, las especies que se utilizaron en este trabajo crecieron en suelos afectados por la actividad minera y a pesar de que no presentaron una fitotoxicidad clara y evidente (en algunos casos) presentan concentraciones por arriba de los niveles reportados como excesivos o tóxicos por Kabata-Pendias (2011) y por las normas mexicanas.

En relación a los índices de asimilación de Pb y As con el fin de evaluar posibles riesgos a la salud, se puede concluir lo siguiente:

- Sólo una de las especies presentó un factor de traslocación (TF) mayor a 1, la lechuga en el caso del arsénico con 1.89 en el suelo de invernadero (SI), sin embargo, este suelo sólo fue un testigo por lo que no puede considerarse fitoextractora.
- En general los valores indican que las especies vegetales no son fitoestabilizadoras ni fitoextractoras, sin embargo, por las altas concentraciones de metales pesados en la parte aérea 12.63 ± 3.49 y 88.5 ± 41.68 mg/kg para plomo y arsénico respectivamente representan un riesgo. A pesar de que no fueron cultivadas en el tiempo de cosecha, sino sólo durante 21 días, como lo marca la OCDE, las concentraciones son altas y es riesgoso su crecimiento para consumo.
- Con los índices obtenidos, aunque ninguno presentó valores mayores a 1 o cercanos a la unidad, existe un alto riesgo de acumulación en los tejidos de las especies vegetales que crecen en suelos contaminados con jales.
- El consumo intencional, o por accidente, de especies vegetales que crecen en suelos contaminados por jales mineros presenta un riesgo para la salud.

La Norma General del Codex para los contaminantes y las toxinas presentes en los alimentos y piensos indica la concentración máxima de plomo que pueden contener los alimentos, el valor máximo que reporta es de 0.3 mg/kg para hortalizas de hoja como la lechuga, al comparar con 230.8 ± 134.43 y 12.63 ± 3.49 mg/kg obtenidos se llega a la conclusión de que existe un claro riesgo si se consumen las especies vegetales estudiadas. Sin embargo, se recomienda realizar un estudio más amplio y cultivar hasta el tiempo de cosecha para reevaluar esta situación.

7 Referencias bibliográficas

- Ávila, M. K. (2015). Fitotoxicidad en suelos contaminados cercanos a jales mineros siguiendo la guía OCDE 208. Recursos electrónicos, Proyecto de Integración en Ingeniería Ambiental UAM Azcapotzalco. Fecha de consulta: 26 de febrero de 2016.
- Armienta M.A., Ongley L.K., Rodríguez R., Cruz O., Mango H., y Villaseñor G. (2008). Arsenic distribution in mesquite (*Prosopis laevigata*) and huizache (*Acacia farnesiana*) in the Zimapán mining area, México. *Geochem.: Explo., Environ., Anal.* 8, 1-7.
- Armienta, M. A., Resendiz, I., Múgica, V., Cruz, O., y Aguayo, A. (2014). Arsenic mobility in soils impacted by tailings at Zimapán, México, 16, 7898. Recuperado de: <http://doi.org/10.1007/s11368-015-1244-x> . Fecha de consulta: 01 de julio del 2017.
- Atilio, C., Reyes, H. (2008). Guía técnica para el manejo de variedades de frijol. Ministerio de Agricultura Y Ganadería, 24. Recuperado de <http://www.centa.gob.sv/docs/guias/granos basicos/Guia Tecnica Frijol.pdf> Fecha de consulta: 23 de octubre de 2016.
- Banco Mundial. (2013). Minería: Resultados del sector. Recuperado de <http://www.bancomundial.org/es/results/2013/04/14/mining-results-profile> Fecha de consulta: 23 de octubre de 2016.
- Bech, J., Roca, N., Tume, P., Ramos-Miras, J., Gil, C., y Boluda, R. (2016). Screening for new accumulator plants in potential hazards elements polluted soil surrounding Peruvian mine tailings. *Catena*, 136, 66–73. Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.catena.2015.07.009> Fecha de consulta: 23 de marzo de 2017.
- Beltrán, V. M. (2001). Fitoextracción en suelos contaminados con cadmio y zinc usando especies vegetales comestibles. Tesis para obtener el grado de Maestra en Ciencias e Ingeniería Ambientales. UAM-Azcapotzalco. México.
- Blaylock, M. J., Salt, D. E., Dushenkov, S., Zakharova, O., Gussman, C., Kapulnik, Y., Raskin, I. (1997). Enhanced Accumulation of Pb in Indian Mustard by Soil Applied Chelating Agents. *Environmental Science & Technology*, 31(3), 860–865. Recuperado de <http://doi.org/10.1021/es960552a> Fecha de consulta: 23 de octubre de 2016.
- CDCP, Center for Disease Control and Prevention. (2005). Preventing Lead Poisoning in Young Children. (U.S. Department of Health and Human Services, Ed.). Atlanta. Recuperado de

<http://www.cdc.gov/nceh/lead/publications/PrevLeadPoisoning.pdf> Fecha de consulta: 23 de octubre de 2016.

