



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO

DIVISIÓN DE CIENCIAS FORESTALES

MAESTRÍA EN CIENCIAS EN CIENCIAS FORESTALES

***Prosopis laevigata* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) M.C.Johnst en
suelos regados con aguas residuales del Estado de Hidalgo
TESIS**

Que como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS EN CIENCIAS FORESTALES

Presenta:

ARISAI NOGUEZ CAMARILLO

Bajo la supervisión de: **ELIZABETH HERNÁNDEZ ACOSTA, Dra.**

1854

COORDINACIÓN GENERAL
DE ESTUDIOS DE POSGRADO

APROBADA

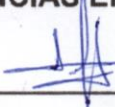
Chapingo, Estado de México, a 31 de Julio de 2020




***Prosopis laevigata* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) M.C.Johnst en suelos
regados con aguas residuales del Estado de Hidalgo**

Tesis realizada por **ARISAI NOGUEZ CAMARILLO** bajo la supervisión del
Comité Asesor indicado, aprobada por el mismo y aceptada como requisito
parcial para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS EN CIENCIAS FORESTALES

DIRECTOR: 
DRA. ELIZABETH HERNÁNDEZ ACOSTA

ASESOR: 
DR. DAVID CRISTÓBAL ACEVEDO

ASESOR: 
DR. ANTONIO VILLANUEVA MORALES

HOJA DE CONTENIDO

LISTA DE CUADROS	vi
LISTA DE FIGURAS.....	vi
DEDICATORIA	vii
AGRADECIMIENTOS.....	viii
DATOS BIBLIOGRÁFICOS	ix
RESUMEN GENERAL.....	x
ABSTRACT	xi
CAPITULO 1 INTRODUCCIÓN GENERAL	1
Antecedentes	3
Las aguas residuales en el valle del Mezquital	4
Justificación.....	6
Objetivos	7
Hipótesis	7
CAPITULO 2. MARCO TEÓRICO Y DE REFERENCIA.....	8
2.1 Las aguas residuales en México.....	9
2.2 El Valle del Mezquital	9
2.3 El suelo y sus Características.....	10
2.3.1 Degradación de suelos	11
2.3.2 pH	11
2.3.3 CE.....	12

2.3.4 Textura	12
2.3.5 Arcillas	13
2.3.6 M.O.	14
2.3.7 Nitrógeno	15
2.3.8 Capacidad de intercambio catiónico	16
2.3.9 Aniones.....	16
2.4.1 Contaminación por metales en el valle del Mezquital.....	17
2.4.2 El plomo.....	18
2.7.1 Importancia de <i>Prosopis laevigata</i> en el valle del Mezquital	20
2.7.2 Acumulación de metales por mezquite	21
CAPITULO 3. BIOACUMULACIÓN DE PB EN ARBOLES DE <i>PROSOPIS LAEVIGATA</i> (HUMB. & BONPL. EX WILLD., M.C. JOHNST), EN SUELOS REGADOS CON AGUAS RESIDUALES	22
Resumen.....	22
Introducción.....	23
Materiales y métodos	24
Área de estudio	24
Determinación de la concentración de Pb y Ni en los horizontes de suelos con agricultura de temporal y riego con aguas residuales	25
Delimitación del área de estudio	25
Muestreo de suelo y de material vegetal en <i>P. laevigata</i>	25
Análisis de las muestras de suelo donde crece <i>P. laevigata</i>	26
Análisis de las muestras vegetales	26

Factor de bioacumulación y de traslocación de Pb en <i>P. laevigata</i>	27
Análisis estadístico	27
Resultados y discusión.....	27
Concentración de Pb y Ni en los horizontes de suelos de agricultura de temporal y riego con aguas residuales	27
Caracterización y concentración de Pb en suelos regados con aguas residuales donde crece <i>P. laevigata</i>	29
Bioconcentración de Pb en arboles de <i>P. laevigata</i>	33
Conclusiones.....	35
Referencias	35
CAPÍTULO 5. CONCLUSIONES GENERALES.....	41
LITERATURA CITADA	43

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Concentración de plomo y níquel en los perfiles de suelo.	28
Cuadro 2. Medidas de tendencia central y dispersión de las variables evaluadas (N = 24).	30

LISTA DE FIGURAS

FIGURA1 Ubicación del Valle Mezquital, al norte de la Ciudad de México, y los tres distritos de riego (ID): ID-003 (Tula), ID- 100 (Alfajayucan) e ID-112 (Ajacuba) en los que se utilizan aguas residuales no tratadas de la Ciudad de México (siehe et al., 2016).....	5
--	---

DEDICATORIA

El presente trabajo está dedicado a mis padres M.C. Juan Noguez Estrada y M.Ed. Ma. Guadalupe Camarillo Montoya quienes han sido la base de todos mis logros, me han enseñado a levantarme después de mis fracasos, me motivan día a día para superarme y siempre me ha brindado su amor de manera incondicional. A mi hermana Frida Valeria Noguez Camarillo, por siempre regalarme una sonrisa y darme su cariño.

A mis abuelos Ma. del Socorro Montoya Estrada, Rafael Camarillo Balandrán, Porfirio Noguez Martínez, quienes siempre tienen una palabra de aliento y en especial a mi abuelita Inocencia Estrada (+) quien sé, que desde el cielo me está cuidando.

A todas aquellas personas que a lo largo de mi vida me han apoyado de manera incondicional y quienes hasta la fecha me siguen brindado su amistad.

AGRADECIMIENTOS

A mi casa de estudios, la universidad Autónoma Chapingo por la educación brindada.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la beca otorgada para realizar mis estudios de posgrado a lo largo de dos años.

A la Dra. Elizabeth Hernández Acosta, por su paciencia, atención y conocimiento brindado durante la realización del posgrado y desarrollo de la presente investigación.

Al Dr. David Cristóbal Acevedo, por sus conocimientos, paciencia, apoyo y tiempo brindado en el transcurso de la realización del presente trabajo de investigación.

Al Dr. Antonio Villanueva Morales, por su apoyo en la parte de análisis estadístico de esta investigación.

A la Dra. Ma. Amparo Máxima Borja de la Rosa, por su apoyo, paciencia y tiempo brindados para la realización del presente trabajo.

