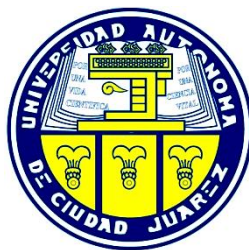


UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CIUDAD JUÁREZ
INSTITUTO DE CIENCIAS BIOMÉDICAS
DEPARTAMENTO DE CIENCIAS QUÍMICO-BIOLÓGICAS



**“RIESGO ECOLÓGICO DE PLOMO EN DEPOSICIONES
ATMOSFÉRICAS EN SUELO URBANO PROVENIENTES DE LAS
LADRILLERAS DE CIUDAD JUÁREZ”**

TESIS

Que para obtener el grado de

MAESTRÍA EN CIENCIAS

QUÍMICO BIOLÓGICAS

Presenta

ELIANY NICADO LEAL

Cd. Juárez, Chih., México

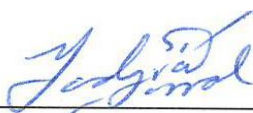
Junio de 2023

APROBACIÓN DE LA TESIS

Riesgo ecológico de plomo en deposiciones atmosféricas en suelo urbano provenientes de las emisiones de ladrilleras de Ciudad Juárez, reporte de investigación preparado por Eliany Nicado Leal como requisito parcial para obtener el grado de

MAESTRÍA EN CIENCIAS QUÍMICO-BIOLÓGICAS

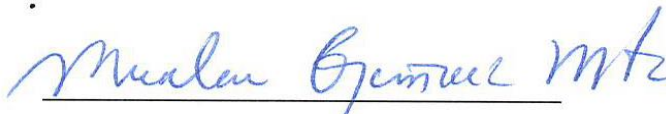
ha sido aprobado y aceptado por:



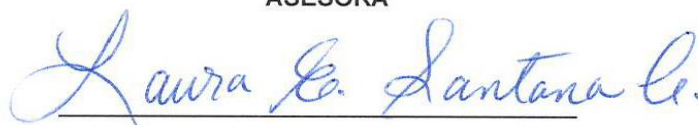
Dra. Alba Yadira Corral Avitia
DIRECTORA DE TESIS



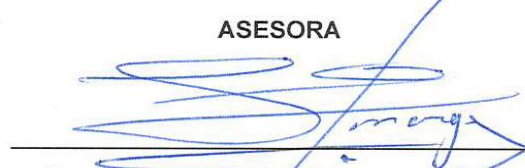
Dr. Jonatan Torres Pérez
ASESOR



Dra. Miroslava Quiñones Martínez
ASESORA



M. en C. Laura Elena Santa Contreras
ASESORA



Dr. Juan Pedro Flores Margez
ASESOR

DECLARACIÓN INSTITUCIONAL

RIESGO ECOLÓGICO DE PLOMO EN DEPOSICIONES ATMOSFÉRICAS EN SUELO URBANO PROVENIENTES DE LAS LADRILLERAS DE CIUDAD JUÁREZ

Se permite el uso académico de información contenida en esta tesis, siempre y cuando se otorgue el crédito correspondiente al autor. Para la reproducción parcial o total de este documento con fines académicos, se deberá contar con la autorización escrita de las autoridades que avalan esta tesis.

Dr. Jonatan Torres Pérez

COORDINADOR DE MAESTRÍA EN CIENCIAS QUÍMICO BIOLÓGICAS

Dr. José Alberto López Díaz

JEFE DEL DEPARTAMENTO DE CIENCIAS QUÍMICO BIOLÓGICAS

C.D. Salvador David Nava Martínez

DIRECTOR DEL INSTITUTO DE CIENCIAS BIOMÉDICAS

DEDICATORIA

Dedico este proyecto de tesis a Dios y a mis padres.

A Dios porque siempre me acompaña guiándome en cada paso que doy, a mis padres porque son mi apoyo fundamental y mi ejemplo para seguir.

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, agradezco a Dios por permitirme crecer profesionalmente en una institución tan prestigiosa como lo es la Universidad Autónoma de Ciudad Juárez.

Gracias a mi directora de tesis la Dra. Alba Yadira Corral Avitia por guiarme en mi proyecto de tesis encaminado a la solución de problemas ambientales de Ciudad Juárez.

Desde el fondo de mi corazón quiero agradecer a la Dra. Miroslava Quiñones por su entrega y el tiempo dedicado en mi proceso de aceptación y formación, gracias por confiar en mí.

A los profesores de la UACJ, gracias por su valioso tiempo enseñándonos sin medida durante las clases de maestría, como olvidar las clases de seminario de investigación con el Dr. José Alberto López a quien agradezco profundamente por enseñarme metodología de investigación. A la Maestra Laura Elena Santana por ayudarme en los experimentos de Laboratorio.

Agradezco a las entidades de financiamiento (CONACYT) por el apoyo durante mi formación académica y por el desarrollo de mi proyecto de investigación. Gracias a mis compañeros de maestría y a todas las personas de Ciudad Juárez por acogerme con tanto amor y cariño a pesar de ser extranjera, realmente muchas gracias.

A mi esposo por tenerme tanta paciencia, mis padres, familiares y amigos que siempre me han apoyado y alegrado cada día de mi vida GRACIAS, este mérito también es de ustedes, los quiero mucho.

RESUMEN

“RIESGO ECOLÓGICO DE PLOMO EN DEPOSICIONES ATMOSFÉRICAS EN SUELO URBANO PROVENIENTES DE LAS LADRILLERAS DE CIUDAD JUÁREZ”

Elaborado por: “Eliany Nicado Leal”

Las ladrilleras artesanales son microindustrias creadas con el fin de elaborar ladrillos artesanales que durante los procesos de quema de biomasa y combustión incompleta emiten metales pesados como el plomo a la atmósfera. Estas ladrilleras constituyen un potencial riesgo ecológico y toxicológico tanto para el ser humano como para las comunidades bióticas que las rodean. La presente investigación evaluó el contenido de Pb y el riesgo ecológico en muestras de suelo urbano en las zonas aledañas a dos sectores ladrilleros de Ciudad Juárez. La recolecta de muestras se realizó en dos zonas ladrilleras, una constituida por hornos ecológicos (Estrella del Poniente) y otra por hornos tradicionales (Satélite). Las características de tipo de suelo, humedad, topografía, condiciones climáticas fueron evaluadas. Se observaron niveles de Pb de 0.30 a 13.3 mg/kg en la zona de Estrella del Poniente y de 4.78 a 120 mg/kg en la zona de Satélite. El tipo de suelo predominante en las zonas muestreadas fue el arcilloso. El Riesgo ecológico obtenido en una de las zonas de Satélite específicamente en los puntos 6 y 22 fue elevado constituyendo un factor que debe ser atendido inmediatamente mediante programas de reducción de emisiones de PM a la atmósfera, lo cual derivará en una mejor calidad del aire en la frontera México-Estados Unidos.

CONTENIDO

ÍNDICE DE CUADROS	X
ÍNDICE DE FIGURAS	XI
ABREVIATURAS	XIII
INTRODUCCIÓN	1
ANTECEDENTES	2
LADRILLERAS.....	2
<i>Hornos tradicionales</i>	3
<i>Hornos ecológicos MK2</i>	3
EMISIONES DE LAS LADRILLERAS DE CIUDAD JUÁREZ	4
EFECTO DE LAS EMISIONES DE LAS LADRILLERAS EN LA POBLACIÓN	5
MATERIAL PARTICULADO ATMOSFÉRICO	6
<i>Clasificación y composición química de PM atmosférico</i>	7
<i>Fuentes de emisiones de material particulado</i>	7
PLOMO.....	8
<i>Niveles de Pb en muestras de suelos</i>	9
<i>Efectos adversos del Pb en suelos y en la salud humana</i>	10
RIESGO ECOLÓGICO DE LAS EMISIONES DE Pb EN MUESTRAS DE SUELO URBANO...	12
HIPÓTESIS	15
OBJETIVOS	16
OBJETIVO GENERAL.....	16
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
MATERIALES Y MÉTODOS	17

ZONA DE ESTUDIO.....	17
NÚMERO DE MUESTRAS	18
VALIDACIÓN ANALÍTICA PARA DETERMINAR Pb EN MUESTRAS DE SUELO.....	18
MUESTREO.....	19
PREPARACIÓN DE MUESTRAS	21
ANÁLISIS GRANULOMÉTRICO	22
DETERMINACIÓN DE LA HUMEDAD DEL SUELO.....	23
DIGESTIÓN DE MUESTRAS	23
DETERMINACIÓN DE Pb EN MUESTRAS DE SUELO POR HORNO DE GRAFITO.....	24
DETERMINACIÓN DEL RIESGO ECOLÓGICO POR EMISIONES DE Pb.....	25
REPRESENTACIÓN CARTOGRÁFICA DE LOS RESULTADOS	26
<i>Representación espacial de la distribución de Pb y riesgo ecológico en</i>	
<i>suelo urbano</i>	26
<i>Representación de la rosa de los vientos correspondientes a los días de los</i>	
<i>muestreos y la topografía de los suelos.....</i>	26
ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....	27
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	29
VALIDACIÓN ANALÍTICA PARA LA DETERMINACIÓN DE Pb EN MUESTRAS DE SUELO	
URBANO	29
<i>Linealidad o intervalo de trabajo</i>	29
<i>Límite de detección y cuantificación</i>	30
<i>Precisión</i>	31
<i>Veracidad.....</i>	32
<i>Incertidumbre de medición.....</i>	33
ANÁLISIS DE LAS MUESTRAS.....	34
<i>Análisis del contenido de humedad</i>	34
<i>Concentración de Pb en muestras de suelo urbano</i>	36
<i>Análisis granulométrico.....</i>	38
<i>Relación entre la concentración de Pb y el tipo de suelo.....</i>	40

FACTOR DE RIESGO ECOLÓGICO POR Pb	42
<i>Análisis de la topografía y condiciones meteorológicas de las zonas de estudio</i>	46
CONCLUSIONES	51
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	53
ANEXO 1	63

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Valores límites para la evaluación de Pb en PM, suelo y sedimentos	9
Cuadro 2. Escala para la evaluación de riesgo ecológico (Chen et al. 2019).	13
Cuadro 3. Resultados de los supuestos a cumplir para el ajuste de un modelo de regresión lineal (Sanagi et al., 2008)	30
Cuadro 4. Resultados de repetibilidad y reproducibilidad.	31
Cuadro 5. Resultados del por ciento de recuperación.	32
Cuadro 6. Valores del por ciento de recuperación reportados en la literatura (Gustavo González y Ángeles Herrador, 2007).	33
Cuadro 7. Concentraciones de Pb en suelos de las zonas sin impacto directo de las emisiones ladrilleras.	36
Cuadro 8. Concentraciones de Pb en suelos de las zonas ladrilleras.	37

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Actividades económicas y sociales que rodean las ladrilleras de a) Estrella del Poniente y b) Satélite.	17
Figura 2. Puntos de muestreo de las zonas ladrilleras a) Estrella del Poniente y b) Satélite.....	20
Figura 3. Sitios de muestreo: a) Chamizal, b) Gómez Morín y Tecnológico.	20
Figura 4. Datos climatológicos del año 2022, tomado del sitio web Tiempo Ciudad Juárez-meteoblue	21
Figura 5. Diagrama de flujo del proceso de digestión *Nota. La alícuota de muestra debe tener un tamaño $\leq 250 \mu\text{m}$	24
Figura 6. Curva de calibración para determinar Pb en suelos urbanos.....	30
Figura 7. Diferencias entre las mediciones de tres concentraciones realizadas por dos analistas diferentes.	32
Figura 8. Diagrama de incertidumbre (Gustavo González y Ángeles Herrador, 2007) adaptado a la medición de Pb en suelos urbanos.	34
Figura 9. Determinación del contenido de humedad a) Zona Estrella del Poniente b) Satélite.....	35
Figura 10. Análisis Granulométrico a) Estrella del Poniente muestreo Primavera – Verano, b) Estrella del Poniente muestreo Otoño – Invierno, c) Satélite muestreo Primavera – Verano, d) Satélite muestreo Otoño – Invierno y e) Zona Chamizal, Gómez Morín y Tecnológico.	39
Figura 11. Distribución de los niveles de Pb en suelo urbano de a) Estrella del Poniente y b) Satélite.....	40
Figura 12. a) valores de concentraciones de Pb de cada textura del suelo, así como b) la media de estas concentraciones para cada textura de la zona Estrella del Poniente. c) valores de concentraciones de Pb de cada textura del suelo, así como d) la media de estas concentraciones para cada textura de la zona Satélite.....	422
Figura 13. Factor de riesgo ecológico a) Estrella del Poniente y b) Satélite. ...	44

Figura 14. Distribución del riesgo ecológico en a) Estrella del Poniente y b) Satélite.....	45
Figura 15. Análisis de la a) homocedasticidad, b) normalidad, c) linealidad e independencia de las concentraciones de Pb en el modelo estudiado.	46
Figura 16. Rosa de los vientos de las zonas a) Estrella del Poniente y b) Satélite.	47
Figura 17. Isopletas de concentración de Pb de a) Estrella del Poniente y b) Satélite.....	48
Figura 18. Mapa de relieve de la zona estudiada en Estrella del Poniente.	49
Figura 19. Mapa de relieve de la zona estudiada en Satélite donde las concentraciones de Pb fueron elevadas.	50

ABREVIATURAS

AERMAP	Procesador de terreno
AERMET	Procesador de datos meteorológicos
AERMOD	Modelación de dispersión atmosférica
ASTM	Sociedad Estadounidense para Pruebas y Materiales
EELA	Eficiencia Energética en Ladrilleras Artesanales
GF-AAS	Espectrometría de Absorción Atómica acoplada a horno de grafito
IMIP	Instituto Municipal de Investigación y Planeación
INEGI	Instituto Nacional de Estadística y Geografía
ISO	Organización Internacional de Normalización
MK	Márquez Kiln
PM	Material Particulado
PM	Material Particulado
QGIS	Sistema de Información Geográfica
TML	Trimetilplomo

INTRODUCCIÓN

Los principales problemas ambientales en Ciudad Juárez están relacionados con la calidad del agua y la contaminación del aire. La contaminación atmosférica se produce principalmente por transporte público, vehículos de tráfico transfronterizo, vialidades sin pavimentar y actividad industrial, dentro de la cual se encuentra la producción de ladrillos artesanales (Corral et al., 2009). Debido a esta problemática ambiental surgieron diferentes iniciativas del lado estadounidense para combatir la contaminación del aire, específicamente la producida por las ladrilleras (Romo-Aguilar et al., 2004). En 2003 se construyeron varios hornos ladrilleros ecológicos con la finalidad de reducir contaminantes, pero la iniciativa no tuvo el éxito esperado y no se reprodujo la novedad tecnológica. A 20 años después se continúa investigando y buscando evidencia sobre las ventajas de aplicar una tecnología alterna. Ciudad Juárez es una ciudad fronteriza que cuenta actualmente con 176 ladrilleras tradicionales y 23 hornos ecológicos MK2 según el censo realizado en el 2019 por la UACJ y la Dirección de Ecología del Municipio de Juárez. La presente investigación evaluó el contenido de Pb depositado en muestras de suelos aledaños a dos sectores ladrilleros que cuentan con números similares de hornos tradicionales y hornos ecológicos MK2. Con las concentraciones obtenidas se estimó el riesgo ecológico de las deposiciones atmosféricas comparando las dos zonas cercanas a las fuentes de emisión. Las mediciones fueron realizadas siguiendo protocolos de validación del método de análisis cuantitativo con la respectiva caracterización de cada una de las muestras.

ANTECEDENTES

Ladrilleras

Las “ladrilleras” son pequeñas microindustrias que elaboran ladrillos artesanales, este proceso está vinculado con diferentes problemas sociales, productivos y ambientales. En el aspecto social estas proveen sustento a miles de familias que en su mayoría vive en condiciones precarias. En cuanto al aspecto productivo las ladrilleras representan un buen negocio, al ser el ladrillo el material de construcción con más demanda a nivel nacional. Sin embargo, la falta de organización empresarial y preparación de las personas involucradas en el proceso no permite obtener altas ganancias o una buena distribución de estas entre todos. Finalmente, en el aspecto ambiental el proceso implica afectaciones en el suelo y contaminación atmosférica. En el suelo erosiona los terrenos de donde se extrae la materia prima para la elaboración del ladrillo y crea problemas en los lugares donde se lleva a cabo la actividad. La contaminación atmosférica se acentúa debido a que el proceso involucra la combustión incompleta de diversos materiales. Según el diagnóstico internacional del Programa Eficiencia Energética en Ladrilleras Artesanales (EELA) de América Latina, existen alrededor de 45 mil productores ladrilleros ubicados en 9 países (Martínez et al., 2019), que constantemente emiten material particulado (PM) a la atmósfera, producto del proceso de cocción, realizada en los hornos artesanales rudimentarios con tecnologías empíricas (Rodrigues et al., 2012). En América latina (Colombia, Brasil, México, Ecuador, Argentina, Perú y Bolivia), las ladrilleras aportan el 8% de emisiones globales de gases de efecto invernadero, representado 6 millones de toneladas de estos gases, según resultados del estudio realizado por la Red de Información de Productores de Ladrillos (Berumen-Rodríguez et al., 2021; Martínez et al., 2019). Por esta razón constituyen el punto de análisis de esta investigación. Existen diversos tipos de hornos (Valdes et al., 2020), pero para fines de esta investigación, se describirán solamente el horno tradicional y horno ecológico MK2 que son los utilizados en Ciudad Juárez.

Hornos tradicionales

El horno tradicional para la manufactura de ladrillo es una estructura por lo general cuadrada construida de adobe (mezcla de tierra con aserrín). El horno es abierto de paredes fijas y cuenta con una cámara de combustión a desnivel donde se colocan arcos de ladrillo para sostener la carga de ladrillos crudos. El tamaño de estos hornos varía de 3 a 10 m de base por 3 m de altura. Al estar abiertos la cantidad de contaminantes liberados a la atmósfera es muy alta y descontrolada. Propician situaciones peligrosas para los trabajadores al momento de su operación ya que estos deben caminar sobre los ladrillos calientes para ir cerrando y conduciendo el fuego dentro del horno. Y los tiempos de cocción son muy extensos (20 a 36 h) por la pérdida constante de energía durante la quema. Otro tipo de horno son los camperos los cuales son hornos movibles, es decir se construyen según las necesidades, no se realiza excavación ya que con los mismos ladrillos que se van a cocer se forma el horno. Una vez acomodados los ladrillos estos se revisten con una pared de adobe y después de secarse a temperatura ambiente se inicia la quema. Las características son similares a los hornos tradicionales.