- Chen, F., Wang, S., Mou, S., Azimuddin, I., Zhang, D., Pan, X., Mortuza, M. G. (2015). Physiological responses and accumulation of heavy metals and arsenic of *Medicago sativa* L. growing on acidic copper mine tailings in arid lands. *Journal of Geochemical Exploration*, 157, 27–35. Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.gexplo.2015.05.011> Fecha de consulta: 23 de octubre de 2016.
- CODEX. (1999). Norma General Del Codex Stan 193-1995, Para Los Contaminantes Y Las Toxinas Presentes En Los Alimentos Y Piensos. Codex Stan 193_1995, 1–48.
- Daldoul, G., Souissi, R., Souissi, F., Jemmali, N., y Chakroun, H. K. (2015). Assessment and mobility of heavy metals in carbonated soils contaminated by old mine tailings in North Tunisia. *Journal of African Earth Sciences*, 110, 150–159. Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2015.06.004> Fecha de consulta: 23 de octubre de 2016.
- DGIEA, Dirección General de Investigación y Extensión Agrícola. (1991). Frijol. *Phaseolus vulgaris* L. In Aspectos Tecnicos sobre Cuarenta y Cinco Cultivos Agrícolas de Costa Rica (p. 9). San José, Costa Rica. Recuperado de http://www.mag.go.cr/biblioteca_virtual_ciencia/tec_frijol.pdf Fecha de consulta: 15 de febrero de 2017.
- EPA. Enviromental Protection Agency (Agencia de Protección Ambiental) (1986). Enviromental Protection Agency. Test Methods. SW-846 7000 Series Methods, US: s.n.
- EPA. Enviromental Protection Agency (Agencia de Protección Ambiental) (1996). Pb, As (Atomic Absorption, Direct Aspiration). Methods: 7420, 7061 respectively.
- Essington M.E., 2004, Soil and Water Chemistry: an integrative approach, CRC Press, Boca Raton, USA.
- FAO-PRODAR (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura-Programa de Desarrollo de la Agroindustria Rural de América Latina y el Caribe). (2014). Manual. Fichas técnicas: Productos frescos de verduras. Organización de Las Naciones Unidas Para La Alimentación Y La Agricultura, 80. Recuperado de <http://www.fao.org/3/a-au174s.pdf> Fecha de consulta: 23 de diciembre de 2016.
- Garza, L. J. M. (1985). Las hortalizas cultivadas en México: Su importancia. Departamento de Fitotecnia, Universidad Autónoma de Chapingo.
- Gobierno municipal de Zimapán. (2016a). Extensión territorial. Recuperado de http://www.zimapan.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=17&Itemid=123 Fecha de consulta: 23 de octubre de 2016.
- Gobierno municipal de Zimapán. (2016b). Localización Geográfica de Zimapán. Recuperado de

http://www.zimapan.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=16&Itemid=122 Fecha de consulta: 23 de octubre de 2016.