Al M.C. Oscar Fernández Fernández, por su paciencia, conocimiento, amabilidad, tiempo para la realización del presente trabajo, así como por su amistad.

DATOS BIBLIOGRÁFICOS

Arisai Noguez Camarillo nació el 17 de febrero de 1993 en Tezontepec de Aldama, Hidalgo y en donde vivió la mayoría de su infancia. El bachillerato lo realizó en el Centro de Estudios Tecnológicos en Aguas Continentales # 2 en el estado de Hidalgo, en el periodo 2007-2010. Los estudios de licenciatura los desarrollo en la Universidad Autónoma Chapingo, en la Ingeniería en Recursos Naturales Renovables, generación 2010-2015, el título se obtuvo en septiembre de 2016 con la tesis bajo el nombre de “Cuantificación y especiación de elementos potencialmente tóxicos aportados por depósitos de mina en el río Tolimán, Zimapán Hidalgo”. En 2017 laboro en la consultoría de Servicios de Ingeniería Forestal SA de CV, con sede en Chilpancingo, estado de Guerrero. En 2018 ingreso al programa de posgrado Maestría en Ciencias Forestales, de la división de Ciencias Forestales, en la Universidad Autónoma Chapingo, sede Texcoco de Mora, Estado de Hidalgo.

RESUMEN GENERAL

El mezquite (*Prosopis laevigata*) se distribuye en el Valle del Mezquital, región semiárida de México. Esta especie es endémica y con valor de uso en este valle; la madera es utilizada en hornos de cocción, barreras vivas y el fruto para consumo humano. Sin embargo, esta especie se ha sometido a contaminación producto del riego con aguas residuales. En trabajos recientes, se identificó a la especie como acumuladora de plomo en plántulas en condiciones de laboratorio e invernadero. Por lo anterior, el objetivo del estudio fue determinar la concentración de plomo en suelo y su bioacumulación en arboles de mezquite establecidos en suelos regados con aguas residuales, para identificarla como fitoextractora de plomo. Se colectaron muestras vegetales en 24 árboles de *Prosopis laevigata* en 37.3 ha agrícolas regadas con aguas residuales, a la par se tomó una muestra de suelo bajo su dosel. La concentración de plomo se cuantificó en las muestras vegetales y de suelo, la concentración de plomo en planta se analizó con el estadístico de Kruskal Wallis y una prueba de Mann-Whitney, por último, se obtuvieron los factores de acumulación (FBC) y traslocación (FT). La concentración de plomo extractable en suelo fue de 1.99 mg kg⁻¹, mientras que en raíz fue de 79.61 mg kg⁻¹, en hoja de 21.4 mg kg⁻¹ y en fruto de 64.13 mg kg⁻¹, lo que indica, que existe transferencia de plomo del suelo a la planta. De acuerdo con el análisis estadístico, la concentración de plomo es mayor en raíz (79.45 mg kg⁻¹) y fruto (19.9 mg kg⁻¹) con respecto a hoja (3.95 mg kg⁻¹). El factor de bioacumulación en plomo fue de 102.86 y el factor de traslocación en plomo es de 9.52. Se puede decir que *Prosopis laevigata* es una especie hiperacumuladora de plomo en suelos regados con aguas residuales.

Palabras clave: mezquite; leguminosa; factor de bioacumulación; factor de traslocación; hiperacumuladora.

ABSTRACT

Mesquite (*Prosopis laevigata*) is distributed in the Valle del Mezquital, semi-arid region of Mexico. This species is endemic and with use value in this valley; the wood is used in cooking ovens, living barriers and the fruit for human consumption. However, this species has been subjected to contamination by the irrigation with wastewater. In recent researches, the species was identified as an accumulator of lead in seedlings under laboratory and greenhouse conditions. Therefore, the objective of the study was to determine the content of lead in soil and bioaccumulation in mesquite trees established in soils irrigated with wastewater, to identify it as a phytoextractor of lead. Vegetable samples were collected from 24 *Prosopis laevigata* trees on 37.3 ha of agricultural land irrigated with wastewater, while a soil sample was taken under their canopy. The lead content was quantified in the plant and soil samples, the lead content in the plant was analyzed with the Kruskal Wallis statistic and a Mann-Whitney test. Finally, the accumulation factors (AF) and translocation factor were obtained (TF). The concentration of extractable lead in the soil was 1.99 mg kg^{-1} , while in the root it was 79.61 mg kg^{-1} , of 21.4 mg kg^{-1} in the leaf and of 64.13 mg kg^{-1} in the fruit, which indicates that, there is transfer of lead from the soil to the plant. According to the statistical analysis, the concentration of lead is higher in the root (79.45 mg kg^{-1}) and fruit (19.9 mg kg^{-1}) compared to the leaf (3.95 mg kg^{-1}). The lead bioaccumulation factor (BCF) was 102.86 and the lead translocation factor (TF) is 9.52. *Prosopis laevigata* is a lead hyperaccumulator species in soils irrigated with wastewater.

Keywords: mesquite; legume; bioaccumulation factor; translocation factor; hyperaccumulator.

CAPITULO 1 INTRODUCCIÓN GENERAL

Los recursos naturales actualmente sufren de una grave crisis debido a las actividades antropogénicas aunado al cambio climático. Las actividades agrícolas, comerciales e industriales, generan contaminación en mayor o menor medida (Trejo-Calzada, Pedroza-Sandoval, Reveles-Hernández, Ruíz-Torres, & Arreola-Avila, 2015). A nivel mundial la contaminación por actividades agrícolas está asociada al mal manejo y la adición de productos químicos para incrementar rendimientos. En países en desarrollo, la contaminación se genera también por la utilización de aguas residuales en sistemas de riego, a fin de mejorar la agricultura; pero la problemática radica en tratamientos inadecuados o nulos del agua.

En México, el primer sistema agrícola con aguas residuales se introdujo hace 108 años en el Valle del Mezquital, estado de Hidalgo, considerándose a nivel Latinoamérica una de las áreas agrícolas más grandes irrigada bajo dicho sistema (Acosta-Zamorano, Macías-Carranza, Mendoza-Espinosa, & Cabello-Pasini, 2013). La superficie regada es de 90,000 has. las cuales distribuyen el agua a través de tres distritos de riego: 003 Tula, 100 Alfajayucan y 112 Ajacuba (Siebe, Chapela-Lara, Cayetano-Salazar, & Prado, 2016).