Hornos ecológicos MK2

El horno ecológico MK2 (Márquez Kiln) fue diseñado por el Dr. Robert Márquez con el fin de reducir las emisiones provocadas por las ladrilleras artesanales en Ciudad Juárez. El sistema consta de dos hornos cilíndricos con cúpulas que conectados entre sí por canales subterráneos permiten guiar las emisiones de un horno a otro con la finalidad de recircularlos y promover menor contaminación y optimización de la energía y combustible (Valdes et al., 2020; Lujan y Guzmán, 2015). Ofrece las ventajas de un menor tiempo de cocción (8 a 10 h), ahorro en combustible (50%), y seguridad para los trabajadores. En el año 2000 se instalaron 23 unidades de hornos ecológicos MK2 en distintas zonas ladrilleras y desde entonces se iniciaron estudios sobre la eficiencia y aceptación de este tipo de hornos (Bruce et al., 2007). Sin embargo, a pesar de sus características benévolas

para los trabajadores y benéficas para el medio ambiente, la aceptación de estos por el sector de ladrilleros no ha despuntado (Romo-Aguilar et al., 2004). Por tal motivo, los estudios que se realicen para probar los beneficios de estos son importantes para motivar su desarrollo en el sector ladrillero (Bahena-Martínez et al., 2019; Lujan y Guzmán, 2015; Bruce et al., 2007).

Emisiones de las ladrilleras de Ciudad Juárez

La fabricación de ladrillos requiere el empleo de cuatro materiales principales: arena, arcilla, agua y combustible, tres de estos son de fácil acceso para los trabajadores, sin embargo, el mayor problema para los ladrilleros es la obtención de combustible (Corral et al., 2009). La temperatura óptima para la fabricación de ladrillos es aproximadamente 600 °C, para este propósito, los ladrilleros utilizan combustibles económicos tales como la madera de desecho, aserrín, paletas de embarque y algunas veces producto de papel, macopan, triplay, durmientes, llantas de automóviles, aceite usado de motor, diesel, keroseno y gas natural. Debido a la alta contaminación generada por el empleo de estos combustibles el gobierno mexicano aplicó medidas estrictas restringiendo su uso, implementando el manejo del gas natural como combustible. Poco después de esta medida el precio del gas aumentó y los ladrilleros volvieron al uso de combustibles económicos iniciando nuevamente un ciclo de contaminación del aire (Martínez et al., 2019; Corral et al., 2009). Otro factor que influye en la producción de ladrillos y a su vez en las emisiones de PM generadas durante el proceso cocción es el tipo de horno. Los hornos tradicionales emiten mayor cantidad de gases nocivos en comparación con los hornos ecológicos, ya que las técnicas empleadas para la fabricación de ladrillos son diferentes en ambos casos (Khan et al., 2019). Una de las cuestiones a analizar es la contaminación de suelos producto de las deposiciones atmosféricas de PM en suelo urbano debido a que estas en su composición química contienen elementos químicos tóxicos y nocivos para la salud humana, como es el caso del Pb.

Efecto de las emisiones de las ladrilleras en la población

El problema con las ladrilleras se acentúa ya que se encuentran generalmente dentro o alrededor de zonas urbanas (Corral Avitia & de la Mora Covarrubias, 2012) impactando a la población. La población más susceptible a tener efectos en la salud son las mujeres, niños, adultos mayores y personas con enfermedades crónicas, además de los trabajadores de la misma microindustria (Berumen-Rodríguez et al., 2021). La vía fundamental de exposición de contaminantes es el aire, luego estos son depositados en el suelo, sedimentos y cuerpos de agua (Berumen-Rodríguez et al., 2021). La exposición continua a partículas de la industria ladrillera implica afecciones en el sistema respiratorio y potencialmente causan alteraciones en el ADN. En las células del tipo somáticas puede incrementar el crecimiento de ciertos tumores y producir alteraciones genéticas (Omar et al., 2022). Los hornos artesanales según estudios realizados por Galvis y colaboradores en el 2022 reportaron que son fuentes de emisiones fijas, no reguladas que operan clandestinamente y con elevada emisión de contaminantes a la atmósfera. Este estudio menciona que el material particulado es el contaminante que presentó mayor concentración en los hornos tradicionales en comparación con otros hornos (Galvis et al., 2022). En otro estudio realizado en el 2017 en Guanajuato México indicaron que las emisiones de PM superaban los límites establecidos de $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para $\text{PM}_{2.5}$ y $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para PM_{10} por la NOM-025-SSA1-2014 para la concentración de partículas suspendidas en el aire (NOM-025-SSA1-2014, 2014) para un tiempo de 24 h (González-Pérez y Zamorategui-Molina, 2017).

Con el aumento de la población en México se ha incrementado la confección de ladrillos artesanales debido a la alta demanda de viviendas. A pesar del tiempo transcurrido desde el inicio de esta actividad, no se han modernizado los procesos de operación en las ladrilleras y, consecuentemente, continúa contaminando con sus emisiones de PM a la atmósfera sin una regulación apropiada por parte de las autoridades (Berumen-Rodríguez et al., 2020, Romo-Aguilar et al., 2004).

Actualmente Ciudad Juárez sigue siendo el mayor asentamiento poblacional en la frontera del norte de México, donde la elaboración de ladrillo es un producto que se ha incrementado desde los años sesenta del pasado siglo (Romo-Aguilar et al., 2004).

Material particulado atmosférico

El PM atmosférico está compuesto principalmente por mezclas de partículas sólidas y gotas líquidas que se encuentran en el aire (US-EPA, 2020). Estos niveles de partículas pueden denotarse en términos de concentración de masa o número de partículas por unidad de volumen de aire y se expresan en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y N/cm^3 , respectivamente (Alonso-Hernández et al., 2016; Alonso-Hernández et al., 2014). El PM es un componente común de la atmósfera terrestre, de origen natural o antropogénico, y considerado en ambos casos como un contaminante atmosférico. A escala global, estas partículas provienen de fuentes naturales como el aerosol marino o las partículas procedentes de la actividad volcánica (Alonso-Hernández et al., 2014; Smithson, 2002). Algunas de las principales fuentes antropogénicas son las emisiones procedentes de las industrias, el tráfico de carretera y la quema de biomasa. En la actualidad la contaminación atmosférica debida a la liberación de PM de estas fuentes antropogénicas y naturales es uno de los principales problemas de preocupación mundial, ya que estas pueden ser depositadas y transferidas a distintas matrices ambientales como es el suelo y agua.

La exposición a altos niveles de PM tiene implicaciones negativas en la salud humana y en los ecosistemas donde son depositados (Osseiran y Chriscaden, 2016). Debido a esta problemática es necesario realizar estudios exhaustivos sobre la composición química del PM y deposiciones atmosféricas para evaluar la calidad del aire y suelo, con el objetivo de desarrollar estrategias eficaces para su gestión ambiental.

Clasificación y composición química de PM atmosférico

El PM se clasifica según el diámetro aerodinámico, estas son: materia particulada gruesa (PM₁₀) y materia particulada fina (PM_{2.5}) (Esworthy, 2014). Dentro de su composición química se destaca la presencia de partículas abióticas y bióticas (Romano et al., 2020) por ejemplo nitratos, sulfatos, carbono elemental y orgánico, compuestos orgánicos como los hidrocarburos aromáticos policíclicos; compuestos biológicos (endotoxina, fragmentos celulares), y metales como fierro, cobre, níquel, zinc, vanadio, plomo, cadmio, sodio, cromo (MINAM, 2014; Tao et al., 2013). El PM que contiene metales pesados penetra en la capa superior del suelo y en las aguas superficiales a través de la deposición atmosférica, formando parte de los ciclos ecológicos locales y de las cadenas alimenticias (Guo et al., 2017; Lee et al., 2013). La constitución química está estrechamente relacionada con las fuentes de emisión, entre las que se encuentran principalmente las emisiones antropogénicas procedentes de la combustión de vehículos, industrias y combustibles.

Fuentes de emisiones de material particulado

El concepto de “fuente de PM” se define como el origen de emisión directa a la atmósfera de partículas en suspensión de manera antropogénica o natural (Atkinson et al., 2010). Dentro de las fuentes de PM naturales se destacan los volcanes, las tormentas de polvo, los incendios forestales, la vegetación viva y el aerosol marino (Kim et al., 2015). Sin embargo, las fuentes antropogénicas son muy variables e incluyen la combustión de sólidos (carbón, lignito, petróleo pesado y biomasa), las actividades industriales y agrícolas, la erosión del pavimento por el tráfico rodado y la abrasión de frenos y neumáticos (Srimuruganandam y Shiva Nagendra, 2012). En condiciones industriales, la emisión de los compuestos que forman el PM está regulados por la estequiometría y el control adecuado de la humedad del combustible, lo que no sucede durante la combustión doméstica (Szramowiat-Sala et al., 2019). Según estudios realizados, la tecnología utilizada

durante la combustión doméstica de biomasa influye en las emisiones de PM. La mayoría de los trabajadores utilizan recursos más económicos y accesibles, sin tener en cuenta que estos contaminan en mayor medida el medio ambiente (Szramowiat-Sala et al., 2019). Dentro de este sector se encuentran las ladrilleras tradicionales que a pesar de ser una fuente de PM doméstica es considerada como un origen con elevadas emisiones de contaminantes. Debido al poco control en cuanto a los materiales utilizados para cocer el ladrillo, es altamente probable que existan cantidades notables de plomo en las partículas.

Plomo

Los metales pesados en el medio ambiente fueron definidos por Kumar et al., en el 2020 como elementos cuya densidad es superior a 5 g/cm^3 . También concluyeron que este término se emplea para metales y semimetales o metaloides como nombre de grupo que se asocian con la contaminación y la ecotoxicidad. Estos metales pesados se encuentran entre los elementos del cobre con número atómico de 63.55 y el mercurio con número atómico 200.59 (Jickells & Baker, 2015). Los más tóxicos son el mercurio, arsénico, cadmio y plomo. Sin embargo, esta investigación se concentrará solamente en el análisis del Pb debido a limitaciones instrumentales en el laboratorio. El Pb es un elemento químico que se encuentra en bajas concentraciones en la corteza terrestre (Learn about Lead | US EPA). Su número atómico es 82 y presenta una densidad relativa 11.4 a 16 g/cm^3 . Su temperatura de fusión y ebullición es de 327.4 y 1 725 °C respectivamente. Presenta principalmente dos estados de oxidación positivos 2+ y 4+. Es resistente al ataque de ácidos con excepción del ácido nítrico en el que se disuelve con lentitud. Debido a su persistencia, bioacumulación y falta de función fisiológica en el organismo humano, es un elemento con una elevada toxicidad, el cual puede ser perjudicial tanto para el ser humano como para el medio ambiente (Learn about Lead | US EPA).

El Pb se encuentra distribuido en todas las matrices del medio ambiente, incluso dentro de las casas habitación. Generalmente el ser humano está expuesto al Pb

proveniente de fuentes antropogénicas, ese que se encuentra en emisiones, pinturas, combustibles, tuberías, quema de biomasa, instalaciones industriales entre otros. Cuando el Pb es emitido a la atmósfera puede recorrer largas distancias antes de ser depositado en el suelo en el cual se adsorbe a las partículas pasando a las aguas subterráneas (Słota et al., 2022).

Niveles de Pb en muestras de suelos

Las normativas que regulan el contenido de Pb en suelo no se encuentran actualizadas, a pesar de esto se emplean distintos umbrales o niveles óptimos de estas sustancias en el suelo, agua o material biológico, ya que mediante la deposición atmosférica pueden ser incorporadas en una nueva matriz ambiental. A continuación, se muestran algunos valores establecidos en la literatura para evaluar el nivel de Pb en suelos. Los rangos representados en el Cuadro 1 muestran valores referentes por encima de los cuales producen efectos adversos sobre una comunidad biótica, dañando el flujo de energía de esta e interfiriendo en el ciclo de cadena trófica.

Cuadro 1. Valores límites para la evaluación de Pb en PM, suelo y sedimentos

Criterios para la evaluación	Matriz	Niveles de Pb (mg/kg)
(Rudnick y Gao, 2013)	Suelo	17
(NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, 2004)	Suelos agrícolas	400
	Suelos industriales	800
(Environment Canada and Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2007)	Sedimentos de agua dulce	TEL: 35 *
		PEL: 91 **

*TEL: Nivel de efecto umbral, es el nivel más bajo de concentraciones, dentro del cual raramente se observan efectos adversos

**PEL: Nivel de efecto probable, el nivel de efectos probables, dentro del cual se observan frecuentemente efectos biológicos adversos.

Efectos adversos del Pb en suelos y en la salud humana

El Pb es un metal con alta persistencia, toxicidad y bioacumulación en el medio ambiente. Proviene de varias fuentes sobre todo del tipo antropogénica destacándose a lo largo de los años las baterías, pintura y emisiones de industrias. Este metal es depositado en el suelo mediante deposiciones atmosféricas ocasionando efectos adversos en la biota, alterando los ciclos biogeoquímicos de muchas sustancias, llegando a biomagnificarse en la cadena alimentaria (Hung et al., 2023; Li et al., 2020).

Dentro de las especies químicas del Pb que pueden afectar la biota se encuentra el trimetilplomo (TML) y el trietilplomo como compuestos orgánicos y al Pb^{2+} y Pb^{4+} como especies inorgánicas. El TML es hasta 100 veces más tóxico que los compuestos inorgánicos y el trietilplomo es 100 veces más tóxico que el TML. La conversión del plomo en las distintas especies químicas se debe a procesos de intercambio iónico, formación de complejos, solubilidad de sales, procesos de oxidación-reducción, alquilación por microorganismos, animales y plantas. Esta especiación puede variar por la composición del suelo, pH, tipo de textura, humedad relativa entre otros (Kushwaha et al., 2018). Las plantas al crecer en suelos contaminados con Pb presencian estrés oxidativo provocando daño celular, que puede alterar la homeostasis iónica celular, la fabricación de clorofila, el germinado de las semillas, la transpiración, entre otros procesos (Kushwaha et al., 2018). Li et al., (2020) demostró que en plantas del tipo *Solanum nigrum L.* el Pb provocaba daños oxidativos e inhibición del crecimiento de la planta concentrándose mayores niveles del metal en las raíces. Esto es de vital importancia ya que una vez que el metal haya migrado a través de la raíz a distintas partes de las plantas puede ser incorporado a la cadena alimenticia humana (Kushwaha et al., 2018).

La disponibilidad del Pb al ser humano puede ocurrir de diversas maneras. El consumo de alimentos por el ser humano está compuesto por aproximadamente 3 μg de Pb diario donde el 10% es absorbido en el organismo perjudicando en mayor

medida a los niños y mujeres embarazadas. Estos niveles de Pb pueden ser mayores en caso de que el paciente tenga escasez de algunos minerales como son el Ca, Zn y Fe (Wani et al., 2015). Según estudios realizados sobre la cinética y movilidad el 40% de este metal es respirado y de este el 95% es incorporado en el flujo sanguíneo (Słota et al., 2022)

Los seres humanos constantemente se encuentran ante la exposición de contaminación por Pb. Este metal puede llegar a traspasar la barrera hemato-placentaria y la barrera hematoencefálica en el proceso de gestación embrionaria (Słota et al., 2022). El tiempo promedio del contenido de Pb en la sangre es de aproximadamente 35 días y luego pasa a formar parte de la estructura ósea. Al no constituir una función fisiológica y bioacumularse en el organismo puede afectar a casi todos los órganos desde el sistema nervioso hasta el hígado provocando variaciones patológicas, físicas y de comportamiento (Wani et al., 2015).

Según investigaciones dónde mayor absorción tiene los minerales de Pb es en los pulmones mediante la inhalación de PM (Kastury et al., 2019). Normalmente lleva semanas o meses que se muestren todos los síntomas en adultos debido a la exposición a este contaminante (Wani et al., 2015). Dentro de los síntomas que más se destacan son insomnio, pérdida de la memoria, depresión, náuseas, dolor abdominal, pérdida de coordinación y anemia (Hung et al., 2023). Debido a estos efectos adversos se puede afirmar que el contenido de Pb emitido por las ladrilleras artesanales y luego depositado en suelos urbanos al ser persistente, bioacumulable, biomagnificable y tóxico (L. Chen et al., 2019), constituye un elevado riesgo ecológico y para la salud humana. Por tanto, evaluar el riesgo ecológico al cual está sometida la comunidad biótica receptora de las deposiciones atmosféricas, es necesario para comprender si existe contaminación por estas partículas y prevenir daños mayores en un futuro.

Riesgo ecológico de las emisiones de Pb en muestras de suelo urbano

La evaluación de riesgo ecológico es el proceso que valora la probabilidad de daños existentes en el medio ambiente producto de la exposición de factores externos que alteran el flujo de energía en un ecosistema. Ejemplo de estos factores estresantes ambientales son los productos químicos a los cuales haya estado expuesta la matriz ambiental, cambio en el uso de la tierra, enfermedades microbianas o especies invasoras.

La evaluación del riesgo ecológico está constituida por tres fases fundamentales que previamente conlleva una planificación (Fairbrother et al., 2007). La primera fase está formada por la formulación del problema donde el evaluador reúne información para determinar las plantas y animales que están o podrían estar en riesgo y necesitan protección. En esta fase se evalúa el tiempo, espacio, factores de estrés ambiental, población cercana a la zona de estudio y qué medidas, modelos y datos se emplearán para evaluar el riesgo ecológico. La segunda fase la constituye el análisis, donde se tiene en consideración la exposición y los efectos que ocasiona el contaminante en cuestión. Como tercera fase y última es la caracterización del riesgo ecológico compuesta por la estimación y la descripción del riesgo. La estimación del riesgo ecológico compara los niveles de exposición de la matriz estudiada y los datos sobre posibles efectos. La descripción del riesgo proporciona información para interpretar los resultados del riesgo incluyendo si se esperan efectos nocivos en los ecosistemas, comparaciones cualitativas relevantes y cómo los factores ambientales, topografía, humedad pueden afectar la evaluación (US-EPA, 2011).

Chen y colaboradores en el 2019 proponen un método para la determinación del impacto de deposiciones atmosférica en suelos urbanos donde determinan el factor de riesgo ecológico (Ei) asociado a los contaminantes analizados (Chen et al., 2019). Este Ei es comparado con una escala donde se establecen distintos niveles de riesgo, desde leve hasta extremadamente fuerte. En el Cuadro 2 se

muestra la escala propuesta por estos investigadores para la evaluación de riesgo ecológico.