- González, C. J. (2016). Crecimiento de la especie vegetal (*Phaseolus vulgaris*) en suelos contaminados con jales mineros. Proyecto de Integración En Ingeniería Ambiental, UAM-Azcapotzalco, 54.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2015). Producto interno bruto a precios corrientes, cifras durante el cuarto trimestre de 2014. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México. Indicadores económicos de coyuntura, publicado el 20 de febrero de 2015.
- Juárez, M., Sánchez, J., y Sánchez, A. (2006). Química del suelo y medio ambiente (Universidad). San Vicente: Universidad de Alicante.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H., (2001). Trace Elements in Soils and Plants, 3rd ed. Springer-Verlag, Berlin ISBN 0-8493-1575-1.
- Kapusta, P., y Sobczyk, Ł. (2015). Effects of heavy metal pollution from mining and smelting on enchytraeid communities under different land management and soil conditions. Science of The Total Environment, 536, 517–526. Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.086> Fecha de consulta: 15 de febrero de 2017.
- Loh, M. M., Sugeng, A., Lothrop, N., Klimecki, W., Cox, M., Wilkinson, S. T., Beamer, P. I. (2016). Multimedia exposures to arsenic and lead for children near an inactive mine tailings and smelter site. Environmental Research, 146, 331–339. Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.envres.2015.12.011> Fecha de consulta: 15 de febrero de 2017.
- Manahan, S. E., Environmental Chemistry, 6ª Edición, Lewis Publisher. USA. 1994
- Martínez, S., Beltrán V., M., Armienta H., M. A., Labastida N., I., Velasco P., M., y Cenicerós B., N. E. (2016). Assimilation of lead by corn cultivated on soil contaminated with mine tailings, 59º Congreso Internacional del Agua, Saneamiento, Ambiente y Energías Renovables y XXXV Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de AIDIS, Cartagena, Colombia, 1–6.
- Méndez, P., Ramírez, G., César, A., Gutiérrez, R., Alma, D., y García, P. (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. Tropical and Subtropical Agroecosystems, 10, 29–44.
- National Research Council. (1980). Mineral tolerance of domestic animals. Washington, D.C.: National Academy of Sciences. Recuperado de https://books.google.com.mx/books?hl=es&lr=&id=gi4rAAAAYAAJ&oi=fnd&pg=PA1&dq=mineral+tolerance+of+domestic+animals&ots=t_192O6Z6I&sig=nfJfdek4cDmY6MOIXTYv3fATUjs#v=onepage&q&f=false Fecha de consulta: 23 de enero de 2017.
- Notario-Medellín, C. M., y Sosa-Morales, M. E. (2012). El jitomate (*Solanum lycopersicum*): aporte nutrimental, enfermedades postcosecha y tecnologías para su almacenamiento en fresco. Puebla: Departamento de Ingeniería Química,

Alimentos y Ambiental, Fundación Universidad de las Américas Puebla. Recuperado de [http://www.udlap.mx/wp/tsia/files/No6-Vol-1/TSIA-6\(1\)-Notario-Medellin-et-al-2012.pdf](http://www.udlap.mx/wp/tsia/files/No6-Vol-1/TSIA-6(1)-Notario-Medellin-et-al-2012.pdf) Fecha de consulta: 23 de diciembre de 2016.

- OECD (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos). (2006). OECD Test Guideline 208: Terrestrial Plant Test - Seedling Emergence and Seedling Growth Test. Guidelines for the Testing of Chemicals, Terrestrial Plant Test Seedling Emergence and Seedling Growth Test, 227(September), 1–21. Recuperado de <http://doi.org/10.1787/9789264070066-en> Fecha de consulta: 23 de marzo de 2017.
- OMS (Organización Mundial de la Salud). (2016a). Arsénico. Recuperado de <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs372/es/> Fecha de consulta: 23 de octubre de 2016.
- OMS. (2016b). Intoxicación por plomo y salud. Recuperado de <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs379/es/> Fecha de consulta: 23 de octubre de 2016.
- Pérez, G. M., Márquez, S. F., y Peña, L. A. (1997). Mejoramiento genético de hortalizas. Universidad Autónoma de Chapingo, 380.
- Ramos, J. L. y Hernández J. A. (2014). Proyecto de Integración en Ingeniería Ambiental Asimilación de arsénico y metales pesados en maíz cultivado en suelos cercanos a jales. Recursos electrónicos, UAM Azcapotzalco. Recuperado 26 de febrero de 2016.
- Romero, F. M., Armienta, M. A., Gutiérrez M. E., y Villaseñor, G. (2008). Factores geológicos y climáticos que determinan la peligrosidad y el impacto ambiental de Jales Mineros. Revista internacional de contaminación ambiental, 24(2), 43-54. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992008000200001&lng=es&tlng=es Fecha de consulta: 29 de febrero de 2016.
- Ruíz, E. y Armienta, A., (2012). Acumulación de arsénico y metales pesados en maíz en suelos cercanos a jales mineros. Rev. Int. Cont. Amb., 2(28), pp. 103-117. Sandalio, L., Dalurzo, H., Gomez, M. y Romero-Puertas, M., 2001. Cadmium-induced changes in the growth and oxidative metabolism of pea plants. Journal of Experimental Botany, Issue 52, pp. 2115-2126.
- Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural (2000). NOM-EM-034-FITO-2000, requisitos y especificaciones para la aplicación y certificación de buenas prácticas agrícolas en los procesos de producción de frutas y hortalizas frescas. Diario Oficial de La Federación, 1–17. Recuperado de <http://legismex.mty.itesm.mx/normas/fito/fito034em.pdf> Fecha de consulta: 23 de marzo de 2017.