El uso de aguas residuales en el Valle del Mezquital se analiza debido a la importancia en producción agrícola y a que muchas de estas tierras utilizan el riego con aguas residuales sin tratamiento. El agua que se irriga en dicha superficie proviene de la zona metropolitana de la Ciudad de México, esta contiene contaminantes orgánicos e inorgánicos (metales pesados). Los metales, causan problemas ambientales debido a que no se degradan (Buendía-González, Orozco-Villafuerte, Cruz-Sosa, Barrera-Díaz, & Vernon-Carter, 2010) y tienden a bioacumularse (Trejo-Calzada et al., 2015).

Al respecto Hernández-Silva, Flores-Delgadillo, Maples-Vermeersh, Solorio-Munguía, & Alcalá-Martínez, (1994) encontraron bajas concentraciones de metales en suelos del distrito 003 mientras que Siebe, (1994) y Prieto-García, Méndez-Marzo, Martínez-Pezina, & Prieto-Méndez, (2007) en el mismo distrito (003) reportaron concentraciones elevadas de Pb en suelo, relacionándose con el tiempo de irrigación y las características del suelo. El Pb se considera peligroso por su alta toxicidad y tendencia a bioacumularse en plantas, introduciéndose a la cadena trófica causando daños en la salud humana. Se reporta bioacumulación (Pb) en maíz, alfalfa y trigo (Vázquez-Alarcón, Justin-Cajuste, Siebe-Grabach, Alcántar-González, & De La Isla De Bauer, 2001). Sin embargo, poco se ha estudiado respecto a las especies nativas de la región.

En zonas áridas, la Familia fabaceae es una de las más representativas como hiperacumuladoras de metales pesados (Trejo-Calzada et al., 2015). Dichas especies cuentan con mecanismos que permiten remover, transformar, mineralizar o estabilizar contaminantes (Delgadillo-López, González-Ramírez, Villagómez-Ibarra, & Acevedo-Sandoval, 2011), además de su adaptabilidad para tolerar y prosperar en ambientes con temperaturas extremas, alta concentración de sal y deficiencia de nutrientes en los suelos (Buendía-González, Orozco-Villafuerte, Cruz-Sosa, et al., 2010).

De la familia fabácea, el género *Prosopis* (mezquite) se investiga en los últimos años por su potencial de fitorremediación debido a su alta adaptabilidad (Aldrich, Gardea-Torresdey, Peralta-Video, & Parsons, 2003), al mejorar las características del suelo, su crecimiento en sitios contaminados y su potencial para acumular metales pesados (Armienta, Ongley, Cruz, Mango, & Villaseñor, 2008); (Buendía-González, Orozco-Villafuerte, Estrada-Zúñiga, et al., 2010).

Prosopis laevigata se distribuye en las zonas áridas y semiáridas de México (Rodríguez Saucedo et al., 2014), en el Valle del Mezquital toma importancia por su uso como leña, barreras vivas y la ingesta del fruto. Los trabajos realizados la catalogan como acumuladora de Pb y Ni (Buendía-González, Orozco-Villafuerte, Estrada-Zúñiga, et al., 2010) e hiperacumuladora de Cu y Cd (Buendía-González, Orozco-Villafuerte, Cruz-Sosa, et al., 2010). Los diversos estudios realizados, son principalmente en plántula y en condiciones controladas, por ello la importancia de generar información con plantas establecidas y adaptadas a medios contaminados en periodos más largos, además; dicha especie es de amplio uso y consumo en la zona.

Antecedentes

La búsqueda de mejorar la calidad de vida ha hecho que la población mexicana emigre a las ciudades. Lo que provoca mayor demanda de bienes y servicios, lo cual a su vez también genera una mayor cantidad de residuos. Dentro de estos residuos se encuentra el agua residual. En la mayoría de los estados la población ha emigrado a las capitales del mismo estado o inclusive a la capital del país.

En México alrededor del año 1970 mucha de la población que radicaba en las zonas agrícolas del país emigro a las ciudades, a causa de la crisis económica lo cual generó un aumento significativo en la población y con ello también un exceso de aguas residuales. La Ciudad de México fue y es un destino idóneo para aquellos en búsqueda de oportunidades por lo cual aunada a la zona metropolitana es considerada una de las aglomeraciones más grandes del mundo y por tanto también uno de los mayores productores de aguas residuales no tratadas para uso agrícola en todo el mundo. Dichas aguas son dirigidas mediante el gran canal al Estado de Hidalgo en específico al valle del Mezquital,

donde se utilizan en la agricultura para regar. Por lo anterior en los años noventa fue el sitio de los principales estudios epidemiológicos.

Las aguas residuales en el valle del Mezquital

En la región del Valle del Mezquital, estado de Hidalgo, desde hace 108 años se utiliza el agua residual que proviene de la zona metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM) con fines agrícolas (Ponce-Lira, Serrano-Olvera, Rodríguez-Martínez, & Sánchez-Herrera, 2020), además de uno de los más antiguos esquemas de irrigación agrícola usando aguas residuales (Acosta-Zamorano et al., 2013). Estas aguas irrigan una superficie de 90,000 has de tierras agrícolas (Figura 1), las cuales distribuyen el agua a través de los distritos de riego: 003 Tula, 100 Alfajayucan y 112 Ajacuba (Siebe et al., 2016).

Por la cantidad de años en que se han regado las parcelas con aguas negras existen actualmente muchos estudios sobre la problemática de dicha zona, en los cuales se hablan del problema de metales pesados en suelos, la presencia de patógenos en el agua y también de los beneficios en cuanto a nutrientes se refiere. Dentro de dichos trabajos de investigación, Siebe, (1994), reporto disponibilidad moderada de Pb para maíz y alfalfa. Por su parte Justin Cajuste, et al. (2001); Carrillo-González, Cerón-Lazcano, González-Chávez, García-Cué, & Cruz-Díaz, (2018) encontraron una tendencia general a aumentar la disponibilidad de dichos metales por efecto del tiempo de uso del agua residual y que estos se encuentran presentes en cultivos como maíz. Lo cual puede causar problemas a la salud humana al poder incorporarse a la cadena trófica.