Cuadro 2. Escala para la evaluación de riesgo ecológico (Chen et al. 2019).

Nivel de riesgo	Leve	Moderado	Fuerte	Muy Fuerte	Extremadamente Fuerte
E _i	<30	30-60	60-120	120-240	>240

En el presente estudio se evaluará si el E_i provocado por Pb en deposiciones atmosféricas en suelo urbano de Ciudad Juárez, producto de las emisiones de las ladrilleras artesanales es fuerte o muy fuerte. Para evaluar el riesgo ecológico ocasionado por el Pb presente en el PM proveniente de las emisiones de las ladrilleras de Ciudad Juárez es necesario realizar un estudio sobre las características físicas y químicas de este. La calidad del aire en Ciudad Juárez está estrechamente relacionada con el clima semiárido, la poca precipitación, las montañas que rodean a la ciudad, los médanos de Samalayuca, la poca humedad y por el predominio de fuertes vientos. Por otro lado, existen diversas actividades como negocios, empresas, y maquiladoras que también emiten contaminantes a la atmósfera (Garza Almanza, 2006).

En el año 1997 según la información del Instituto Municipal de Investigación y Planeación (IMIP) existían aproximadamente 3 069 km de calles en Ciudad Juárez y más del 50% estaban sin pavimentar. En ese mismo año se emitieron alrededor de 662 000 toneladas de contaminantes a la atmósfera donde el 72% era monóxido de carbono, 10% hidrocarburos, 9.6% PM, 5.2% óxido de nitrógeno, 2.25% dióxido de azufre y 0.02% Pb. En la actualidad se han construido aún más calles, donde las pavimentadas están deterioradas y algunas inconclusas. Estas características unidas a la emisión de contaminantes influyen en el deterioro de la calidad del aire (Hernández-Cadena et al., 2000).

Las enfermedades respiratorias en Ciudad Juárez están relacionadas con la contaminación atmosférica, ocasionando la muerte de 1 421 menores en los años

entre 1997 a 2001. Por tanto, una estimación del peligro que ocasiona el Pb por deposiciones atmosféricas en suelo urbano conllevaría a considerar el uso de tecnologías actualizadas, que disminuyan las emisiones de contaminantes a la atmósfera, minimizando así el daño ocasionado en la comunidad biótica y en el ser humano (Hernández-Cadena et al., 2000) .

HIPÓTESIS

El riesgo ecológico por las deposiciones atmosféricas de plomo en suelos aledaños a las ladrilleras es mayor que el umbral de toxicidad $E_i \geq 120$.

El tipo de horno ladrillero y las estaciones del año influyen en los umbrales de toxicidad de $E_i \geq 120$.

OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar el riesgo ecológico provocado por los niveles de plomo (Pb) en deposiciones atmosféricas proveniente de las emisiones de material particulado (PM) de los hornos ladrilleros.

Objetivos específicos

Determinar el contenido de Pb de zonas alejadas a las ladrilleras: El Chamizal (zona de referencia), av. Gómez Morín y av. Tecnológico (flujo vehicular).

Determinar el contenido de Pb en deposiciones atmosféricas de los suelos aledaños a la zona Estrella del Poniente (con hornos ecológicos MK2) en muestras colectadas en distintas estaciones del año.

Determinar el contenido de Pb en deposiciones atmosféricas de los suelos aledaños a la zona Satélite (con hornos tradicionales) en muestras colectadas en distintas estaciones del año.

Comparar los resultados obtenidos de las zonas estudiadas.

Calcular el riesgo ecológico con los resultados obtenidos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Zona de Estudio

La zona de estudio comprende dos sectores ladrilleros, Estrella del Poniente (con hornos ecológicos MK2) y Satélite (con hornos tradicionales). El radio de muestreo fue de 1 a 1.5 km. Este radio se tomó con base al estudio realizado por Isaac Pedrosa (2004), el cual reporta que los primeros 500 m a la redonda no reciben un impacto importante o relevante. En la Figura 1 se ilustra el área a monitorear para a) Estrella del Poniente y b) Satélite comprendida por aproximadamente 706.5 ha para cada ladrillera, así como las distintas actividades económicas y sociales de las mismas.

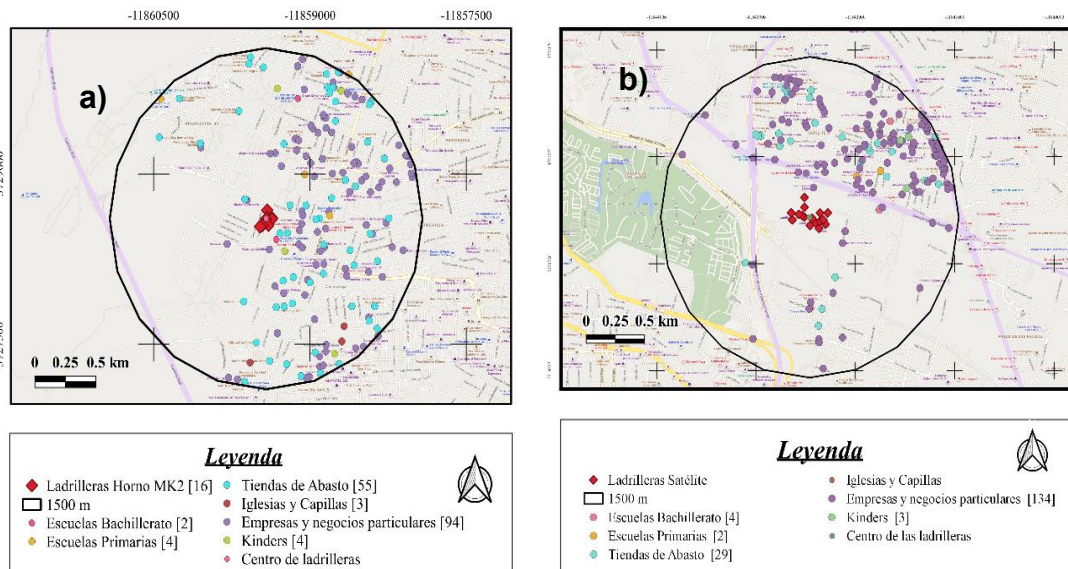


Figura 1. Actividades económicas y sociales que rodean las ladrilleras de a) Estrella del Poniente y b) Satélite.

Número de muestras

El tamaño de muestra se determinó siguiendo lo establecido (NMX-AA-132-SCFI, 2016) para el muestreo de suelos para la identificación y la cuantificación de metales y metaloides, y manejo de la muestra para un área mayor a 30 ha. El número mínimo de muestras significativas se determinó sustituyendo el área en hectáreas en la Ecuación 1 comprendido entre un radio de 1 a 1.5 km. Para el área proporcionada resultó un número mínimo de 24 muestras de suelo para cada uno de los sitios de estudio.

$$n = 11.71 * A^{0.3} \qquad \text{Ecuación 1}$$

Donde

n: Número mínimo de puntos de muestreo

A: Superficie del suelo del área de estudio expresada en hectáreas.

Validación analítica para determinar Pb en muestras de suelo

Antes de ejecutar la toma de muestras y mediciones de Pb por horno de grafito-espectrometría de absorción atómica (GF-AAS por sus siglas en inglés) se realizó una validación analítica con la finalidad de alcanzar un alto grado de confianza y calidad de los resultados. La validación se realizó siguiendo las normas Eurachem (Eurolab España, 2016; Barwick y Prichard, 2011) y EPA 239.2 (US-EPA, 1978) para la determinación de Pb por GF-AAS. Se empleó un espectrofotómetro espectral de absorción atómica AAnalyst 200 (Perkin Elmer) acoplado a un horno de grafito HGA® 900. Los consumibles utilizados fueron gas Argón grado ultrapuro y como modificador se empleó fosfato de amonio monobásico ($\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$).

En el estudio del Pb se empleó una curva de calibración de 20 a 100 $\mu\text{g/L}$, la cual se preparó a partir de una solución madre de 200 $\mu\text{g/L}$ (Ver anexo 1). Para la dilución de los puntos de calibración se utilizó HNO_3 al 1%. Los reactivos empleados fueron de grado analítico, puros para análisis y trazables a NIST. En el

Anexo 1 se presentan los distintos parámetros a validar, así como las consideraciones en cada uno de ellos. Se determinó el ajuste de los datos a un modelo de regresión lineal simple, se calcularon los límites de detección (LOD por sus siglas en inglés) y cuantificación (LOQ por sus siglas en inglés), la precisión bajo el análisis de la repetibilidad y reproducibilidad, veracidad e incertidumbre de medición (Marschner et al., 2019; Sanagi et al., 2014; Shrivastava y Gupta, 2011; Bravo et al., 2010; Correia et al., 2006). Por último, el análisis de los datos se realizó a partir de estadística inferencial utilizando como herramienta el software RStudio.

Muestreo

La toma de muestra se realizó mediante un muestreo exploratorio en suelo de zonas urbanas empleando un modelo sistemático polar (Volke Sepúlveda et al., 2005). Se trazaron tres círculos en un mapa satelital a escala, encontrándose a diferentes distancias del punto medio (0.5, 1.0 y 1.5 km). Según la literatura el descenso de las partículas por deposición atmosférica es alrededor de los 1.5 km de radio de la fuente de emisión, que es donde se espera observar mayor impacto (Legarreta, 2016). Por lo tanto, en este estudio se decidió muestrear la zona de 1.0 a 1.5 km de radio, para un total de 24 muestras a recolectar en cada zona ladrillera. El muestreo de suelos se realizó en dos épocas del año 2022 marzo-abril y octubre-noviembre. En la Figura 2, se ilustra la distribución de los puntos de muestreos por cada área delimitada.

El muestreo también abarcó la toma de muestras en lugares no impactados por las ladrilleras. Se realizó la recolecta de muestras de 5 sitios, tres en el parque Chamizal el cual se tomó como muestra libre de contaminación por emisiones ladrilleras y dos en zonas donde el tráfico vehicular es elevado (av. Gómez Morín y av. Tecnológico). El objetivo fue el tener niveles de referencia para comprobar si existe aporte de Pb proveniente del humo de los vehículos. La toma de las muestras de los suelos superficiales se realizó siguiendo la norma mexicana NMX-AA-132-SCFI, 2016 con una profundidad de recolecta de 10 cm en un área de 1

m². En la Figura 3 se presentan los puntos de localización perteneciente a estas 5 muestras.

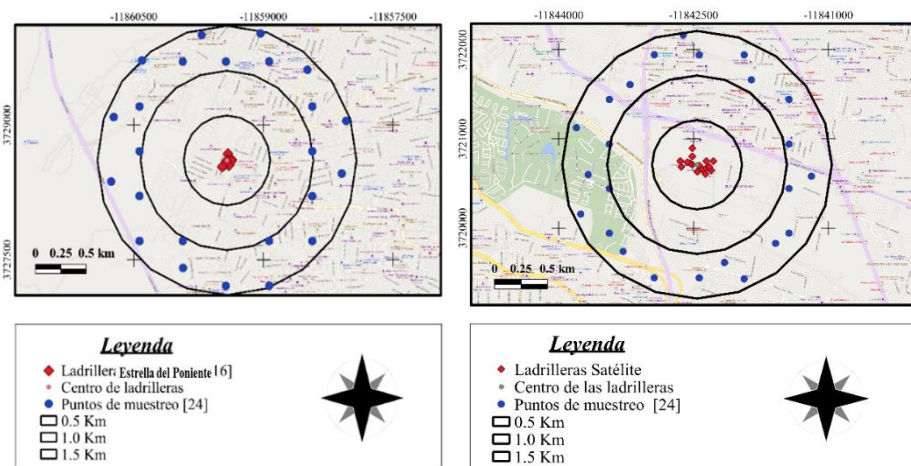


Figura 2. Puntos de muestreo de las zonas ladrilleras a) Estrella del Poniente y b) Satélite.

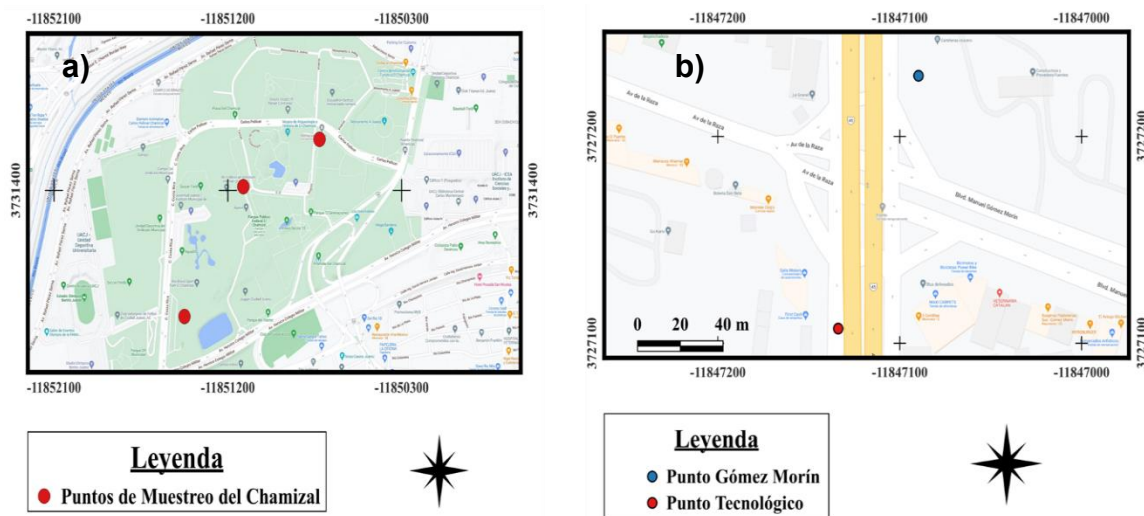


Figura 3. Sitios de muestreo: a) Chamizal, b) Gómez Morín y Tecnológico.

Durante el muestreo realizado se registraron los valores de velocidad y dirección del viento, humedad relativa y temperatura de manera que estos datos sirvieron

para la correlación entre la concentración obtenida en los puntos de muestreo y las variables climatológicas. A continuación, en la Figura 4 se muestran los datos recolectados de las variables climatológicas durante el pasado año 2022.

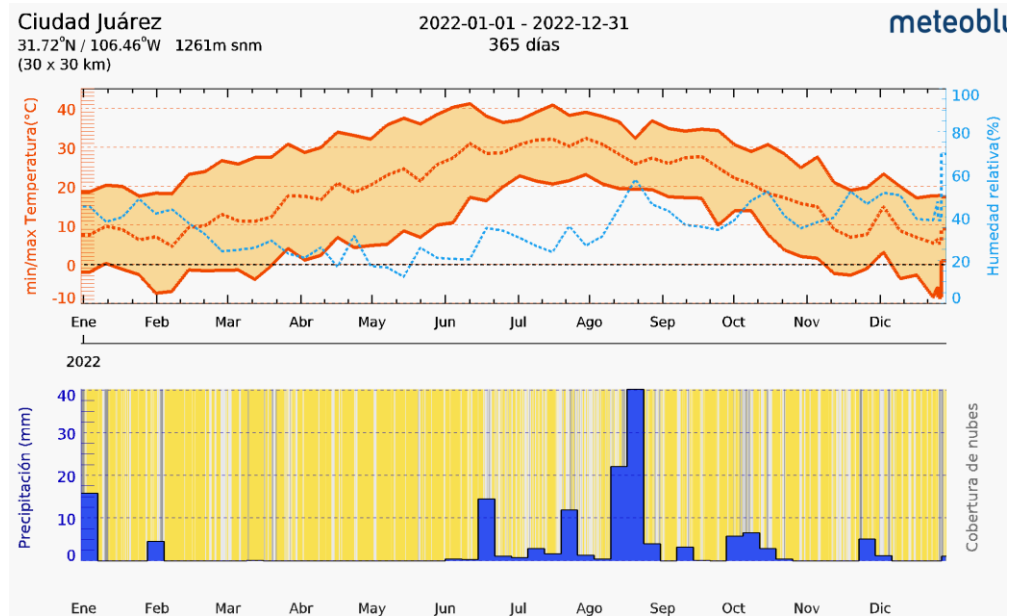


Figura 4. Datos climatológicos del año 2022, tomado del sitio web Tiempo Ciudad Juárez-meteoblue

Para los muestreos de las épocas de primavera-verano la velocidad del viento oscilaba entre 21 y 23 km/h para Estrella del Poniente y 4 a 17 km/h en la zona Satélite con humedades relativas de 30 y 34% respectivamente. En el segundo muestreo la velocidad del viento fue de 35 km/h para la zona de Estrella del Poniente y 14 km/h para Satélite con humedades relativas de 37 y 17% respectivamente.

Preparación de muestras

Una vez obtenidas las muestras de suelos se realizó el análisis granulométrico según la norma ASTM D7928 “Standard Test Method for Particle-Size Distribution (Gradation) of Fine-Grained Soils Using the Sedimentation (Hydrometer) Analysis”. Para esto se tomó una alícuota de 1.0 kg de suelo. Se dejó secar al aire, se desecharon los terrones y se homogenizó el material cuidadosamente. Para que

la muestra sea representativa, la cantidad de suelo en el ensayo se obtuvo por medio de cuarteo. Este método consiste en separar la muestra homogenizada en cuatro partes de tamaños lo más similar posible, una vez realizado esto se procede a tomar dos extremos opuestos, repitiendo este procedimiento hasta obtener una muestra representativa de 20 g (ASTM D7928, 2021).

Análisis granulométrico

Una vez obtenida la muestra representativa, se realizó un secado en estufa (THELCO 200) a 60 °C durante 6 h, hasta obtener una muestra seca. Seguido de el secado, se pesó un alícuota de 5.0 g y se seleccionaron tamices de 2 mm a 250 µm, ubicados de forma descendente y se vació la muestra en el tamiz superior. Luego se agitaron de forma vertical y lateral, las partículas retenidas en las mallas se retiraron y pesaron con las demás partículas retenidas en el tamiz. Finalmente, se determina el peso de cada franja de la muestra en una balanza.