- Secretaría de Economía. (2016a). Minería. México en el mundo. Recuperado de <http://www.gob.mx/se/acciones-y-programas/mineria?idiom=es> Fecha de consulta: 23 de febrero de 2017.
- Secretaría de Economía. (2016b). Sector Minero. Recuperado de: <http://www.promexico.gob.mx/documentos/sectores/mineria.pdf> Fecha de consulta: 23 de febrero de 2017
- SEMARNAT. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000 Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. Diario Oficial de La Federación, 85.
- SEMARNAT. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2004). NOM-141-SEMARNAT-2003 Que establece el procedimiento para caracterizar los jales, así como las especificaciones y criterios para la caracterización y preparación del sitio, proyecto, construcción, operación y postoperación de presas de jales. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. Diario Oficial de la Federación, publicada el 9 de agosto de 2004.
- SEMARNAT. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2004). NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 Que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. Diario Oficial de la Federación, publicada el 26 de abril de 2006.
- Struckhoff, M. A., Stroh, E. D., y Grabner, K. W. (2013). Effects of mining-associated lead and zinc soil contamination on native floristic quality. *Journal of Environmental Management*, 119, 20–28. Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.021> Fecha de consulta: 16 de mayo de 2017.
- Thompson, L. M., y Troeh, F. R. (1988). Los suelos y su fertilidad (4th ed.). Barcelona: Reverte, S.A.
- Trejo, J. (2007). Trabajo monográfico del municipio de Zimapán Hidalgo. Tesis de Licenciatura en Trabajo Social, 118. Recuperado de http://www.uaeh.edu.mx/docencia/Tesis/icshu/licenciatura/documentos/Trabajo_monografico_del_municipio.pdf Fecha de consulta: 16 de agosto de 2016.
- Ulloa, J. A., Petra, M. C., Ulloa, R., Carmen, J., Ramírez, R., Blanca, I. B. Q., y Ulloa, E. (2011). El frijol (*Phaseolus vulgaris*): su importancia nutricional y como fuente de fitoquímicos. *Revista Fuente*, 3(8), 5–9. Recuerado de <http://fuente.uan.edu.mx/publicaciones/03-08/1.pdf> Fecha de consulta: 23 de marzo de 2017.

- Vamerali, T., Bandiera, M., y Mosca, G. (2010). Field crops for phytoremediation of metal-contaminated land. A review. *Environmental Chemistry Letters*, 8(1), 1–17. Recuperado de <http://doi.org/10.1007/s10311-009-0268-0> Fecha de consulta: 16 de mayo de 2017.
- Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q., y Ma, L. Q. (2006). Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of the Total Environment*, 368(2–3), 456–464. Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.01.016> Fecha de consulta: 22 de marzo de 2017.

8 Anexos

Anexo 1: Masas de las muestras

Tabla 8.1 Masas muestras frijol

Nombre muestra	Peso muestra [g]
SIF1	1.0005
SIF2	1.0004
SIF1	0.824
SIF2	0.5671
STZF1	1.0003
STZF2	1.0004
STZF1	0.6369
STZF2	0.6506
SC-F1	0.6382
SC-F2	0.9292
SC-F1	0.3029
SC-F2	0.3627
SC+F1	0.7326
SC+F2	0.4386
SC+F1	0.2952
SC+F2	0.1768

Tabla 8.3 Masas muestras lechuga

Nombre muestra	Peso muestra [g]
SIL1	0.016
SIL2	0.0158
SIL1	0.0275
SIL2	0.0358
STZL1	0.0404
STZL2	0.0323
STZL1	0.0132
STZL2	0.03
SC-L1	0.0295
SC-L2	0.0182
SC-L1	0.0116
SC-L2	0.0112
SC+L1	0.0388
SC+L2	0.0467
SC+L1	0.0296
SC+L2	0.0126

Tabla 8.2 Masas muestras jitomate

Nombre muestra	Peso muestra [g]
SIJ1	0.1175
SIJ2	0.0338
SIJ1	0.0208
SIJ2	0.031
STZJ1	0.124
STZJ2	0.0842
STZJ1	0.0367
STZJ2	0.0398
SC-J1	0.1009
SC-J2	0.1203
SC-J1	0.0289
SC-J2	0.0318
SC+J1	0.247
SC+J2	0.2004
SC+J1	0.0736
SC+J2	0.1015

Tabla 8.4 Masas muestras rábano

Nombre muestra	Peso muestra [g]
SIR1	0.1215
SIR2	0.116
SIR1	0.036
SIR2	0.0723
STZR1	0.2505
STZR2	0.2286
STZR1	0.0323
STZR2	0.0611
SC-R1	0.2597
SC-R2	0.1964
SC-R1	0.0522
SC-R2	0.0241
SC+R1	0.2747
SC+R2	0.2827
SC+R1	0.0486
SC+R2	0.0409