El riego de aguas residuales es un es un tema de salud pública y calidad ambiental (Qadirab, et al., 2010), por ello el uso de tecnologías de remediación se hace indispensable en zonas con problemas de contaminación como el valle del Mezquital. En años recientes la fitorremediación ha tomado importancia,

porque es un método que permite amortiguar dichos efectos y además de ser amigable con el ambiente. Dentro de ello las especies de las zonas áridas son potenciales fitorremediadoras (Trejo-Calzada et al., 2015). Al ubicarse el valle del Mezquital en un área semiárida se hace necesario la identificación de especies que cumplan con lo necesario para fitorremediar el área. Lo que mejoraría la eficiencia de remediación, debido a que pertenece al ecosistema.

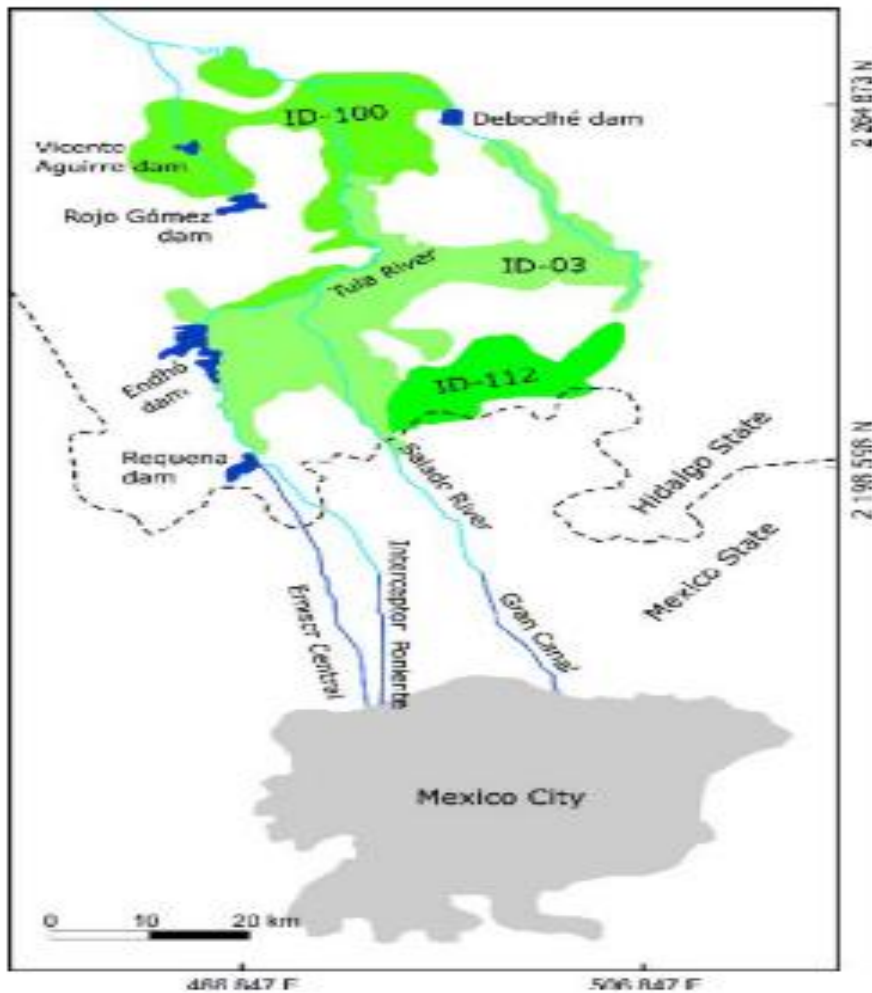


Figura 1 Ubicación del Valle Mezquital, al norte de la Ciudad de México, y los tres distritos de riego (ID): ID-003 (Tula), ID- 100 (Alfajayucan) e ID-112 (Ajacuba) en los que se utilizan aguas residuales no tratadas de la Ciudad de México (Siebe et al., 2016).

Actualmente hay estudios alrededor de *Prosopis laevigata*, especie nativa del valle del Mezquital, sin embargo, estos estudios son en laboratorio. Dicha especie se identificó como extractora de metales pesados (Buendía-González, Orozco-Villafuerte, Estrada-Zúñiga, et al., 2010), lo que permite amortiguar la contaminación producto de las aguas residuales. Los estudios que existen en la especie son en plántulas y principalmente en laboratorio, actualmente existen pocos estudios de la especie en árboles, en campo y en zonas con problemas de contaminación producto del riego con aguas residuales. Por esto es importante observar a la especie en ambientes naturales y donde es sometida por años a la contaminación.

Justificación

En el estado de Hidalgo existen diversos estudios relacionados al riego con aguas residuales, al impacto en el suelo y a la absorción de estos por los cultivos de la zona. A pesar de que no hay evidencia de problemas graves de contaminación, debido a las características del suelo, es necesario la búsqueda de alternativas que permitan mitigar el grado de contaminación actual, considerando el entorno social y cultural de la región. Por ello, la fitorremediación con especies nativas y además con valor de uso, representan una alternativa sustentable para conservar los recursos como el agua y el suelo. El valle del mezquital pertenece a la región semiárida del estado de Hidalgo es una zona contaminada por el uso de aguas residuales provenientes de la zona metropolitana de la Ciudad de México, dichas aguas traen tanto contaminantes orgánicos como inorgánicos (metales pesados).

En la zona se encuentran el Mezquite (*Prosopis laevigata*) al cual debe su nombre la región Valle del Mezquital, dicha especie es de suma importancia ecológica y cultural. Se le conoce por su capacidad para mejorar las propiedades del suelo, fija nitrógeno, tolerar ambientes con escasez de agua y altas concentraciones

de sales. Por lo anterior la investigación en los últimos años la propone como una especie con potencial extractor de metales pesados. Por ello es pertinente estudiar el comportamiento de dicha especie a nivel de árbol y en condiciones de campo, con la finalidad de utilizarla como fitorremediadora de suelos contaminados del municipio de Tezontepec de Aldama, Hidalgo y a su vez, provocar su adopción por los productores de la región.