El porcentaje total que pasa por cada tamiz y el porcentaje retenido se calcula de acuerdo con la Ecuación 2 y 3, respectivamente.

$$\% \text{ total} = \frac{\text{Masa total que pasa por el tamiz}}{\text{Masa total de muestra}} * 100 \quad \text{Ecuación 2}$$

$$\% \text{ retenido} = \frac{\text{Masa retenida por el tamiz}}{\text{Masa total de la muestra}} * 100 \quad \text{Ecuación 3}$$

El porcentaje de fracción arenosa (partículas que se encuentran entre 2.0 mm y 500 µm), fracción limosa (partículas que se encuentran entre 500 y 250 µm) y fracción arcillosa (partículas que pasan por un tamiz de 250 µm) se determinó según la Ecuación 4, 5 y 6 (ISO 11277:2020 - Soil Quality - Determination of Particle Size Distribution in Mineral Soil Material - Method by Sieving and Sedimentation, 2020) respectivamente.

$$\% \text{ fracción arenosa} = \frac{\text{Masa retenida por tamiz de 500}}{\text{Masa total}} * 100 \quad \text{Ecuación 4}$$

$$\% \text{ fracción limosa} = \frac{\text{Masa retenida por tamiz de 250}}{\text{Masa total}} * 100 \quad \text{Ecuación 5}$$

$$\% \text{ fracción arcillosa} = \frac{\text{Masa que pasa por tamiz de 250}}{\text{Masa total}} * 100 \quad \text{Ecuación 6}$$

Determinación de la humedad del suelo

La determinación del contenido de humedad del suelo se realizó a partir del método gravimétrico según la Norma ASTM-D4959 del 2016 “Standard test method for determination of water content of soil by direct heating” (ASTM, 2016). En este caso se pesó una cantidad de 0.5 g de muestra húmeda en un crisol (se pesa crisol más muestra) y se calienta a una temperatura de 105 ± 0.5 °C durante 1 h en la estufa. Las muestras se dejan enfriar y se pesan. La diferencia entre el peso húmedo y el peso seco de una muestra es la medida de su contenido de agua original, este procedimiento se repite hasta alcanzar un resultado constante (Susha Lekshmi et al., 2014).

Digestión de muestras

Una vez procesadas todas las muestras se realizó la digestión empleando como guía la norma EPA 3050B (US-EPA, 1996). Las muestras se pesaron y se depositaron en vasos de precipitado de 250 mL (Pyrex). Estos fueron colocados en placas de calentamiento (CORNING PC-420D). Los reactivos utilizados en la digestión incluyeron HNO₃ (Plasma Pure), agua tridestilada (J.T. Baker), peróxido de hidrógeno (H₂O₂) (J.T. Baker). Una vez digeridas, las muestras fueron filtradas por gravedad utilizando embudos de vidrio y papel filtro (Whatman No. 41). Posteriormente, se procedió a preparar la muestra para su medición por GF-AAS considerando que la concentración de HNO₃ es 5%. A continuación, en la Figura 5 se describe el proceso de digestión en un diagrama de flujo.

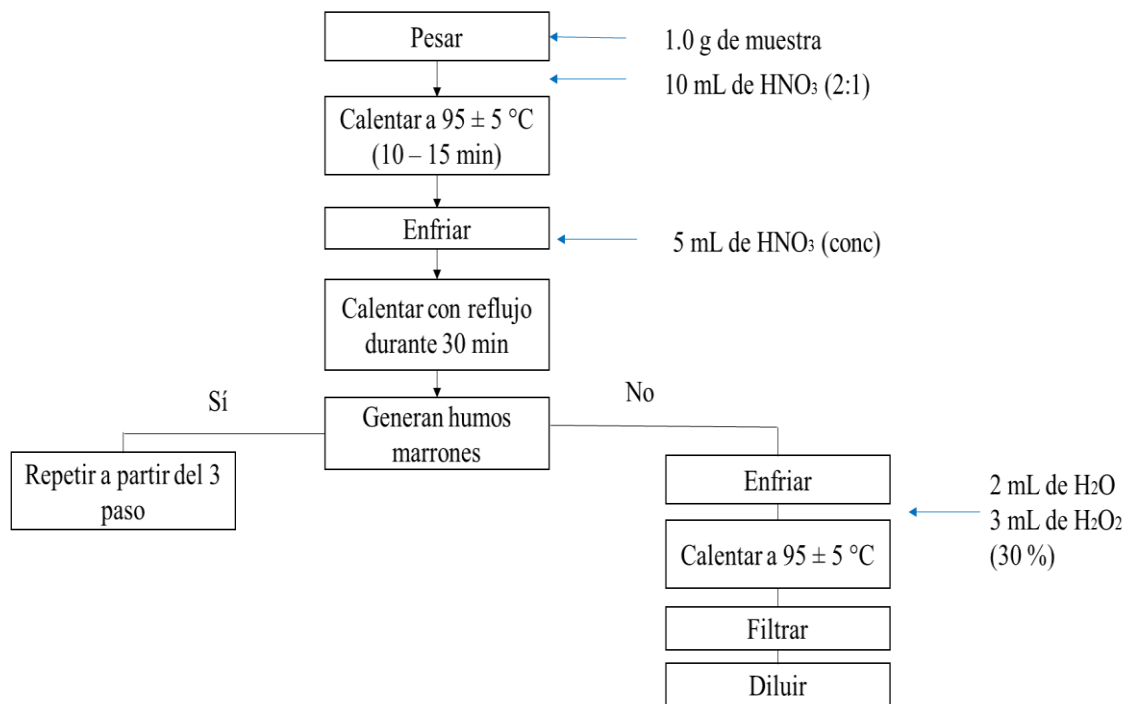


Figura 5. Diagrama de flujo del proceso de digestión *Nota. La alícuota de muestra debe tener un tamaño $\leq 250 \mu\text{m}$.

Determinación de Pb en muestras de suelo por horno de grafito

Una vez realizada la validación analítica se procedió a la medición de Pb. Las muestras digeridas tienen una concentración final de HNO_3 de 5% por tanto se diluyeron hasta 50 mL para obtener una concentración de HNO_3 al 1% y luego se midieron los resultados obtenidos. Para calcular la concentración en mg/kg de los metales en el suelo se empleó la Ecuación 7.

$$C \left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}} \right) = \frac{c \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) * D * V}{m} * Fh \quad \text{Ecuación 7}$$

Donde:

$C \left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}} \right)$: concentración de elemento en la muestra, en base seca a $105 \pm 5 \text{ } ^\circ\text{C}$

$c \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right)$: concentración, en mg/L, en el digerido de la muestra

D: factor de dilución, si corresponde

V: volumen, en mL, del digerido

m: masa, en g, de muestra usada en la digestión

Fh: factor de corrección por humedad

Determinación del riesgo ecológico por emisiones de Pb

Debido a la poca información acerca de normativas que regulan el contenido de Pb en muestras de suelo urbano, este estudio no evalúa si existe contaminación por emisiones de las ladrilleras, sino el riesgo al que están expuestas las comunidades ecológicas del suelo donde el contaminante es depositado, por eso se determina el Factor de Riesgo Ecológico propuesto por Chen et al., 2019. Según este autor se considera un riesgo ecológico elevado cuando el factor de este se encuentra por encima de 60. Este factor de riesgo ecológico se calculó según la Ecuación 8.

$$E_i = T_i * \left(C_i / C_0 \right) \quad \text{Ecuación 8}$$

Donde

E_i: Factor de riesgo ecológico de cada metal.

C_i: Concentración del metal en las deposiciones atmosféricas previamente determinada (mg/kg).

C₀: Concentración de background (Concentración Chamizal).

T_i: Factor de toxicidad biológica (Pb = 5 u).

El factor de toxicidad biológica (*T_i*) es un valor que ha sido previamente establecido para la evaluación de riesgo ecológico, este refleja la toxicidad del metal y la sensibilidad de los cuerpos receptores del contaminante (Chen et al., 2019; Ke et al., 2017).

Representación cartográfica de los resultados

Representación espacial de la distribución de Pb y riesgo ecológico en suelo urbano

Los mapas de distribución espacial del contenido de Pb en las zonas aledañas a las ladrilleras de Estrella del Poniente y Satélite se realizaron mediante el empleo del software QGIS que es una herramienta cartográfica transversal. Se emplearon herramientas y plugins específicos para la evaluación del impacto ambiental como son estadística de la zona, histograma de zona, calculadora de ráster, reclasificación de paisaje, estadística de paisaje, creación de mallas, estimación de la densidad de Kernel, mapas de visibilidad y análisis multiespectral (Mahmood Ajaj et al., 2023; Nowak et al., 2023).

Representación de la rosa de los vientos correspondientes a los días de los muestreos y la topografía de los suelos

La representación de la rosa de los vientos y la topografía del suelo fue realizada en el software de modelación de dispersión atmosférica AERMOD que incluye principalmente tres módulos. El primero es un modelo de dispersión de corto alcance (aproximadamente 50 km) a partir de la fuente estacionaria que emite contaminantes a la atmósfera. El segundo es un preprocesador de datos meteorológicos (AERMET) contiene los datos de superficie, velocidad y dirección del viento y sondeos de aire superior. Con estos valores se calculan los parámetros de características de turbulencia atmosférica, alturas de las mezclas de emisión a partir de la altura de los hornos ladrilleros, velocidad de fricción, longitud de Minin-Obukov y flujo de calor superficial que son fundamentales para la modelación de la dispersión del contaminante que se analiza en la atmósfera. El tercer módulo es un preprocesador de terreno (AERMAP) que proporciona una relación física entre las características del terreno (topografía) y el comportamiento de las plumas de contaminación del aire, este módulo es capaz de generar datos de ubicación y altura para cada receptor (Huang y Guo, 2023; Pandey et al., 2023). Dentro de las

características que se introdujeron en el programa sobre la fuente de emisión de Pb (hornos ladrilleros) fueron: altura y tamaño de los hornos ladrilleros, apertura de la chimenea del horno, cantidad de hornos por zona de estudio, altura con respecto al nivel del mar de los hornos, flujo de emisión de PM, altura de los receptores del PM que en este estudio se tomó como referencia la altura promedio de los ciudadanos de Juárez, distancia máxima a la que se desea medir la dispersión de la contaminación. Con estos parámetros tanto meteorológicos, topográficos y características de la fuente de emisión se realizó una modelación matemática sobre la dispersión de la contaminación de Pb en las zonas de estudio indicado en un mapa por isopletas que son líneas de contaminación (Rodriguez et al., 2012; Romo-Aguilar et al., 2004).

Análisis estadístico

Los datos fueron analizados utilizando estadística paramétrica. Para el análisis de la significancia estadísticas de los resultados de las concentraciones de Pb en muestras de suelos aledaños a las ladrilleras artesanales se realizaron pruebas de análisis de normalidad y varianza. Un primer ANOVA se realizó para evaluar la influencia de la zona de muestreo sobre los resultados obtenidos. Un segundo ANOVA fue para determinar si influye la época del año (momento en que se hizo el muestreo) sobre las concentraciones obtenidas de Pb en las dos zonas ladrilleras. Y un tercer ANOVA se realizó para establecer si la textura del suelo influye sobre las concentraciones obtenidas de Pb y la humedad del sitio de muestreo en las dos zonas ladrilleras. Por otro lado, se realizó la comprobación de interacciones entre variables dependientes y se determinó cual era el modelo adecuado para explicar la variable independiente.

En cuanto a los distintos ANOVA realizados se aplicó el criterio de información de Akaike (AIC) (Kumar, 2019) el cual se emplea para escoger que modelo describe mejor la variable independiente. El ANOVA explica si existe diferencia entre las medias grupales, pero no cuales son las diferencias. Para averiguar los grupos que son estadísticamente diferentes entre sí, se realizó una prueba post-hoc de

diferencia de Tukey (HSD de Tukey) a los datos de granulometría del suelo para comparaciones por pares.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Validación analítica para la determinación de Pb en muestras de suelo urbano

El análisis de los parámetros de calidad de la medición se realiza con la finalidad de alcanzar un alto grado de confianza y calidad de los resultados cuantitativos. Los parámetros evaluados en la validación analítica del método de análisis de Pb por GF-AAS incluyeron: linealidad o intervalo de trabajo, límite de detección, límite de cuantificación, repetibilidad, reproducibilidad, veracidad, e incertidumbre de la medición.

Linealidad o intervalo de trabajo

En el Cuadro 3 se presentan los resultados obtenidos por GF-AAS y su ajuste a un modelo de regresión lineal simple. En la primera columna se presentan los supuestos a cumplir de acuerdo con lo establecido por Senagi et al., 2008. La segunda columna establece los criterios de aceptación. La tercera columna muestra el promedio de los resultados experimentales obtenidos para la validación de la técnica y finalmente en la cuarta columna se expone el cumplimiento de cada uno de los supuestos.

Tomando en cuenta los criterios de aceptación para cada uno de los supuestos se puede llegar a la conclusión que los datos brindados por el GF-AAS para un rango de curva de calibración de 20 a 100 $\mu\text{g/L}$ se ajustan a un modelo de regresión lineal simple, por lo que el método se describe por una función del tipo $y=mx+n$. A continuación, en la Figura 6 se muestra la curva de calibración obtenida para la determinación de Pb en muestras de suelo con su ecuación de la recta.

Cuadro 2. Resultados de los supuestos a cumplir para el ajuste de un modelo de regresión lineal (Sanagi et al., 2008) .

Supuestos a cumplir	Criterios de aceptación	Resultado	Se cumple Sí o No
Pendiente significativamente distinta a cero	p-value < 0.05	$< 2 \cdot 10^{-16}$	Sí
No exista falta de ajuste	p-value < 0.05	$< 2 \cdot 10^{-16}$	Sí
Homocedasticidad de residuos	p-value > 0.05 (prueba de Breusch Pagan)	0.1825	Sí
Normalidad de residuos	p-value > 0.05 (Shapiro Wilk)	0.837	Sí
Linealidad e independencia de residuos	Suma de los cuadrados de residuos igual o cercana a cero	$-8.02 \cdot 10^{-19}$	Sí

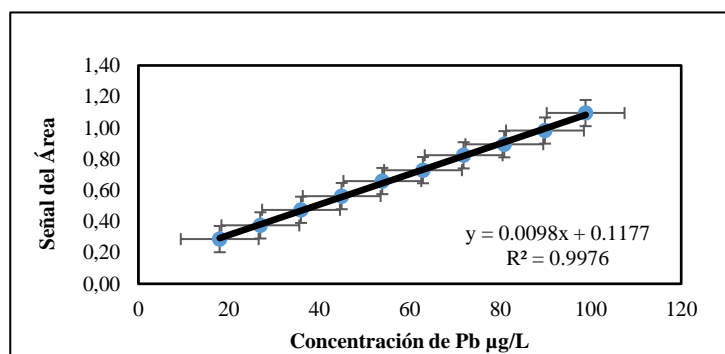


Figura 6. Curva de calibración para determinar Pb en suelos urbanos.

Límite de detección y cuantificación

Los resultados del límite de detección (LOD por sus siglas en inglés) y límite de cuantificación (LOQ por sus siglas en inglés) fueron 4.88 y 8.68 $\mu\text{g/L}$ respectivamente, por lo que el equipo de GF-AAS fue capaz de determinar y cuantificar concentraciones de Pb por encima de estos límites.

Precisión

Los resultados para los parámetros de repetibilidad y reproducibilidad se muestran a continuación en el Cuadro 4. Como se puede observar los valores de variabilidad aportados por la repetibilidad y reproducibilidad oscilaron entre 0.1163 y 0.3151% respectivamente. Cumpliendo por tanto con los criterios de aceptación para cada parámetro (Committee y No, 2015) indicando que el equipo es capaz de repetir y reproducir los mismos datos, aunque se le cambie el analista o los días de medición.

Cuadro 4. Resultados de repetibilidad y reproducibilidad.

Variable	Criterio de aceptación	Resultados %
Repetibilidad	% Var \leq 1%	0.1163
Reproducibilidad	% Var \leq 1%	0.3151

La repetibilidad del método es un parámetro importante ya que permite identificar la precisión de este cuando diferentes analistas realizan la medición. La Figura 7 a continuación, muestra la variación que existe entre los analistas a tres niveles de concentración estudiados. Como se puede observar en el gráfico existe muy poca variación entre analistas 1 y 2 indicando que a pesar de que dos analistas distintos estén midiendo muestras que contengan Pb en el equipo de GF-AAS siempre arrojará los mismos resultados.

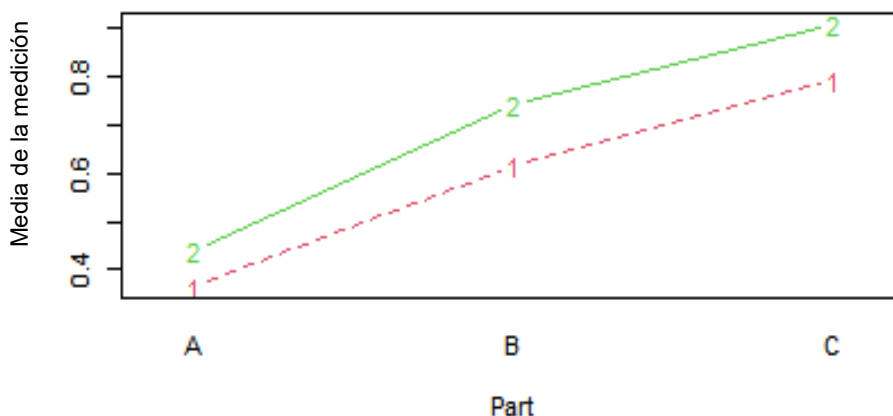


Figura 7. Diferencias entre las mediciones de tres concentraciones realizadas por dos analistas diferentes.

Veracidad

Los resultados de veracidad, en función del porcentaje de recuperación se muestran en el Cuadro 5. Estos valores de porcentaje se determinaron a partir de la cercanía del resultado de una muestra de concentración conocida a su valor real por tanto son indicadores de cuán exacto es la medición de Pb por GF-AAS.

Cuadro 5. Resultados del por ciento de recuperación.

Niveles de concentración	% Recuperación
Nivel Bajo	103.4837
Nivel Medio	105.7488
Nivel Alto	99.0719

Los valores del por ciento de recuperación oscilaron entre un 99 a 106%. En el Cuadro 6, se observan valores encontrados en la literatura para comparar los por ciento de recuperación con respecto al nivel de concentración (González et al.,

2010). Los niveles de concentración tomados para la validación analítica fueron de 20 a 100 µg/L, a estos niveles le corresponde un rango de 60 a 115% y de 80 a 110%, respectivamente. Al comparar los resultados que se encuentran en este rango de “99 a 106” por tanto se puede afirmar que el GF-AAS es capaz de producir datos que son reales y certeros (Gustavo González y Ángeles Herrador, 2007).

Cuadro 6. Valores del por ciento de recuperación reportados en la literatura (Gustavo González y Ángeles Herrador, 2007).