Anexo 2: Tablas de concentraciones

Frijol

Tabla 8.5 Concentraciones de plomo en muestras de frijol y desviaciones estándar

Plomo (Pb)				
	Prom. mg/kg raíz	Prom. mg/kg aéreo	Desv. Est. raíz	Desv. Est. aéreo
Suelo Invernadero	1.05	0.85	0.36	0.14
Suelo Testigo Zimapán	8.24	1.27	0.78	0.42
Suelo Menos Contaminado	39.36	2.31	3.02	1.10
Suelo Más Contaminado	25.71	8.40	0.17	6.91

Tabla 8.6 Concentraciones de arsénico en muestras de frijol y desviaciones estándar

Arsénico (As)				
	Prom. mg/kg raíz	Prom. mg/kg aéreo	Desv. Est. raíz	Desv. Est. aéreo
Suelo Invernadero	0.66	0.38	0.25	0.04
Suelo Testigo Zimapán	1.00	0.62	0.11	0.04
Suelo Menos Contaminado	75.37	6.79	2.00	4.04
Suelo Más Contaminado	35.76	1.36	0	0.63

Jitomate

Tabla 8.7 Concentraciones de plomo en muestras de jitomate y desviaciones estándar

Plomo (Pb)				
	Prom. mg/kg raíz	Prom. mg/kg aéreo	Desv. Est. raíz	Desv. Est. aéreo
Suelo Invernadero	6.93	2.02	0.57	0.70
Suelo Testigo Zimapán	50.04	8.73	10.07	9.92
Suelo Menos Contaminado	128.13	10.29	13.32	3.67
Suelo Más Contaminado	183.60	11.48	1.19	4.93

Tabla 8.8 Concentraciones de arsénico en muestras de jitomate y desviaciones estándar

Arsénico (As)				
	Prom. mg/kg raíz	Prom. mg/kg aéreo	Desv. Est. raíz	Desv. Est. aéreo
Suelo Invernadero	13.32	6.79	8.56	4.73
Suelo Testigo Zimapán	39.48	2.41	12.75	2.07
Suelo Menos Contaminado	452.61	16.85	0	14.26
Suelo Más Contaminado	563.64	1.76	184.77	0.18

Lechuga

Tabla 8.9 Concentraciones de plomo en muestras de lechuga y desviaciones estándar

Plomo (Pb)				
	Prom. mg/kg raíz	Prom. mg/kg aéreo	Desv. Est. raíz	Desv. Est. aéreo
Suelo Invernadero	5.04	4.17	0.21	1.48
Suelo Testigo Zimapán	21.29	5.54	10.07	3.11
Suelo Menos Contaminado	230.83	12.64	134.43	3.49
Suelo Más Contaminado	183.40	12.06	88.57	1.16

Tabla 8.10 Concentraciones de arsénico en muestras de lechuga y desviaciones estándar

Arsénico (As)				
	Prom. mg/kg raíz	Prom. mg/kg aéreo	Desv. Est. raíz	Desv. Est. aéreo
Suelo Invernadero	16.38	30.96	0	3.98
Suelo Testigo Zimapán	9.96	6.80	4.16	2.70
Suelo Menos Contaminado	223.58	88.46	99.10	41.68
Suelo Más Contaminado	123.06	65.12	58.14	15.46

Rábano

Tabla 8.11 Concentraciones de plomo en muestras de rábano y desviaciones estándar

Plomo (Pb)				
	Prom. mg/kg raíz	Prom. mg/kg aéreo	Desv. Est. raíz	Desv. Est. aéreo
Suelo Invernadero	3.98	0.96	0.72	0.24
Suelo Testigo Zimapán	22.66	3.51	0.80	2.77
Suelo Menos Contaminado	162.84	8.90	44.04	0.20
Suelo Más Contaminado	145.55	9.80	37.07	2.23

Tabla 8.12 Concentraciones de arsénico en muestras de rábano y desviaciones estándar

Arsénico (As)				
	Prom. mg/kg raíz	Prom. mg/kg aéreo	Desv. Est. raíz	Desv. Est. aéreo
Suelo Invernadero	44.30	9.37	14.62	0.20
Suelo Testigo Zimapán	34.26	5.40	23.68	5.22
Suelo Menos Contaminado	764.45	9.24	79.12	0.47
Suelo Más Contaminado	620.15	12.56	451.96	5.16