Objetivos

General:

Evaluar el crecimiento y desarrollo del Mezquite (*Prosopis laevigata*), en suelos regados con aguas residuales, para proponerla como especie fitorremediadora en zonas áridas y semiáridas del estado de Hidalgo.

Particulares:

- Evaluar las propiedades físicas y químicas, de los suelos regados con aguas residuales, donde crece *Prosopis laevigata*.
- Determinar la concentración de plomo en suelos regados con aguas residuales y la bioacumulación de estos en *Prosopis laevigata*.
- Determinar los riesgos ambientales y de salud pública que representa el riego de aguas residuales en los suelos del valle del Mezquital donde crece *Prosopis laevigata*.

Hipótesis

Prosopis laevigata se adapta a ambientes extremos y suelos poco profundos, es una especie que mejora las condiciones del suelo bajo su dosel, es acumuladora de metales como el Pb y Ni biodisponible, por lo que se le considera fitorremediadora en suelos contaminados del valle del Mezquital, Hidalgo.

CAPITULO 2. MARCO TEÓRICO Y DE REFERENCIA

En la actualidad los problemas ambientales son cada vez más intensos, además de que se incrementan año con año. La gran mayoría de la problemática ambiental se origina por actividades antropogénicas. Dentro de dichas actividades los recursos más impactados son el agua y el suelo, el primero por su mal manejo y uso desmedido, además de su posterior desecho sin tratamiento previo, el segundo al estar en contacto directo con las fuentes de contaminación incluyendo al agua. La relación agua y suelo es directamente proporcional, por ello si uno se encuentra en buenas condiciones el otro también. Dicha relación se muestra principalmente en el papel que desempeña el suelo en el ciclo hidrológico; este recurso se considera como el medio en donde se reciclan desechos (Ortiz Solorio, 2019), en el mismo contexto el suelo funciona como un filtro del agua en el ciclo hidrológico, por ende, es importante tener en cuenta la salud de ambos recursos.

Tanto el sector agrícola, los consumidores y parte de las instituciones de gobierno en varios países no visualizan en su totalidad los posibles impactos del riego con aguas residuales (Qadir et al., 2010); el cual sin un manejo adecuado puede dañar gravemente la salud humana y el medio ambiente (Hernández Acosta, 2011). Lo anterior se debe a los patógenos asociados al agua, a los metales pesados y otros componentes indeseables, que está en función de su procedencia. La adición de agua y la aportación de nutrientes a los cultivos, son ventajas del uso de aguas residuales (Lesser, Mora, Moreau, Mahlkecht, & Hern, 2018), en suelos áridos y semiáridos, lo anterior vuelve más fértiles dichos suelos. El uso de las aguas residuales sin un adecuado manejo, es motivo de preocupación con especial atención en aquellos países donde el efluente industrial ingresa a las aguas residuales domésticas y a las corrientes naturales (Qadir et al., 2010).

2.1 Las aguas residuales en México

En México los últimos años los procesos productivos y el crecimiento demográfico generan sobreexplotación de los recursos naturales. Lo anterior se atribuye principalmente a la ubicación geo ecológica de su población, y como consecuencia dichos recursos son cada vez más limitados por persona (CONAGUA, 2014). En estas tierras secas, es donde se encuentran los principales distritos de riego los cuales producen el 70% del producto interno bruto del sector agroalimentario y donde se riega el 92% de las tierras agrícolas. La agricultura es la principal consumidora de las reservas de agua del país (78%), posteriormente el consumo doméstico (12%) y el uso industrial (10%) (CONAGUA, 2008).

La creación de los distritos de riego con agua residual trae consigo problemas ambientales, debido a que la reutilización se realiza sin antes tratar dicha agua y por consiguiente acarrea contaminantes orgánicos o inorgánicos además de patógenos. Estos problemas de carácter crítico se presentan principalmente en las regiones semiáridas debido a que dichos sistemas se aplican ante a la falta de agua (Acosta-Zamorano et al., 2013)

2.2 El Valle del Mezquital

En el valle del Mezquital desde hace más de 100 años se utiliza el agua residual que proviene de la zona metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM) con fines agrícolas. El área conurbana de esta, es uno de los mayores productores de aguas residuales no tratadas para uso agrícola en todo el mundo (Contreras et al., 2017). Más del 70% (60 m³/s) de las aguas residuales generadas por esta megaciudad se descarga sin tratamiento convencional en el valle para proporcionar nutrientes a los cultivos y aumentar la fertilidad del suelo en esta región semiárida (Lesser et al., 2018). Es uno de los sistemas de riego más grandes de Latinoamérica (Acosta-Zamorano et al., 2013), donde se realizaron en la década de 1990 estudios epidemiológicos claves, debido principalmente por la producción de alimentos (Contreras et al., 2017).

Muchos autores desde la década de los 90's a la fecha realizan diversos estudios relacionados con la contaminación de la zona. Al respecto Justin Cajuste, *et al.* (2001) en el valle del Mezquital analizo la concentración de Cadmio, Níquel y Plomo en Agua Residual, Suelo y Cultivos, En algunos de ellos se menciona la presencia en el suelo y transferencia de Pb a cultivos de maíz (Vázquez-Alarcón, Justin-Cajuste, Siebe-Grabach, Alcántar-González, & De La Isla De Bauer, 2001; Carrillo-González, Cerón-Lazcano, González-Chávez, García-Cué, & Cruz-Díaz, 2018). De manera general los estudios mencionan una tendencia al aumentar la disponibilidad de dichos metales por efecto del tiempo de uso del agua residual y por ende de bioacumularse en las plantas. Dada la importancia ecosistémica del valle se deben buscar alternativas que amortigüen la problemática ambiental generada por el aporte de aguas residuales no tratadas al suelo agrícola.

2.3 El suelo y sus Características

Una definición en específico del suelo no existe, esta dependerá del área desde donde se aborde. Para el presente trabajo se trabajará desde el enfoque ambiental; el suelo tiene un papel fundamental en los procesos ecosistémicos, debido a las funciones y servicios que realiza tales como la regulación, distribución del flujo de agua o como amortiguador de los efectos de diversos contaminantes. Se puede definir como un material resultante de la interacción entre las rocas y el material orgánico superficial, el cual se modifica por diversos factores como la acción del agua de lluvia, la radiación solar y el viento (Prado, Siebe, Wolf, Martínez Hernández, & Mora, 2015).