Analito (%)	Fracción del Analito	Unidades de Concentración	Rango de recuperación (%)
100	1	100%	98-102
10	10 ⁻¹	10%	98-102
1	10 ⁻²	1%	97-103
0.1	10 ⁻³	0.1%	95-105
0.01	10 ⁻⁴	100 ppm	90-107
0.001	10 ⁻⁵	10 ppm	80-110
0.0001	10 ⁻⁶	1 ppm	80-110
0.00001	10 ⁻⁷	100 ppb	80-110
0.000001	10 ⁻⁸	10 ppb	60-115
0.0000001	10 ⁻⁹	1 ppb	40-120

Incertidumbre de medición

La Figura 8 muestra un diagrama de espina de pescado donde se relacionan las fuentes de incertidumbres que existen durante el proceso de medición de Pb. Al determinar la incertidumbre combinada de todas las fuentes se calculó la incertidumbre expandida con un factor de cobertura (K=2) (Magnusson y Ellison, 2008) obteniendo por tanto un valor de 0.012 mg/kg.

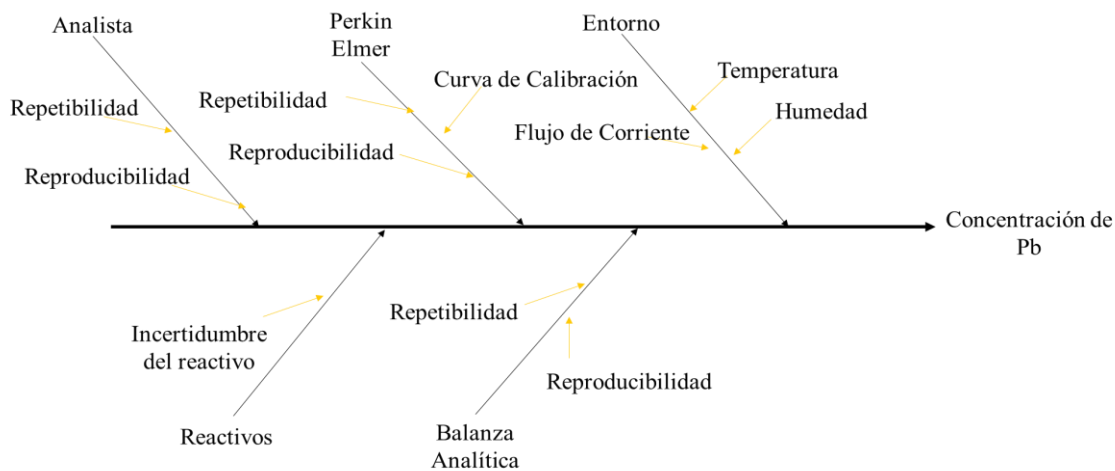


Figura 8. Diagrama de incertidumbre (Gustavo González y Ángeles Herrador, 2007) adaptado a la medición de Pb en suelos urbanos.

Análisis de las muestras

Análisis del contenido de humedad

Los resultados del por ciento de humedad obtenidos durante los muestreos de Primavera-Verano y Otoño-Invierno para las zonas Estrella del Poniente y Satélite se muestran en la Figura 9a y 9b, respectivamente. Los valores de humedad de suelo obtenidos para Estrella del Poniente se encontraban en un rango de 0.15 a 2.5% con una media de $0.68 \pm 0.12\%$ para el primer muestreo representado por un gráfico de barras en la Figura 11a, y para el segundo muestreo oscilaron entre 0.15 y 3.17% con un valor medio de $1.26 \pm 0.18\%$ representado por un gráfico de puntos. El porcentaje de humedad en suelos de la zona Satélite fue en general mayor que los de la zona Estrella del Poniente los cuales fueron de 0.06 a 4.64% con una media de $0.71 \pm 0.21\%$ para el primer muestreo y para el segundo muestreo el rango fue de 0.19 a 12.64% presentando una media de $2.52 \pm 0.76\%$.

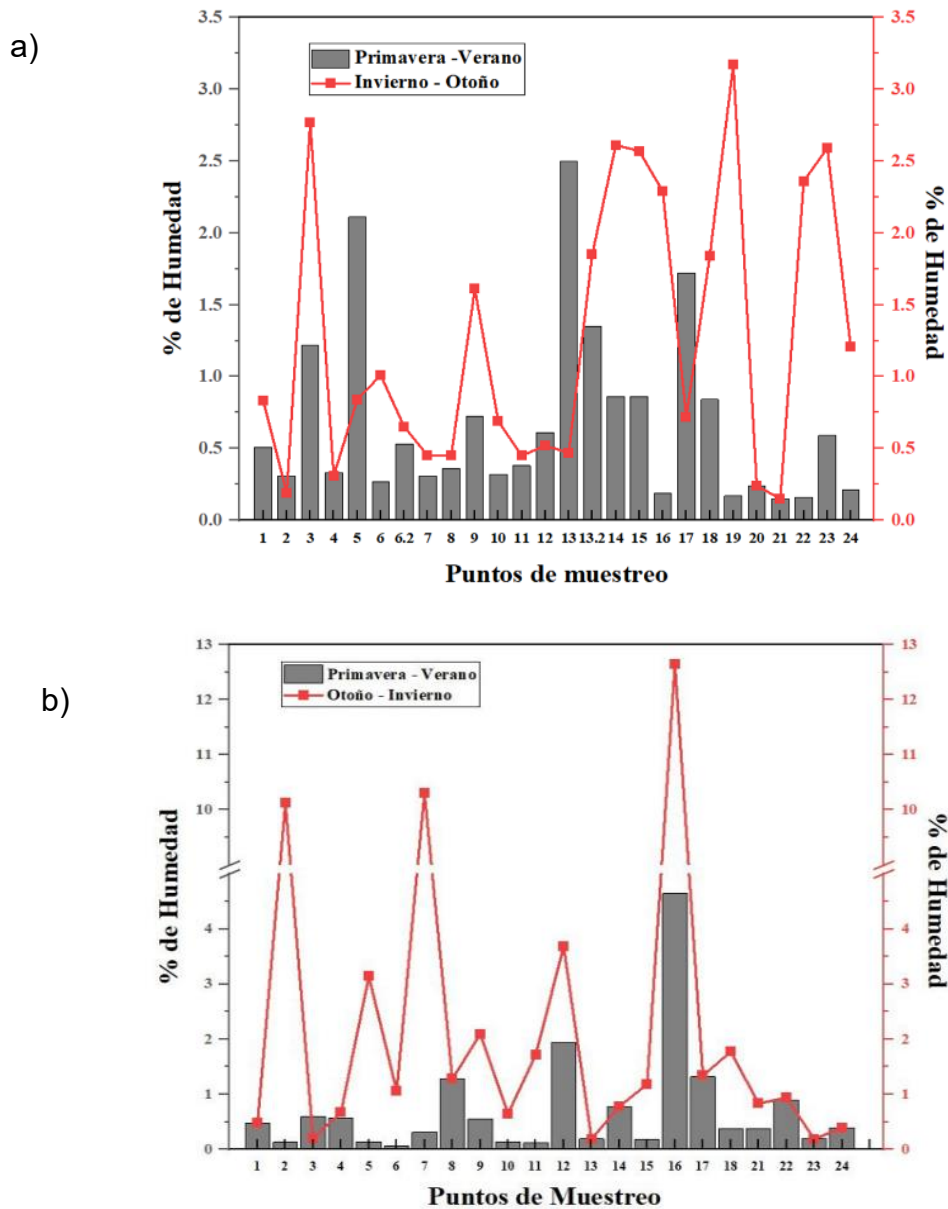


Figura 9. Determinación del contenido de humedad a) Zona Estrella del Poniente b) Satélite.

Este contenido de humedad es relevante ya que a partir de este valor se puede determinar el contenido de Pb en masa de suelo seca que es como se expresa en la literatura (Leong et al., 1995) además, permite una comparación justa entre los resultados de Pb de las muestras.

Concentración de Pb en muestras de suelo urbano

En el Cuadro 7 se aprecian los resultados de las zonas no impactadas directamente de emisión es ladrilleras. Estas concentraciones se utilizaron como valores de referencia.

Cuadro 7. Concentraciones de Pb en suelos de las zonas sin impacto directo de las emisiones ladrilleras.

Muestras	Concentración Pb mg/kg
El Chamizal	4.90±0.12
av. Gómez Morín	2.73±0.07
av. Tecnológico	1.84±0.05

En el Cuadro 8 se presentan los resultados de las concentraciones de Pb obtenidas para los suelos de las zonas aledañas a las ladrilleras de Estrella del Poniente y Satélite. Las muestras con concentración menor al límite de detección del método (0.488 mg/kg) se encuentran señaladas con ND. Hubo tres muestras de la zona Satélite que no pudieron ser colectadas por la dificultad de acceso al punto y están marcadas con un guion. Para el muestreo primavera-verano de Estrella de Poniente se obtuvo valores que oscilaban entre menores que el límite de detección (LD=0.488 mg/kg) y 12.98 mg/kg con una media de 3.38±0.52 mg/kg, en el segundo muestreo los resultados se encontraron en un rango de menores que el LD a 10.08 mg/kg con una media de 3.93±0.54 mg/kg. En el caso de los niveles de Pb en las muestras de la zona Satélite el 65% de las muestras estuvo por arriba de los valores de referencia de El Chamizal. Los valores variaron de 3.69 a 117.93 mg/kg con una media aritmética de 15±6.0 mg/kg para el primer muestreo y para el segundo los niveles fueron de 0.49 a 78.96 mg/kg con una media de 9.10±3.38 mg/kg. Por otro lado, al comparar las concentraciones obtenidas en la zona ladrillera se encontró que el 100% de los niveles de Pb en Satélite sobrepasan los valores obtenidos en el suelo urbano de la av. Gómez Morín y av. Tecnológico, indicando que no existe aparentemente

aporte de las emisiones del tráfico vehicular a los suelos estudiados ya que las concentraciones están por debajo de los límites de detección del método.

Cuadro 8. Concentraciones de Pb en suelos de las zonas ladrilleras.

Muestra	Estrella del Poniente		Satélite	
	Primavera-Verano mg Pb/kg	Otoño-Invierno mg Pb/kg	Primavera-Verano mg Pb/kg	Otoño-Invierno mg Pb/kg
1	3.16±0.07*	1.97±0.05*	8.28±0.19	7.57±0.18
2	6.47±0.15	5.42± 0.13	5.71±0.13	3.94±0.09*
3	6.88±0.16	5.19± 0.12	5.23±0.12	3.47±0.08*
4	6.66±0.16	7.24±0.17	8.31±0.20	4.86±0.11*
5	3.33±0.08*	5.63±0.13	9.04±0.21	12.34±0.29
6	2.25±0.05*	6.34±0.15	76.28±1.79	3.23±0.08*
7	12.99±0.31	8.50±0.20	5.94±0.14	2.50±0.06*
8	0.95±0.02*	4.74±0.11*	4.82±0.11*	4.89±0.11
9	1.32±0.03*	3.96±0.09*	3.78±0.09*	5.03±0.12
10	4.04±0.09*	7.23±0.17	3.70±0.09*	4.39±0.10*
11	1.35±0.03*	2.38±0.06*	3.83±0.09*	11.80±0.28
12	3.74±0.09*	2.37±0.06*	7.30±0.17	11.57±0.27
13	3.89±0.09*	10.09±0.24	9.54±0.22	5.67±0.13
14	2.85±0.07*	4.67±0.11*	7.59±0.18	8.62±0.20
15	3.31±0.08*	5.53±.13	6.43±0.15	6.95±0.16
16	1.28±0.03*	ND	6.62±0.16	3.26±0.08*
17	3.30±0.08*	0.81*	7.56±0.18	7.03±0.17
18	1.65±0.04*	ND	7.83±0.18	4.61±0.11*
19	4.06±0.10*	1.54±0.04*	-	-
20	2.96±0.07*	0.93±0.02*	-	-
21	3.16±0.07*	ND	10.92±0.26	4.54±0.11*
22	ND	0.81*	117.94±2.77	78.96±1.81
23	ND	3.22±0.08*	5.05±0.12	-
24	3.38±0.08*	3.91±0.09*	5.83±0.14	4.59±0.11*

*Concentraciones por debajo de los niveles de referencia de El Chamizal. ND Concentraciones por debajo del límite de detección del método LD = 0.488 mg/kg LQ=0.88 mg/kg

Las concentraciones encontradas en este análisis de muestras superficiales están por debajo de los valores referentes (800 mg/kg) establecidos en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 para suelos industriales. Por lo que se pudiera decir

que la comunidad biótica de las zonas evaluadas actualmente no se encuentra amenazada en sufrir efectos adversos que dañen el flujo de energía de esta e interfiera en el ciclo de cadena trófica. Sin embargo, siendo el Pb un metal tóxico persistente y bioacumulable no se debe ignorar su presencia. Los niveles de Pb en la zona Estrella del Poniente fueron en general menores que los obtenidos en la zona Satélite y solo el 27% se encontró por arriba de los valores de referencia experimentales de El Chamizal, y en Satélite el 65% sobrepasaron estos valores establecidos para la zona urbana de Ciudad Juárez.

Ravankhah et al., (2017) reportaron que, para una distancia de 500 a 2 000 m y un total de 16 muestras, el valor promedio de Pb fue de 13.09 mg/kg en zonas ladrilleras de Irán donde el suelo es árido. A nivel local, Delgado Ríos et al., (2014) reportaron en un estudio realizado en muestras de suelo superficial urbano en el año 2013, concentraciones promedio de aproximadamente 15.6 mg/kg para las ladrilleras de la zona Satélite en Ciudad Juárez. Por otra parte, Rivera Granados, (2007) en su tesis de licenciatura reportó niveles por encima de 120 mg/kg en algunos puntos de las zonas aledañas a las ladrilleras de Satélite. Los del presente estudio se encuentran en correlación con valores encontrados en la literatura tanto para suelos aledaños a ladrilleras internacionales como nacionales.

Análisis granulométrico

En la Figura 10 se representan los resultados de los análisis granulométricos distribuidos en un gráfico ternario de suelos correspondientes a: a) Estrella del Poniente muestreo Primavera–Verano, b) Estrella del Poniente muestreo Otoño–Invierno, c) Satélite muestreo Primavera–Verano, d) Satélite muestreo Otoño–Invierno y e) Zona Chamizal, Gómez Morín y Tecnológico.

De manera general el suelo aledaño a las ladrilleras de la zona de Estrella del Poniente presentó una variedad de textura del tipo franco arcilloso limoso, arcilla limosa, arcilloso, franco arcilloso, franco limoso y franco prevaleciendo el tipo de

suelo arcilloso para los dos muestreos realizados en esta zona. La zona Satélite presentó suelos del tipo arcilla limosa, franco arcilloso limoso, arcilloso, franco arcilloso limoso, franco arcilloso, arcilla limosa y franco limoso, donde la granulometría que se acentúa o sobresaliente es la del tipo arcilloso. En la Figura 10e se muestra la distribución del tipo de suelo en las zonas muestreadas como control donde prevalece el suelo arcilloso.

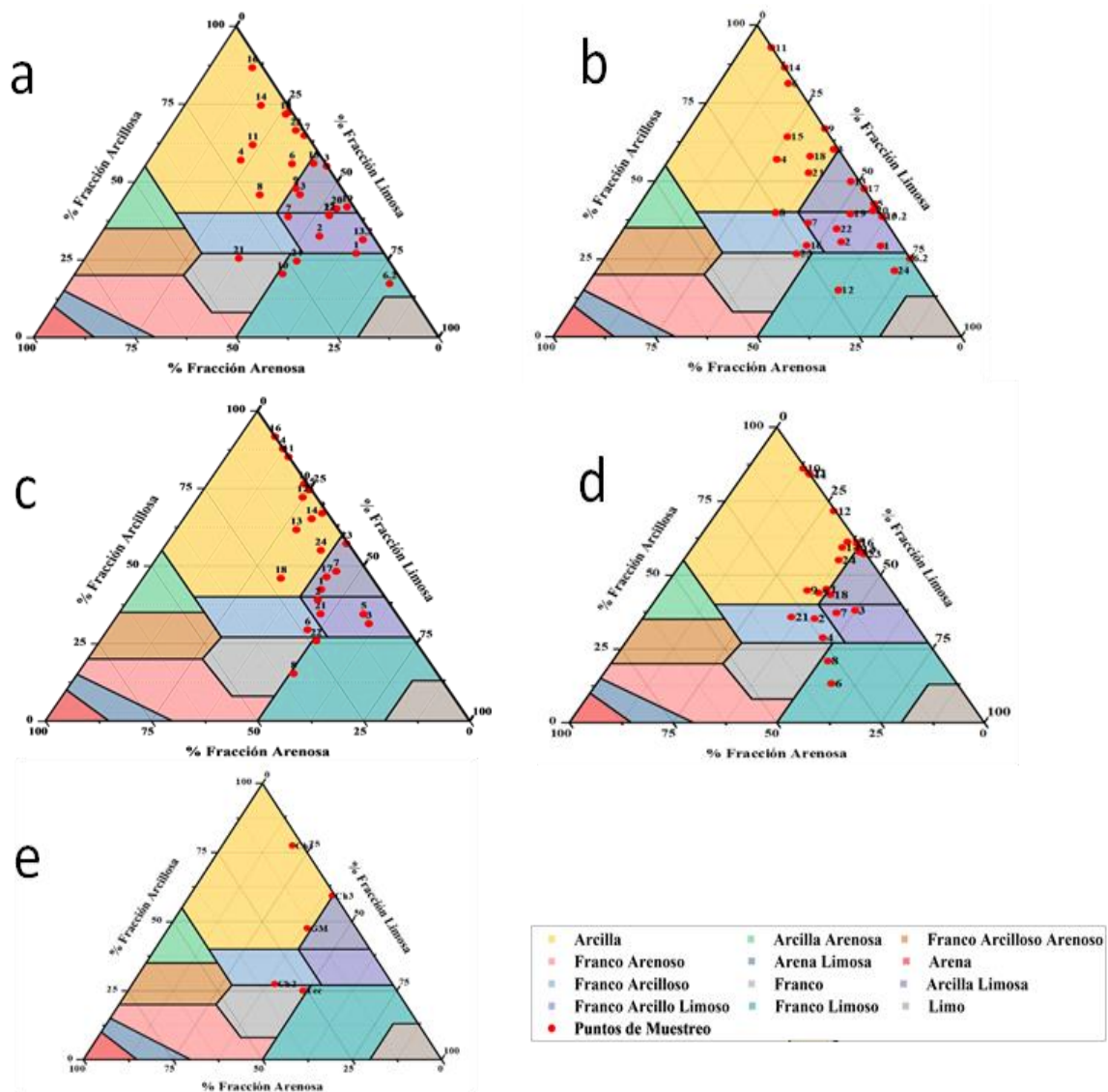


Figura 10. Análisis Granulométrico a) Estrella del Poniente muestreo Primavera – Verano, b) Estrella del Poniente muestreo Otoño – Invierno, c) Satélite muestreo Primavera – Verano, d) Satélite muestreo Otoño – Invierno y e) Zona Chamizal, Gómez Morín y Tecnológico.

Relación entre la concentración de Pb y el tipo de suelo

En la Figura 11 se representa el mapa de distribución de concentraciones de Pb para Estrella del Poniente (a) y Satélite (b). Las escalas de colores de 0 a 37 y 0 a 162 representan la distribución de la contaminación según la concentración de Pb en suelos urbanos, siendo el color rojo el indicador de mayor concentración y azul el de menor. Estos valores fueron obtenidos a partir de una modelación matemática del software QGIS y calculados a partir de la concentración mínima y máxima de cada zona. Los puntos centrales son las ladrilleras artesanales y los puntos rojos circulares representan la localización de las muestras.

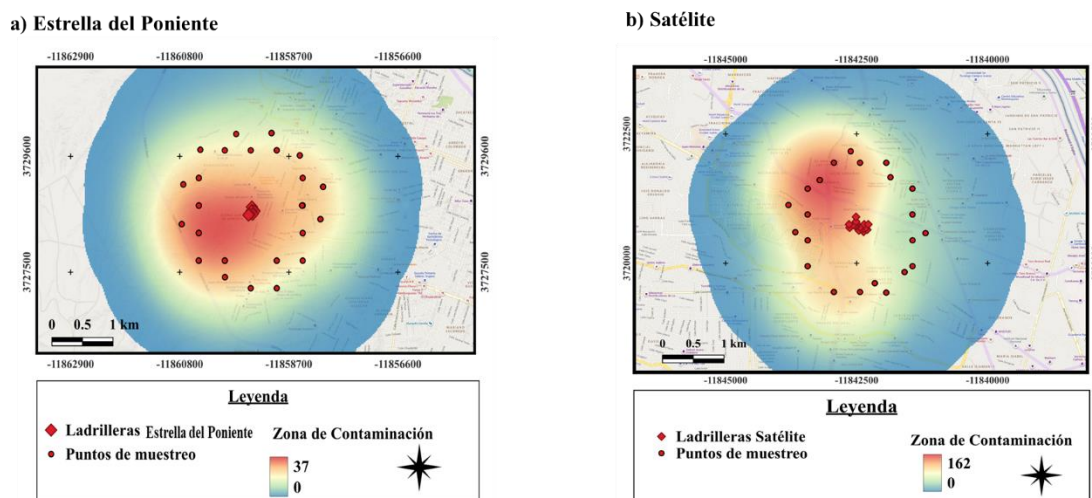


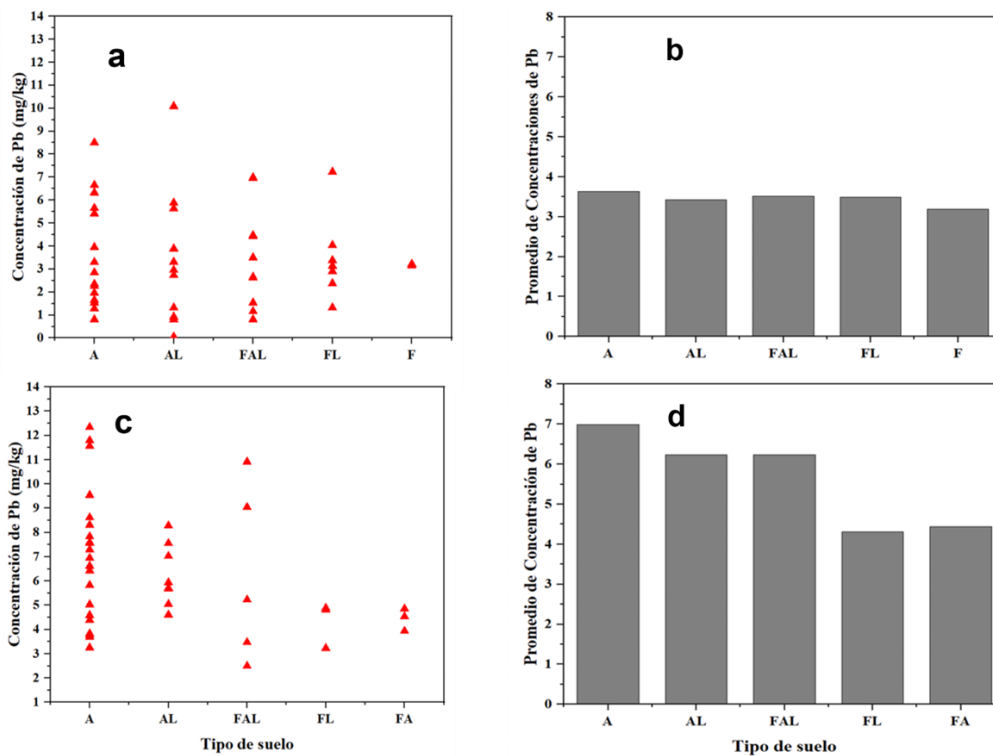
Figura 11. Distribución de los niveles de Pb en suelo urbano de a) Estrella del Poniente y b) Satélite.

Los mayores niveles de concentración del Pb en la zona de Estrella del Poniente se encuentran distribuidos hacia el suroeste donde el suelo es del tipo franco arcilloso limoso, arcilloso y arcilloso limoso. En el caso de la zona Satélite los mayores niveles de Pb se encuentran distribuidos hacia el noroeste de la zona muestreada donde el suelo es del tipo franco arcilloso, franco arcillo limoso, arcilloso y arcilloso limoso. Los umbrales de contaminación en los mapas de la Cabe destacar que el tipo de granulometría del suelo influye en la adsorción de metales en la superficie, a menor tamaño de partícula del suelo (suelo arcilloso)

mayor adsorción de metales. Otra característica de los suelos arcillosos es que se producen intercambios catiónicos con el oxígeno negativo de los silicatos de la arcilla. Por el contrario, los suelos arenosos no poseen capacidad de fijación ni intercambio iónico, lo que conlleva que los metales sean lixiviados al manto freático (Galán Huertos & Romero Baena, 2008) por lo tanto en los puntos donde exista mayor contenido de arcilla se encontrarán mayores niveles de Pb.

A partir de los resultados obtenidos, el modelo de ANOVA “Concentración de Pb y Tipo de suelo” es el más adecuado para explicar la variabilidad de los datos. Este modelo tiene el valor del criterio de información de Akaike más bajo dando como respuesta que el 75% de la variabilidad depende de la granulometría del suelo. La prueba de Tukey (HSD de Tukey) a los datos de granulometría del suelo para comparaciones por pares arrojó como resultado 5 grupos fundamentales para cada una de las zonas estudiadas. En la Figura 12 se muestran los valores de concentraciones de Pb distribuidas de cada textura del suelo Estrella del Poniente (a) y Satélite (c), así como la media de estas para las zonas de Estrella del Poniente (b) y Satélite (d). Existe diferencia significativa ($p < 0.05$) entre la cantidad de muestra repartida entre los distintos tipos de suelo para las dos zonas de estudio.

Según los grupos obtenidos la textura de suelo que más prevalecía en ambas zonas de estudio fue la del tipo arcilloso correspondiéndole además el mayor promedio de concentraciones de Pb a este tipo de granulometría, algo que está en concordancia con la literatura pues los suelos con menor tamaño de partícula son capaces de adsorber mayores niveles de metales (Unrine et al., 2010; Klamer et al., 1990). La prueba de post-hoc de Tukey reveló que la textura de suelo arcilloso resultó ser el grupo con mayores resultados en promedio que las demás texturas del suelo encontradas en la zona de estudio. La granulometría o textura del suelo también fue significativa con la concentración de Pb resultando que los niveles del metal en cuestión van a depender del tipo del suelo.



A: Arcilloso, AL: Arcilla Limosa, FAL: Franco Arcilloso Limoso, FL: Franco Limoso, FA: Franco Arcilloso, F: Franco

Figura 12. a) valores de concentraciones de Pb de cada textura del suelo, así como b) la media de estas concentraciones para cada textura de la zona Estrella del Poniente. c) valores de concentraciones de Pb de cada textura del suelo, así como d) la media de estas concentraciones para cada textura de la zona Satélite ($p < 0.05$).

Factor de riesgo ecológico por Pb

Las zonas de estudio son consideradas zonas áridas con poca vegetación donde predominan arbustos de diferentes tamaños y algunas especies de agave (referencia). Con una población de 1 375 habitantes en Estrella del Poniente y 2 065 habitantes en la zona de Satélite, donde existe una población de 257 niños y 438 mujeres en Estrella del Poniente y en Satélite 321 niños y 456 mujeres según el Censo de Población y Vivienda realizado por INEGI en el 2020, por tanto, se debe tener en consideración la exposición y los efectos que ocasiona el contaminante en cuestión.

El número de quemas depende en gran medida de las condiciones climatológicas y de la capacidad del horno. En el 2004 se estimaba en Juárez 1.41 quemas al

mes que serían 16.92 quemas al año con una capacidad promedio de 7 614 ladrillos por horno para un total de 144 420.69 kg de contaminante emitido a la atmósfera (Romo Aguilar et al., 2004).

La caracterización del Riesgo ecológico está compuesta por la estimación y la descripción del riesgo. La estimación del riesgo ecológico compara los niveles de exposición de la matriz estudiada y los datos sobre posibles efectos. La descripción del riesgo proporciona información para interpretar los resultados del riesgo incluyendo si se esperan efectos nocivos en los ecosistemas, comparaciones cualitativas relevantes y cómo los factores ambientales, topografía, humedad pueden afectar la evaluación. Los resultados obtenidos para el factor de riesgo ecológico son mostrados en la Figura 13 para Estrella del Poniente (a) y Satélite (b). El factor de riesgo para la zona Estrella del Poniente es ligero ya que no excede las 30 unidades en ambos muestreos, sin embargo, para la zona Satélite existen valores que sobrepasan los umbrales de toxicidad propuestos por (Chen et al., 2019) indicando un riesgo ecológico elevado para los suelos aledaños a las ladrilleras de este lugar.

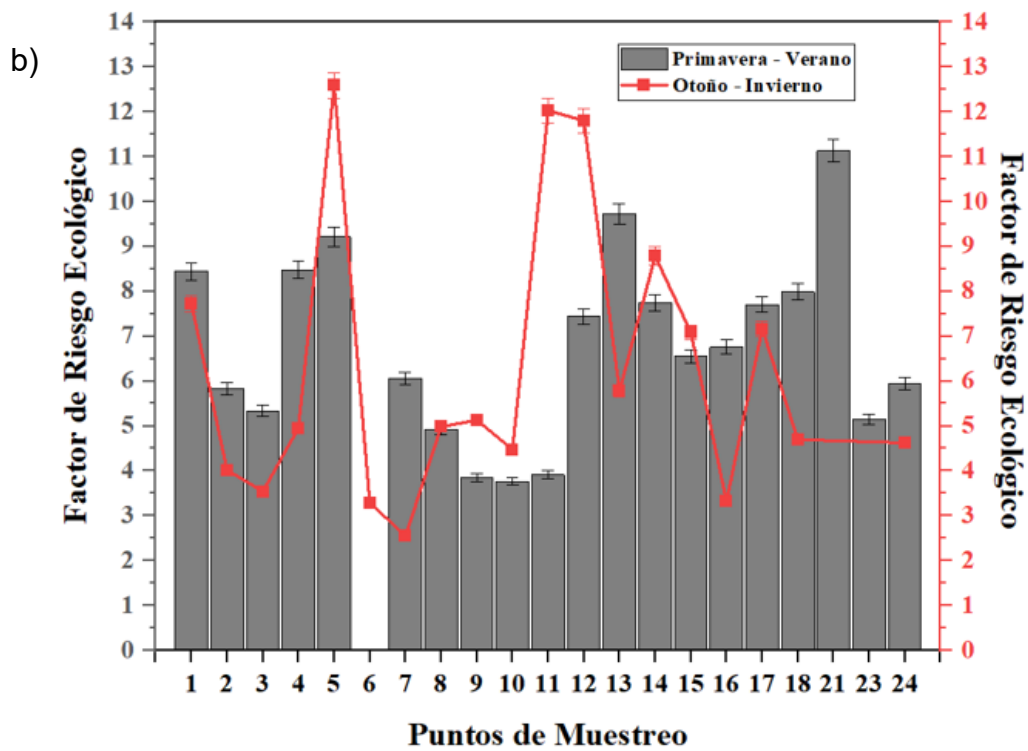
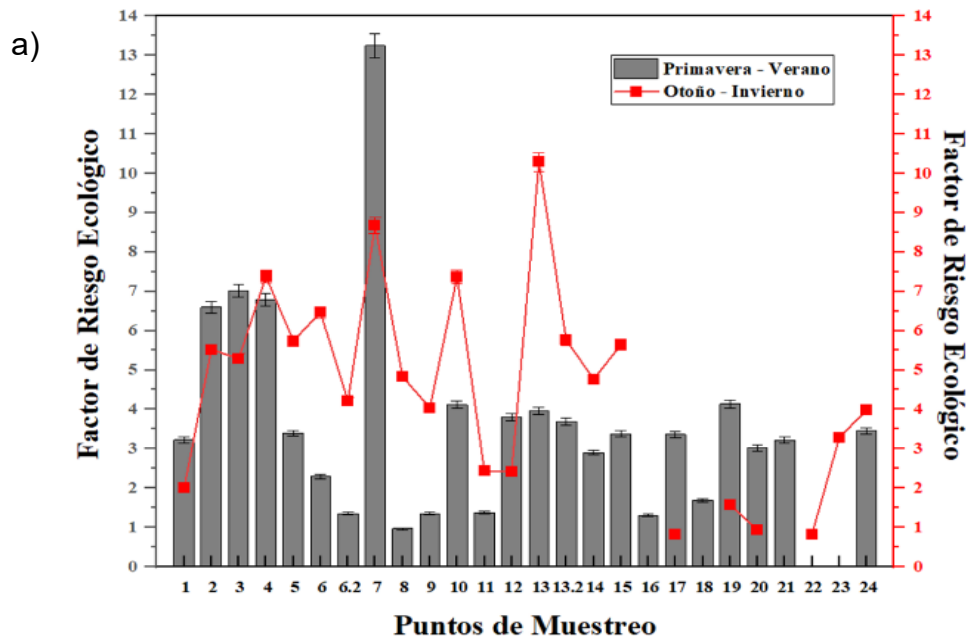


Figura 13. Factor de riesgo ecológico a) Estrella del Poniente y b) Satélite.

A continuación, en la Figura 14 se muestra la distribución del riesgo ecológico en ambas zonas estudiadas donde los suelos que presentan mayor riesgo ecológicos y necesitan ser estudiados con mayor detenimiento son los suelos aledaños a las ladrilleras artesanales con hornos tradicionales ubicados al noroeste de Satélite. Las escalas de colores de 0 a 200 representan la distribución del Factor de Riesgo Ecológico de Pb en suelos urbanos, siendo el color rojo el indicador de mayor concentración y azul el de menor. Los puntos centrales son las ladrilleras artesanales y los puntos rojos circulares representan la localización de las muestras.

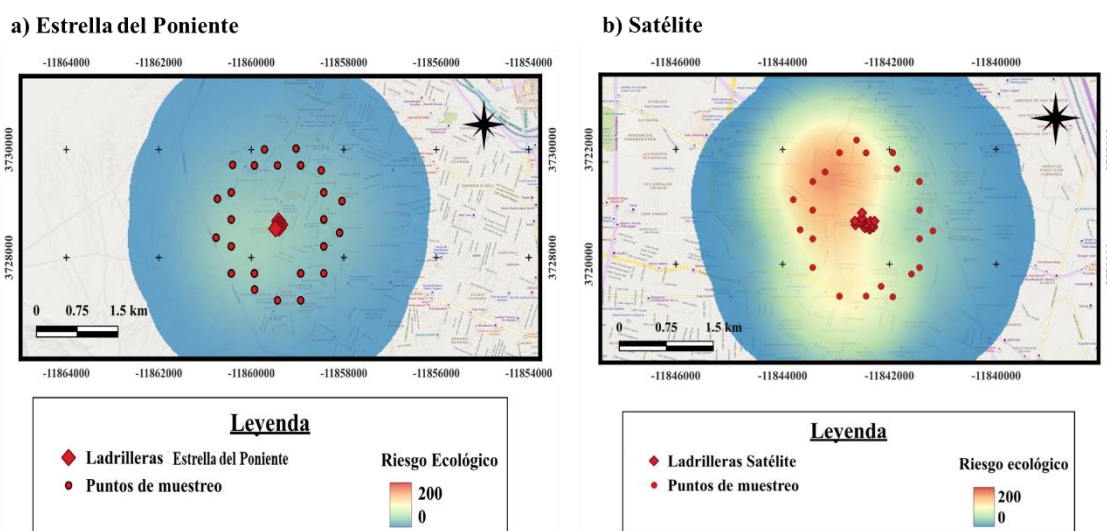


Figura 14. Distribución del riesgo ecológico en a) Estrella del Poniente y b) Satélite.

En la Figura 15 se muestran gráficos con un resumen del análisis de a) homocedasticidad, b) normalidad, y c) linealidad e independencia de las concentraciones de Pb estudiadas en ambos muestreos en las dos épocas del año para comprobar la significancia de los datos. El gráfico fue realizado en RStudio. Tanto el gráfico de normalidad como el de homocedasticidad y linealidad de los datos estudiados muestran un buen ajuste indicando una alta significancia bajo las condiciones estudiadas.