Además, de ser el medio de desarrollo de las plantas y base de la materia prima para el ser humano, también se considera como el medio de reciclaje de desecho, que es participe en el ciclo hidrológico (Ortiz Solorio, 2019). Un cuerpo natural que consiste en capas (horizontes del suelo), compuestas de materiales minerales meteorizados, materia orgánica, aire y agua, además es producto del tiempo combinado con el clima, la topografía, los organismos vivos (flora, fauna y ser humano), los materiales parentales (rocas y minerales originarios) (Alcalde, 2015). Es por lo anterior que se vuelve de suma importancia conocer las

características físicas y químicas que nos lleve a realizar un diagnóstico y por ende un buen manejo, sobre todo en zonas donde existe degradación y contaminación.

2.3.1 Degradación de suelos

El suelo es un sistema natural dinámico y diverso, se encuentra en continua interacción con la litosfera, hidrosfera, atmósfera y biosfera, es complejo, dinámico y permeable (Alcalde, 2015). Al ser muy sensible a los cambios; puede degradarse con facilidad e incluso desaparecer. La contaminación es una forma de degradarlo, al incorporarle elementos extraños productos de las actividades humanas, y con ello modificar sus características físicas, químicas y biológicas. La contaminación por metales pesados es una de las más complejas de mediar, pero su evaluación es necesaria. Las propiedades más representativas que permiten inferir el comportamiento de los metales pesados en el suelo son: el pH, CE, Arcillas y Arenas, M.O., CIC y Aniones

2.3.2 pH

Es la propiedad que mide la concentración de iones H^+ , en estado libre en las soluciones del suelo (Pérez-López, 2013) y su medición es ampliamente utilizada, debido a que es un indicador de varios de los procesos y reacciones que ocurren en el suelo. De acuerdo (Hernández Acosta, 2011), este puede ser la propiedad química más importante de un suelo. Al conocer el pH se puede inferir sobre el comportamiento de los componentes del suelo, tal es el caso de los metales. La mayoría de estos a pH ligeramente ácidos se encuentran disponibles (Ramírez Niño & Navarro Ramírez, 2018) para ser absorbidos por las raíces de las plantas y ocurre lo contrario en suelos alcalinos. Los suelos con pH alcalinos tienen la capacidad de retenerlos y con ello amortiguar los efectos en las plantas. De acuerdo con (Ortiz Solorio, 2019) para los suelos minerales de regiones áridas y semiáridas el pH del suelo de manera natural se encuentra entre 7 y 9, o entre la neutralidad y moderadamente alcalinos. Por tanto, los

suelos alcalinos de las regiones áridas y semiáridas son buenos amortiguadores de la contaminación producto de metales pesados como el Pb.

2.3.3 CE

La CE es la propiedad de un material que le permite conducir el flujo de la electricidad (SEMARNAT, 2002), mediante esta se puede estimar de manera indirecta la salinidad en el suelo. La salinidad inhibe el crecimiento de las plantas y reduce la productividad agrícola a causa de un déficit hídrico, toxicidad por los iones que la inducen y al desbalance nutrimental que ocasiona (Cepeda-Guzmán et al., 2014). La salinidad es causada por una excesiva acumulación de iones, principalmente sodio (Na), calcio (Ca), magnesio (Mg), cloro (Cl), sulfato (SO_4), carbonatos (CO_3) y bicarbonatos (HCO_3).

En las zonas áridas del norte de México se presentan con frecuencia altos niveles de calcio (Ca), magnesio y sulfato en el agua de riego, lo que impacta directamente en la conductividad eléctrica (Cepeda-Guzmán et al., 2014), sin embargo los problemas de salinidad en los últimos años han incrementado debido a la aplicación de riegos con aguas residuales sin tratamiento previo, dichas aguas portan principalmente sodio y cloro.

2.3.4 Textura

La textura del suelo se considera una de la principales propiedades físicas del suelo; esta determina el arreglo, el espacio disponible que deja la fase sólida y por ende la queda disponible para las otras dos fases de éste (líquida y gaseosa) (Hernández Acosta, 2011). También define la relación porcentual de cada uno de los grupos de partículas menores de 2 mm de diámetro. Y puede decirse que esta propiedad tiene una influencia directa en propiedades como porosidad, densidad aparente, régimen hídrico, régimen térmico, permeabilidad, aireación y distribución de la materia orgánica, entre otras.

Las proporciones de las fracciones se agrupan en tres grandes grupos (arena, limo y arcilla) (FAO, 2020). El primero en arena gruesa: tiene baja compactación,

macroporosidad alta, baja retención de agua y bajo almacenamiento de nutrientes; el segundo correspondiente a limo: se caracteriza por encostramiento de sales, baja velocidad de infiltración, capacidad de retención de agua y almacenamiento de nutrientes de baja a alta; y el último, la arcilla: de alta compactación, microporosidad alta, capacidad de intercambio catiónico alta, capacidad de retención alta y dificultad para penetración de raíces. El conocimiento de estas características en el suelo, son importantes para definir el comportamiento de este ante la contaminación por metales.

2.3.5 Arcillas

Los suelos ricos en arcilla tienden a adsorber los metales pesados, que quedan retenidos en sus posiciones de cambio (Bautista, Campuzano, Delgado, & Goguitchaichvili, 2017) y de forma inversa ocurre en los suelos arenosos, por lo que los metales pesados en estos últimos pasan rápidamente al subsuelo y pueden contaminar los niveles freáticos. Se ha encontrado una correlación positiva entre el contenido de arcilla y los parámetros de retención de cadmio y plomo al estudiar las isotermas de adsorción de estos elementos, mientras que, con el contenido de arenas, la correlación era negativa (Álvarez-Rodríguez & Fernández-Marcos, 2011). Un bajo porcentaje de arcilla restringe la capacidad de adsorción de estos elementos en el suelo (Carrillo-González et al., 2018).