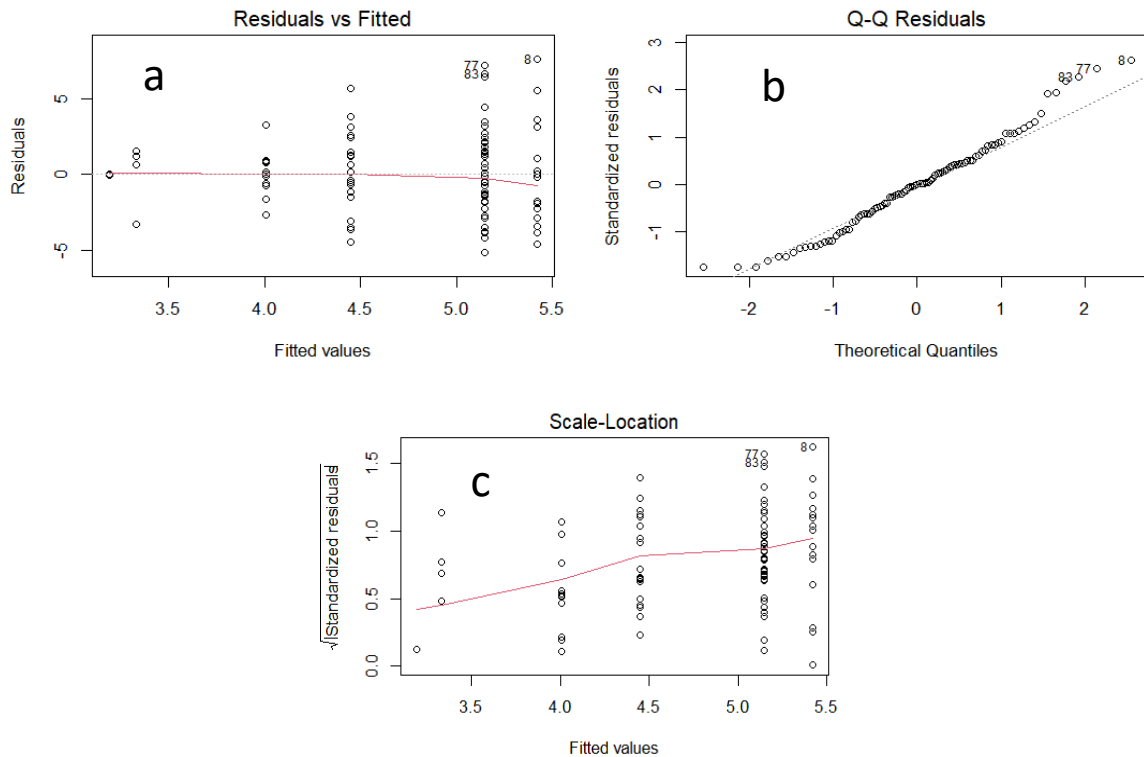


Figura 15. Análisis de la a) homocedasticidad, b) normalidad, c) linealidad e independencia de las concentraciones de Pb en el modelo estudiado.

Análisis de la topografía y condiciones meteorológicas de las zonas de estudio

La velocidad y dirección del viento son consideradas variables meteorológicas que influyen directamente en el esparcimiento de contaminantes en la atmósfera y su deposición. A continuación, se presentan los resultados obtenidos del análisis de la dirección y velocidad del viento. En la Figura 16 se muestran la rosa de los vientos de las zonas de Estrella del Poniente (a) y Satélite (b). En estos gráficos se observa el comportamiento de los vientos con respecto a la velocidad y dirección de estos. Los mayores valores oscilaban hacia la dirección donde se observó mayores concentraciones de Pb en ambas zonas de muestreo con una velocidad de viento por encima de 11 m/s.

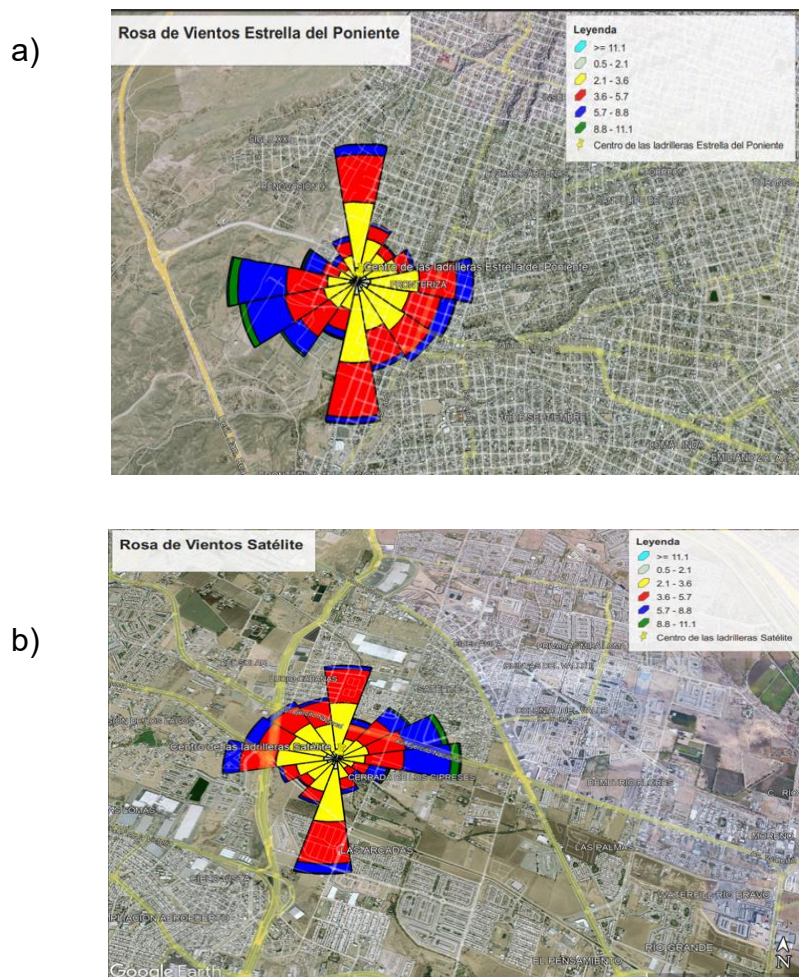


Figura 16. Rosa de los vientos de las zonas a) Estrella del Poniente y b) Satélite.

En la Figura 17 se observan los resultados correspondientes a las isopletas de concentración de Pb de Estrella del Poniente (a) y Satélite (b) en un modelamiento de contaminación atmosférica realizado en el software AERMOD View. En este se simula la distribución de partículas de Pb a partir de informaciones sobre la altura de la chimenea del horno, altura media de las personas receptoras de la contaminación, condiciones meteorológicas y topografía de los sitios de muestreo. Los márgenes de isopletas presentan una característica concéntrica donde estas son generalmente paralelas entre sí.

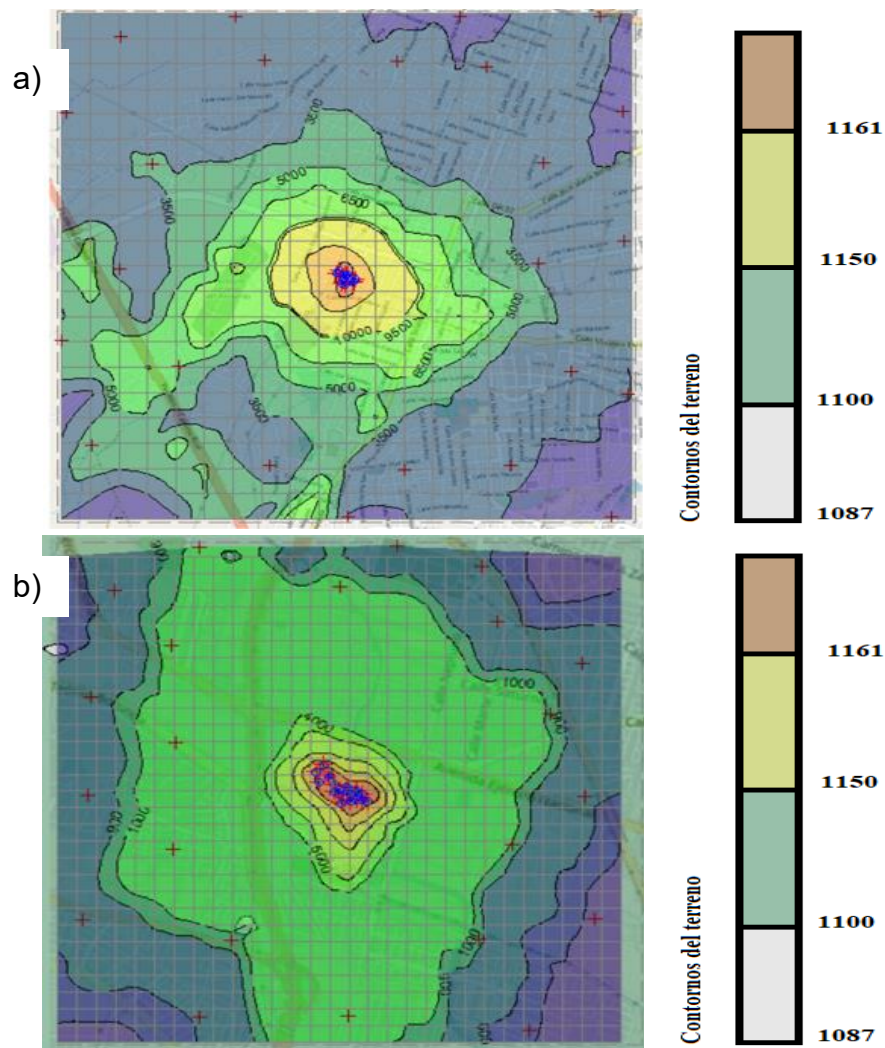


Figura 17. Isopletas de concentración de Pb de a) Estrella del Poniente y b) Satélite.

Wark y Warner, (2013) reportaron que la dispersión y el transporte de contaminante en la atmósfera está vinculado a la topografía ya que influye directamente en la obstrucción de la dirección y velocidad de las corrientes de aire. En el caso de los niveles que sobrepasan los umbrales de toxicidad en la zona Satélite (punto 6 y punto 22) están condicionados por estos parámetros tanto meteorológicos como la topografía del suelo. La zona Satélite presenta una predominancia de vientos en sentido noroeste donde la morfología del área es del tipo plana que permite un buen flujo del viento a excepción de las zonas

correspondiente a los puntos 6 y 22 donde la topografía es del tipo cuenca provocando verticalización de corrientes y fenómenos de turbulencia. Estas condiciones facilitan la deposición de partículas en esta zona por lo que era de esperar que las concentraciones sean elevadas en estos sitios. En la Figura 18 se muestra un mapa del relieve de las zonas Estrella del Poniente y en la Figura 19 la estudiada en Satélite.

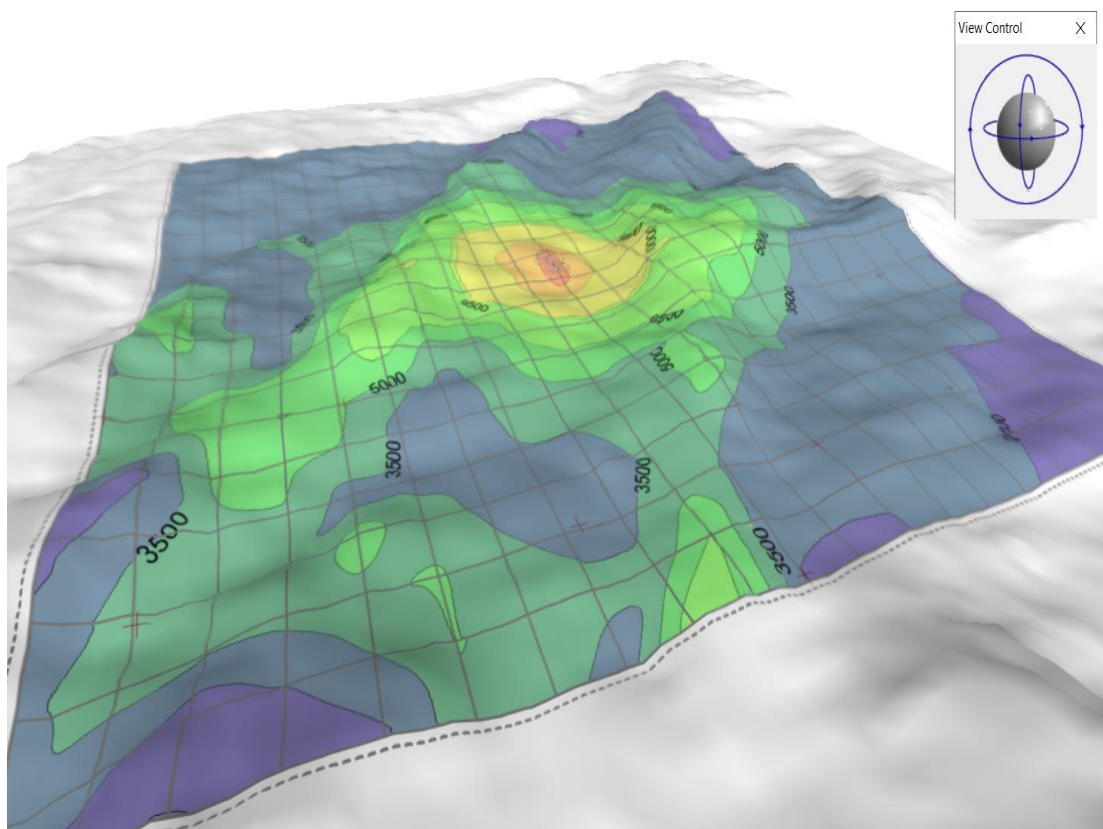


Figura 18. Mapa de relieve de la zona estudiada en Estrella del Poniente.

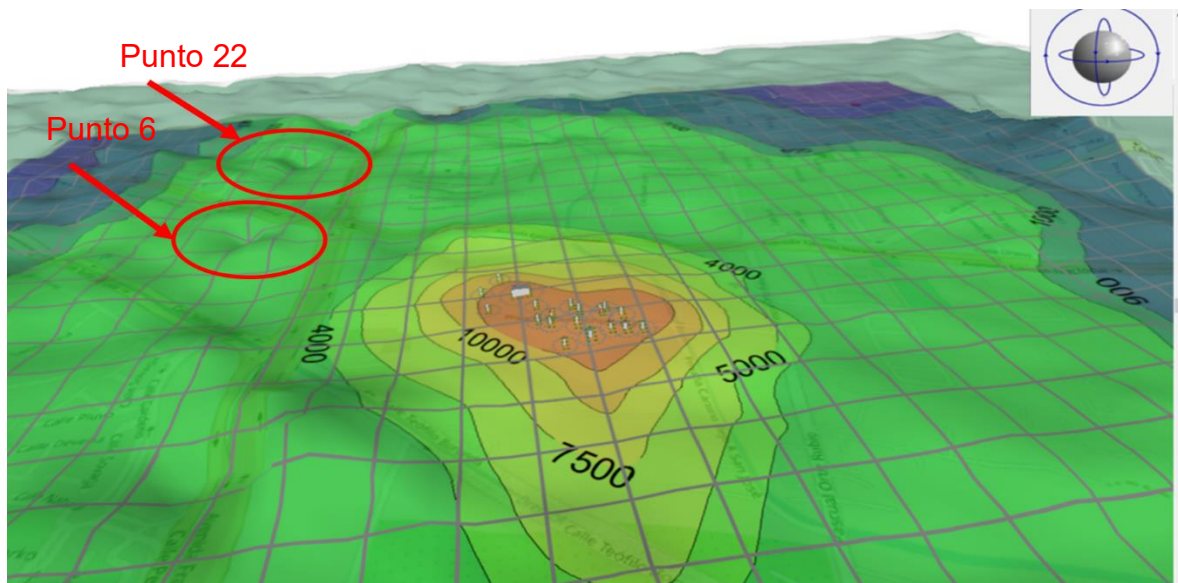


Figura 19. Mapa de relieve de la zona estudiada en Satélite donde las concentraciones de Pb fueron elevadas.

CONCLUSIONES

Tras el estudio del impacto que pueden ocasionar las emisiones de las ladrilleras artesanales en Ciudad Juárez se concluye que las concentraciones de las zonas Chamizal, Gómez Morín y Tecnológico fueron 4.90, 2.73 y 1.84 mg/kg respectivamente indicando que no existe aporte de Pb por el humo de los vehículos ya que se encuentran por debajo de la media de concentraciones de los suelos aledaños a las ladrilleras. Las concentraciones de Pb en los suelos aledaños a las ladrilleras de Estrella del Poniente en el primer muestreo oscilaron entre 0.488 y 12.98 mg/kg con una media de 3.38 ± 0.52 mg/kg, en el segundo muestreo, los resultados se encontraron en un intervalo de concentraciones menores que el LD a 10.08 mg/kg. En el caso de los niveles de Pb en las muestras de Satélite variaron de 3.69 a 117.93 mg/kg con una media aritmética de 14.88 ± 5.85 mg/kg para el primer muestreo y para el segundo los niveles fueron de 0.49 a 78.96 mg/kg con una media de 9.10 ± 3.38 mg/kg.

La primera hipótesis propuesta "El riesgo ecológico por las deposiciones atmosféricas de plomo en suelos aledaños a las ladrilleras es mayor que el umbral de toxicidad $E_i \geq 120$ ", resultó ser rechazada. El factor de riesgo para la zona Estrella del Poniente es leve ya que no excede las 30 unidades en ambos muestreos y para la zona Satélite de manera general es leve. Sin embargo, existen dos puntos que sobrepasan los umbrales de toxicidad propuestos por Chen et al., (2019) indicando un riesgo ecológico fuerte para estas zonas. Los puntos 6 y 22 de la zona Satélite necesitan un estudio independiente ya que no solo representan un riesgo ecológico fuerte, sino que debido a la topografía del suelo son propensos a almacenar contaminantes por la verticalización y flujos de vientos. En cuanto a la segunda hipótesis propuesta "El tipo de horno ladrillero y las estaciones del año influyen en los umbrales de toxicidad de $E_i \geq 120$ ", se analizó la significancia estadística de los datos y se determinó que la textura del suelo influye de manera especial en las concentraciones obtenidas, donde el 75%

de la incertidumbre de la variable independiente es explicada por la granulometría de los suelos y no por el tipo de horno ni las estaciones del año.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alonso Hernández; C., Díaz Asencio, M.; Gómez Batista, M.; Bolaños Alvares, Y.; Muñoz Caravaca, A. y Morera Gómez, Y. **2016** Radiocronología de sedimentos marinos y su aplicación en la comprensión de los procesos de contaminación ambiental en ecosistemas marinos cubanos. *Nucleus*, 60, 35–40.
- Alonso-Hernández, C. M.; Morera-Gómez, Y.; Cartas-Águila, H.; y Guillén-Arreubarrena, A. **2014**. Atmospheric deposition patterns of ^{210}Pb and ^7Be in Cienfuegos, Cuba. *Journal of Environmental Radioactivity*, 138, 149–155. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2014.08.023>
- ASTM. **2016**. ASTM-D4959: Standard test method for determination of water content of soil by direct heating. In ASTM International (pp. 1–6).
- ASTM D7928. (**2021**). Standard Test Method for Particle-Size Distribution (Gradation) of Fine-Grained Soils Using the Sedimentation (Hydrometer) Analysis. ASTM International, 1–25. <https://doi.org/10.1520/D7928-16>
- Barwick, V., y Prichard, E. **2011**. Eurachem Guide: Terminology in Analytical Measurement - Introduction to VIM 3 (2011). In Guidance Document.
- Berumen-Rodríguez, A.A.; Pérez -Vázquez F.J; **2020**. Revisión del impacto del sector ladrillero sobre el ambiente y la salud humana en México. *Salud Publica de Mexico*. 63(1): 100-108
- Bruce, Ch; Corral Avitia A. Y.; Lara, S.A. (**2007**) Development of cleaner burning brick kilns in Ciudad Juarez, Chihuahua, México. *Journal of the Air & Waste Management Association*. 57, 444-456.