El contenido y tipo de arcillas está regido por el origen del suelo (la roca madre), y por ello es de difícil modificación. Los minerales primarios comunes en los suelos heredados por la roca madre se pueden organizar de acuerdo con su susceptibilidad a los procesos de meteorización en dos series; la primera de minerales félicos; plagioclasas (Na-Ca)> K-feldespato>moscovita> cuarzo y la segunda de minerales máficos; olivino>piroxenos> anfíboles> biotita (Kabata-Pendias, 2001). El tipo de arcilla también influye en el comportamiento de los metales, ya que cada especie mineral tiene determinados valores de superficie específica y carga eléctrica (Álvarez-Rodríguez & Fernández-Marcos, 2011).

2.3.6 M.O.

La materia orgánica es una de las propiedades más importantes en el suelo, debido de que de ella provienen la mayor parte de los nutrientes como el carbono y nitrógeno, necesarios para el desarrollo de las plantas y por ende también la salud de este. Esta es el resultado de la descomposición de los organismos vivos. La materia orgánica está constituida por restos de animales y plantas (hojas caídas, troncos muertos, raíces de árboles o hierbas y residuos de cosecha) en varios estados de descomposición, que cumple importantes funciones, además es un indicador de la calidad de los suelos pues condiciona sus propiedades físicas, químicas y biológicas (Porta *et al.*, 2014). Una forma de aportar carbono al suelo es mediante la incorporación de materia orgánica al suelo.

El carbono en los suelos puede encontrarse en forma orgánica e inorgánica (Ortiz Solorio, 2019). El carbono orgánico del suelo (COS) es un componente importante del ciclo global del C, ocupando un 69,8 % del C orgánico de la biosfera (Rodríguez-Eugenio, McLaughlin, & Pennock, 2019). La velocidad de proliferación de microorganismos y la rapidez con que la materia orgánica se mineraliza, son un índice que permite conocer la calidad del suelo (Gamarra, *et.al.*, 2018). Lo anterior radica en la importancia la velocidad y el equilibrio entre procesos de mineralización, estos están en función de los organismos que viven en el suelo; son factores determinantes para la circulación de nutrientes y del carbono en este, además estos condicionan la humificación (producto aprovechado para la nutrición de las plantas).

El producto final de los procesos de descomposición de la materia orgánica es la humificación. Los ácidos húmicos tienen grandes efectos físicos, químicos y biológicos sobre el suelo, en especial aquellos que muestran malas condiciones físicas (dificultan la producción de cultivos) (Luz Evelia Herrera Lara, 2019). Estos ácidos contribuyen en la formación-mantenimiento de la estructura del suelo, reducen los efectos de compactación y costras superficiales, disminuyen la erosión, mejoran la percolación y retención de agua del suelo, amortiguan cambios de pH y salinidad en el suelo, retienen los nutrimentos por sus

propiedades de intercambio catiónico, incrementan la temperatura del suelo por optimizar los regímenes hídrico, eólico y térmico, aumentan la disponibilidad de algunos nutrientes que de otro modo formarían compuestos escasamente solubles, aumentan el almacén de nutrientes y protegen al ambiente de la acción de metales tóxicos y algunos pesticidas (por su capacidad quelante)

Además del carbono también la materia orgánica es fuente de N, P, S y micronutrientes para las plantas, proporcionan energía a los microorganismos, liberan CO₂ (Bautista, Campuzano, Delgado, & Goguitchaichvili, 2017).

2.3.7 Nitrógeno

El nitrógeno en el suelo proviene de la descomposición de la materia orgánica, liberando a su vez nutrientes para ser asimilados por las plantas. Este también puede ingresar al suelo por medio de las bacterias y otros procariontes unicelulares que convierten el nitrógeno atmosférico, en formas biológicamente utilizables formando nódulos (Calvo, 2011). El nitrógeno atmosférico puede asimilarse al “romper” la unión de sus enlaces por medios enzimáticos y así producir compuestos nitrogenados, este es aprovechado principalmente por las plantas que forman relaciones simbióticas. Un ejemplo de simbiosis entre bacterias fijadora y planta es la que tienen las leguminosas.

Para las zonas áridas y semiáridas el nitrógeno al provenir principalmente de la mineralización de la materia orgánica (escasa y de lenta producción en este tipo de ecosistemas), es un limitante en la nutrición de las plantas. En este tipo de regiones las especies de leguminosas es importante al ser una fuente importante de nitrógeno al sistema y con ello mejorar la nutrición de las mismas especies y especies cercanas (Celaya-Michel & Castellanos-Villegas, 2011). Sin embargo, la fragilidad de los ecosistemas áridos y semiáridos ha generado que sean muy vulnerables al impacto de la contaminación.

2.3.8 Capacidad de intercambio catiónico

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) se expresa comúnmente en meq/100 gr de suelo se puede definir como la suma total de cationes intercambiables que el suelo es capaz de adsorber (Ortiz Solorio, 2019). Se considera que esta es muy variable ya que depende de varias de las características del suelo. La CIC principalmente se encuentra en función de la cantidad y tipo de arcilla, además del humus en el suelo; debido a su capacidad coloidal. Aunque también depende de la proporción de coloides y mineralogía de estos (superficie específica), que ocasiona un amplio rango de variación.

En suelos arenoso franco de la RSP alcanzan valores tan bajos como 5 meq/100gr, mientras que en suelos francos pueden superar los 15 meq/100gr (Quiroga & Bono, 2012). La CIC es una propiedad mediante el cual podemos inferir la reserva nutrimental (NOM-021-SEMARNAT-2000), es de relevancia en la adsorción de metales pesados; es muy baja para los minerales del grupo de la caolinita, baja para los del grupo de las micas y alta para las vermiculitas y esmécticas (Álvarez-Rodríguez & Fernández-Marcos, 2011).

2.3.9 Aniones

Los iones predominantes en el suelo es Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ Na^+ , la predominancia de ellos se atribuye a la formación de las arcillas, la solución formada por la disolución de los silicatos contiene estos iones, estos se liberan producto de la meteorización de la roca madre (Ortiz Solorio, 2019). Estos iones se encuentran adheridos a los coloides de carga negativa principalmente arcillas y humus (Pérez-López, 2013), por lo cual estos ocupan espacios de intercambio en el suelo.