- Chen, L., Zhou, S., Wu, S., Wang, C., y He, D. **2019**. Concentration, fluxes, risks, and sources of heavy metals in atmospheric deposition in the Lihe River watershed, Taihu region, eastern China. *Environmental Pollution*, 255, 113301. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113301>
- Chen, M.; Li, F.; Tao, M.; Hu, L.; Shi, Y. y Liu, Y. **2019**. Distribution and ecological risks of heavy metals in river sediments and overlying water in typical mining areas of China. *Marine Pollution Bulletin*, 146(July), 893–899. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.029>
- Committee, A. M., y No, A. **2015**. An analyst's guide to precision. *Analytical Methods*, 7(20), 8508–8510. <https://doi.org/10.1039/c5ay90071a>
- Corral, A.; Bruce, C.; Jiménez, R.; Lara, A. S.; y Márquez, R. O. **2009**. Implementación de una nueva tecnología para minimizar la contaminación del aire derivada de hornos ladrilleros. *Ciencia en la Frontera*, 7, 49–54.
- Delgado Ríos, M.; Rivera Orozco, Y.; Torres-Pérez, J.; Corral Avitia, A. Y.; Flores-Margez, J. P. y Santana Contreras, L. E. **2014**. Determinación de cadmio, cromo, plomo y arsénico en suelos superficiales urbanos de Ciudad Juárez, Chihuahua, México. *CULCyT: Cultura Científica y Tecnológica*, ISSN-e 2007-0411, Vol. 11, No. Extra 54, 1, 2014, 11(54), 18.
- Environment Canada and Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs du Québec. **2007**. Criteria for the Assessment of Sediment Quality in Quebec and Application.
- Esworthy, R. **2014**. Air quality: EPA'S 2013 changes to the particulate matter (PM) standard. In *Air Quality Observation in the U.S.: Systems, Needs, and Standards* (pp. 157–208). Library of Congress. Congressional Research Service.
- Eurolab España. **2016**. Guía Eurachem La Adecuación al Uso de los Métodos Analíticos Primera Edición Española Agradecimientos Grupo del proyecto. In *Eurachem* (pp. 20–25).

- Fairbrother, A.; Wenstel, R.; Sappington, K. y Wood, W. **2007**. Framework for Metals Risk Assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 68(2), 145–227. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.03.015>
- González, A. G.; Herrador, M. Á.; y Asuero, A. G. **2010**. Intra-laboratory assessment of method accuracy (trueness and precision) by using validation standards. *Talanta*, 82(5), 1995–1998. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2010.07.071>
- Guo, L.; Lyu, Y., y Yang, Y. **2017**. Concentrations and chemical forms of heavy metals in the bulk atmospheric deposition of Beijing, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(35), 27356–27365. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0324-4>
- Gustavo González, A., y Ángeles Herrador, M. **2007**. A practical guide to analytical method validation, including measurement uncertainty and accuracy profiles. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, 26(3), 227–238. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2007.01.009>
- Huang, D., y Guo, H. **2023**. Performance of AERMOD for predicting livestock odour dispersion under Canadian Prairies climate and flat terrain. *Biosystems Engineering*, 226, 223–237. <https://doi.org/10.1016/J.BIOSYSTEMSENG.2023.01.015>
- Hung, W. C.; Adams, N.; Ibrahim-Watkins, Z. R.; Nguyen, D.; Jain, T., Wang, Y. H., y Jay, J. A. **2023**. Incorporating field-based research into remote learning: An assessment of soil lead pollution in different land-use types in Los Angeles. *Environmental Research*, 216, 114480. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2022.114480>
- ISO 11277:2020 - Soil quality - Determination of particle size distribution in mineral soil material - Method by sieving and sedimentation, ISO 11277:2020 (2020). <https://webstore.ansi.org/standards/iso/iso112772020>

- Kastury, F.; Smith, E.; Lombi, E.; Donnelley, M. W.; Cmielewski, P. L.; Parsons, D. W.; Noerpel, M.; Scheckel, K. G.; Kingston, A. M.; Myers, G. R., Paterson, D.; De Jonge, M. D.; y Juhasz, A. L. **2019**. Dynamics of Lead Bioavailability and Speciation in Indoor Dust and X-ray Spectroscopic Investigation of the Link between Ingestion and Inhalation Pathways. *Environmental Science and Technology*, 53(19), 11486–11495.
- Ke, X.; Gui, S.; Huang, H.; Zhang, H.; Wang, C., y Guo, W. **2017**. Ecological risk assessment and source identification for heavy metals in surface sediment from the Liaohe River protected area, China. *Chemosphere*, 175, 473–481. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.029>
- Khan, M. W.; Ali, Y.; De Felice, F.; Salman, A., y Petrillo, A. **2019**. Impact of brick kilns industry on environment and human health in Pakistan. *Science of the Total Environment*, 678, 383–389. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.369>
- Kim, K. H.; Kabir, E.; y Kabir, S. **2015**. A review on the human health impact of airborne particulate matter. In *Environment International* (Vol. 74, pp. 136–143). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.005>
- Klamer, J. C.; Hegeman, W. J. M.; y Smedes, F. **1990**. Comparison of Grain Size correction procedures for organic micropollutants and heavy metals in marine sediments (pp. 213–220).
- Kumar, M; Sawhney, N y Lal, R *Chemistry of heavy metals in the environment*. 2da. Edición. Ediciones Elsevier. Valencia. **2020**. 230p.
- Kushwaha, A., Hans, N., Kumar, S., y Rani, R. (**2018**). A critical review on speciation, mobilization and toxicity of lead in soil-microbe-plant system and bioremediation strategies. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 147, 1035–1045. <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2017.09.049>
- Learn about Lead | US EPA. (n.d.). Retrieved May 7, 2023, from <https://www.epa.gov/lead/learn-about-lead>

- Lee, P. K., Youm, S. J., y Jo, H. Y. (2013). Heavy metal concentrations and contamination levels from Asian dust and identification of sources: A case-study. *Chemosphere*, 91(7), 1018–1025. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.074>
- Legarreta, A. (2016). Variación espacio-temporal de metales pesados en material particulado menor a 10 micrómetros en Ciudad Juárez, Chihuahua. [Tesis de Maestría en Ciencias Químico Biológicas, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez]. https://www.cccjac.org/uploads/9/1/9/2/91924192/uacj_011917.pdf
- Leong, L. S., Avenue, T. C., y Kong, H. (1995). The Effects of Different Drying Methods for Marine Sediment upon Moisture Content and Metal Determination. 31(95), 325–329.
- Leticia Hernández-Cadena, Albino Barraza-Villarreal, Matiana Ramírez-Aguilar, Hortencia Moreno-Macías, Paul Miller, Luz Aurora Carbajal-Arroyo, y Isabelle Romieu. (2007). Morbilidad infantil por causas respiratorias y su relación con la contaminación atmosférica en Ciudad Juárez, Chihuahua, México. *Salud Pública de México*, 49(1).
- Leticia Hernández-Cadena, Martha Ma. Téllez-Rojo, M., Luz Helena Sanín-Aguirre, Marina Lacasaña-Navarro, Armando Campos, y Isabelle Romieu. (2000). Relación entre consultas a urgencias por enfermedad respiratoria y contaminación atmosférica en Ciudad Juárez, Chihuahua. *Salud Pública de México*, 42(4).
- Li, X., Lan, X., Liu, W., Cui, X., y Cui, Z. (2020). Toxicity, migration and transformation characteristics of lead in soil-plant system: Effect of lead species. *Journal of Hazardous Materials*, 395, 122676. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2020.122676>
- Lujan, M., y Guzmán, D. (2015). Diseño, Construcción y Evaluación de un Horno (MK3) para la Cocción de Ladrillos Artesanales. *Acta Nova*, 7(2), 165–193.

- Magnusson, B., y Ellison, S. L. R. (2008). Treatment of uncorrected measurement bias in uncertainty estimation for chemical measurements. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 390(1), 201–213. <https://doi.org/10.1007/s00216-007-1693-1>
- Mahmood Ajaj, Q., Shafri, H. Z. M., Wayayok, A., y Firuz Ramli, M. (2023). Assessing the Impact of Kirkuk Cement Plant Emissions on Land cover by Modelling Gaussian Plume with Python and QGIS. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 26(1), 1–16. <https://doi.org/10.1016/J.EJRS.2022.12.001>
- Martínez, F., Corral, A., López, A., Rosas, J., Reyes, M., y Bedolla, R. (2019). Estudio socioambiental del sector ladrillero artesanal en el municipio de Coyuca de Benítez, Guerrero. *Ciencia En La Frontera*, 16(1), 7–19.
- MINAM. (2014). Informe nacional de la calidad del aire 2013-2014. In Informe Nacional De La Calidad Del Aire.
- NMX-AA-132-SCFI. (2016). Norma Mexicana NMX-AA-132-SCFI-2016: Muestreo de suelos para la identificación y la cuantificación de metales y metaloides, y manejo de la muestra. In Norma Mexicana, Medio Ambiente Dirección Ambiental (p. 35).
- NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. (2004). NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 Criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio níquel, plata, plomo, selenio, talio y vanadio.
- Nowak, M. M., Skowroński, J., Słupecka, K., y Nowosad, J. (2023). Introducing tree belt designer - A QGIS plugin for designing agroforestry systems in terms of potential insolation. *Ecological Informatics*, 75, 102012. <https://doi.org/10.1016/J.ECOINF.2023.102012>
- Osseiran, N., y Chriscaden, K. (2016). WHO releases country estimates on air pollution exposure and health impact. World Health Organization, 1.

<https://www.who.int/news/item/27-09-2016-who-releases-country-estimates-on-air-pollution-exposure-and-health-impact>

Pandey, G., Venkatram, A., y Arunachalam, S. (2023). Evaluating AERMOD with measurements from a major U.S. airport located on a shoreline. *Atmospheric Environment*, 294, 119506. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOENV.2022.119506>

Pedrosa, I. Modelación de los contaminantes Atmosféricos de la Industria Ladrillera en Cd. Juárez, Chihuahua. Tesis de Maestría, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez. Ciudad Juárez. (2004). 68 p.

Ravankhah, N., Mirzaei, R., y Masoum, S. (2017). Determination of heavy metals in surface soils around the brick kilns in an arid region, Iran. *Journal of Geochemical Exploration*, 176, 91–99. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.01.005>

Rivera Granados, F. (2007). Análisis de plomo y cadmio en suelo urbano circundante al centro ladrillero Satélite en Ciudad Juárez Chihuahua. [Universidad Autónoma de Ciudad Juárez]. https://kipdf.com/universidad-autonoma-de-ciudad-juarez-instituto-de-ciencias-biomedicas-programa-_5aab5cf01723dd9334dd4d06.html

Rodrigues et al. (2012). Programa de eficiencia energética en ladrilleras artesanales de América latina para mitigar el cambio climático. *Panorama da Indústria de Cerâmica Vermelha no Brasil*. 1–83. [http://www.redladrilleras.net/documentos_galeria/PANORAMA DA INDUSTRIA DE CERAMICA.pdf](http://www.redladrilleras.net/documentos_galeria/PANORAMA_DA_INDUSTRIA_DE_CERAMICA.pdf)

Romano, S., Becagli, S., Lucarelli, F., Rispoli, G., y Perrone, M. R. (2020). Airborne bacteria structure and chemical composition relationships in winter and spring PM10 samples over southeastern Italy. *Science of the Total Environment*, 730. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138899>

- Romo Aguilar, M. de L., Córdova Bojórquez, G., y Cervera Gómez, L. E. (2004). Estudio urbano-ambiental de las ladrilleras en el municipio de Juárez. *Estudios Fronterizos*, 5(9), 9–34. <https://doi.org/10.21670/ref.2004.09.a01>
- Rudnick, R. L., y Gao, S. (2013). Composition of the Continental Crust. In *Treatise on Geochemistry: Second Edition (2nd ed., Vol. 4, pp. 1–51)*. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-095975-7.00301-6>
- Sanagi, Mohd. M., Nasir, Z., Lu, S. L., Wan Ibrahim, W. A., y Abu Naim, A. (2008). Linearity assessment according to IUPAC guidelines for the determination of plasticizers in plasters food packaging by gas chromatography.
- Słota, M., Wąsik, M., Stołtny, T., Machoń-Grecka, A., y Kasperczyk, S. (2022). Effects of environmental and occupational lead toxicity and its association with iron metabolism. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 434, 115794. <https://doi.org/10.1016/J.TAAP.2021.115794>
- Smithson, P. A. (2002). IPCC, 2001: climate change 2001: the scientific basis. Contribution of Working Group 1 to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. *International Journal of Climatology*, 22(9), 1144–1144. <https://doi.org/10.1002/joc.763>
- Srimuruganandam, B., y Shiva Nagendra, S. M. (2012). Source characterization of PM 10 and PM 2.5 mass using a chemical mass balance model at urban roadside. *Science of the Total Environment*, 433, 8–19. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.05.082>
- Susha Lekshmi, S. U., Singh, D. N., y Shojaei Baghini, M. (2014). A critical review of soil moisture measurement. In *Measurement: Journal of the International Measurement Confederation (Vol. 54, pp. 92–105)*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.measurement.2014.04.007>
- Szramowiat-Sala, K., Korzeniewska, A., Sornek, K., Marczak, M., Wierońska, F., Berent, K., Gołaś, J., y Filipowicz, M. (2019). The properties of particulate

- matter generated during wood combustion in in-use stoves. *Fuel*, 253, 792–801. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.05.026>
- Tao, J., Cheng, T., Zhang, R., Cao, J., Zhu, L., Wang, Q., Luo, L., y Zhang, L. (2013). Chemical composition of PM_{2.5} at an urban site of Chengdu in southwestern China. *Advances in Atmospheric Sciences*, 30(4), 1070–1084. <https://doi.org/10.1007/s00376-012-2168-7>
- Unrine, J. M., Tsyusko, O. V., Hunyadi, S. E., Judy, J. D., y Bertsch, P. M. (2010). Effects of Particle Size on Chemical Speciation and Bioavailability of Copper to Earthworms () Exposed to Copper Nanoparticles. *Journal of Environment Quality*, 39(6), 1942. <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0387>
- US-EPA. (1978). 239.2 Lead (AA, Furnace Technique).
- US-EPA. (1996). Method 3050B Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils 1.0 Scope and Application.
- US-EPA. (2011). Ecological Risk Assessment | Superfund | US EPA. Risk Management, 28–30. <https://www.epa.gov/risk/ecological-risk-assessment>
- US-EPA. (2020). Particulate Matter (PM) Basics. Particulate Matter (PM) Pollution. <https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics>
- Victoriano Garza Almanza. (2006). Calidad Del Aire Y Salud Publica En Ciudad Juarez Chihuahua. CULCYT, 14–15.
- Volke Sepúlveda, T., Velasco Trejo, J. A., y de la Rosa Pérez, D. (2005). Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Wani, A. L., Ara, A., y Usmani, J. A. (2015). Lead toxicity: A review. *Interdisciplinary Toxicology*, 8(2), 55–64. <https://doi.org/10.1515/INTOX-2015-0009>
- Wark, K., y Warner, C. F. (2013). Contaminación del aire. Editorial Limusa S.A. De C.V.

ANEXO 1

Cálculos para realizar la validación analítica

Linealidad

Pb ($\lambda = 283.3$ nm)

Puntos de la curva de calibración $\mu\text{g/L}$	Volumen final(g)	Concentración madre $\mu\text{g/g}$	Volumen (g)
20	5	200	0.500
30	5	200	0.750
40	5	200	1.000
50	5	200	1.250
60	5	200	1.500
70	5	200	1.750
80	5	200	2.000
100	5	200	2.500

Concentración de Pb stock de 200 µg/g

Concentración inicial mg/L	1000.0
Volumen inicial mL	0.5
Volumen final mL	5.0
Concentración final mg/L	100.0

Concentración inicial mg/L	100.0
Volumen inicial mL	0.5
Volumen final mL	5.0
Concentración final mg/L	10.0

Concentración inicial mg/L	10.0
Volumen inicial mL	0.5
Volumen final mL	5.0
Concentración final mg/L	1.0

Concentración inicial µg/L	1000.0
Volumen inicial mL	5.0
Volumen final mL	25.0
Concentración final µg/L	200.0

Precisión

Pb ($\lambda = 283.3$ nm)

Puntos de la curva de calibración $\mu\text{g/L}$	Volumen final(g)	Concentración madre $\mu\text{g/g}$	Volumen (g)
5	25	1000	0.125
50	25	1000	1.250
100	25	1000	2.500

Concentración de Pb stock de 1000 $\mu\text{g/g}$

Concentración inicial mg/L	1000.0
Volumen inicial mL	0.5
Volumen final mL	5.0
Concentración final mg/L	100.0

Concentración inicial mg/L	100.0
Volumen inicial mL	0.5
Volumen final mL	5.0
Concentración final mg/L	10.0

Concentración inicial mg/L	10.0
Volumen inicial mL	1.0
Volumen final mL	10.0
Concentración final mg/L	1.0

Concentración inicial $\mu\text{g/L}$	1000.0
Volumen inicial mL	0.5
Volumen final mL	5.0
Concentración final $\mu\text{g/L}$	100.0

Veracidad

Para la veracidad se tomó una muestra digerida de suelo al 1% de HNO_3 y se le midió la concentración de Pb a partir de la curva de calibración (concentración del analito conocida), luego se le añadieron concentraciones de 5, 50 y 100 $\mu\text{g/L}$ para Pb y se midió la concentración en las muestras (Concentración de analito en la muestra enriquecida).