En las regiones más áridas y/ o semiáridas, el Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ , Na^+ , dominan el complejo de intercambio a pH cerca de la neutralidad o ligeramente alcalino. Dichos suelos se consideran amortiguadores de pH y buenos estabilizadores de los metales pesados (Ortiz Solorio, 2019). Además, los carbonatos pueden

coprecipitar con los metales pesados, incorporándose en su estructura, o al ser absorbidos por óxidos (principalmente Fe y Mn) que se precipitaron sobre los carbonatos (Kabata-Pendias, 2001).

2.4 Contaminación por metales

Cuando se habla de contaminación en el suelo, se debe de entender que es la presencia de un químico o sustancia en este, que no corresponda de manera natural y/o que se encuentre en concentraciones más altas de lo normal (Rodríguez-Eugenio et al., 2019). Estas sustancias al incrementar sus concentraciones causan efectos nocivos a los organismos.

En el suelo los contaminantes se pueden agrupar en orgánicos e inorgánicos. De los inorgánicos existen muchos tipos, sin embargo se han identificado a los metales pesados como los contaminantes más peligrosos (Cuizano, Reyes, Domínguez, & Llanos, 2010). Aunado a lo anterior los metales pesados son utilizados ampliamente en la agricultura, minería, fundición, galvanoplastia, refinado de oro, gasolina, explosivos, entre otros (Gupta, Huang, & Corpas, 2013).

2.4.1 Contaminación por metales en el valle del Mezquital

El valle del mezquital es uno de los primeros y principales áreas de estudio en contaminación por aguas residuales en México, debido a su amplitud y también por ser el más antiguo. Dentro de los resultados obtenidos en la zona el plomo ($3.9\text{--}47.0 \text{ mg kg}^{-1}$) en suelo, plomo en plantas de maíz (0.06 mg kg^{-1}) (Ponce-Lira et al., 2020), Ni en suelo ($0.63\text{--}1.68 \text{ mg kg}^{-1}$) y en maíz ($45\text{--}68 \text{ mg kg}^{-1}$) (Carrillo-González et al., 2018), se encuentra presentes en el área producto del riego con aguas residuales no tratadas.

Y de acuerdo con Cornejo Oviedo et al., (2012) al aumentar el uso del agua residual el Ni y el Pb pueden aumentar, lo anterior debido a que son los metales que presentan una mayor tasa anual de acumulación. Por ello la presencia de

niveles altos de metales pesados como plomo y níquel en suelos agrícolas genera una alta posibilidad de que pueden bioacumularse en las plantas.

2.4.2 El plomo

El plomo se encuentra dentro de la tabla periódica en el grupo IV A, su número atómico es 82, peso atómico 207.2, densidad 11.3g (20 C) y tiene dos estados de oxidación Pb (II) y Pb (IV). Este metal se encuentra de forma iónica (Pb^{2+}), formando óxidos e hidrógenos plomo y complejos de oxidación, dichas formas se pueden liberar en el suelo, el agua subterránea y las aguas superficiales, causando problemas de contaminación.

En el suelo, la concentración de plomo está relacionado directamente con sus propiedades físicas y químicas. La fracción fina y la materia orgánica en el suelo son los encargados de adsorber este metal, es por ello que el enriquecimiento de este elemento se da principalmente en el horizonte superior (Kabata-Pendias & Szteke, 2015). El pH, la CIC y los carbonatos son otras de las propiedades que influyen en la concentración de dicho metal en el suelo. Es importante conocer el comportamiento de dicho metal en el suelo debido a que puede entrar a la cadena alimenticia a través de las plantas, al absorberlo por sus raíces. Al exponerse el ser humano a concentraciones de plomo, este puede dañar el cerebro y el sistema nervioso en niños; algunos padecimientos como la presión arterial elevada, la enfermedad renal crónica y el cáncer pueden ser causados por el plomo (ATDSR; Agencia de Estados Unidos para Sustancias Tóxicas y enfermedad, (Rodríguez-Eugenio et al., 2019).

2.5 Absorción del plomo por las plantas

El plomo es extraído por la planta por procesos fisicoquímicos pasivos, seguido de acumulación metabólica lenta en el citoplasma, posteriormente se mueve en forma radial a través del córtex, para después ser acumulado en la endodermis y solo una pequeña cantidad de transloca a la parte superior de la planta (Solís Martínez, 2014). La fitodisponibilidad del plomo dependerá del origen y propiedades del suelo, así como de la capacidad de las plantas para absorberlos.

Los acumuladores e hiperacumuladores son especies adaptadas que tienen afinidad por metales como plomo y níquel, las plantas con potencial de fitorremediar se encuentran de forma natural en ambientes hostiles, por ello muchas de las especies de zonas áridas y semiáridas son potenciales para su utilización en la remediación de suelos con problemas de contaminación (Trejo-Calzada et al., 2015).

2.6 Fitorremediación

La fitorremediación describe el tratamiento de problemas ambientales (biorremediación) mediante el uso de plantas que mitigan el problema ambiental sin la necesidad de excavar el material contaminante y desecharlo en otro lugar.

Esta tecnología aprovecha la capacidad de ciertas plantas para absorber, acumular, metabolizar, volatilizar o estabilizar contaminantes (metales pesados, metales radioactivos, compuestos orgánicos y compuestos derivados del petróleo) presentes en el suelo, aire, agua o sedimentos (Delgadillo-López et al., 2011). De acuerdo con dichas capacidades se divide en los siguientes rubros: Fitoextracción, Fitoestabilización, Fitotransformación, Fitovolatilización y Rizofiltración. De acuerdo con (Caperna & Bernal, 2007), estas se pueden aplicar tanto a contaminantes orgánicos como inorgánicos y se distinguen de la siguiente manera:

- Fitoextracción: el contaminante es retirado mediante su absorción y concentración en las partes cosechables.
- Fitoestabilización: las propiedades físicas y químicas del medio se mejoran, para reducir su biodisponibilidad.
- Fitoimmobilización: plantas que fijan o inmovilizan contaminantes en el suelo mediante sus raíces.
- Fitovolatilización: eliminación del contaminante por medio de su volatilización
- Fitodegradación: degradar contaminantes orgánicos.
- Rizofiltración: se usan las raíces para absorber y adsorber contaminantes (agua y/o efluentes acuosos).

Dicha tecnología es muy útil en el tratamiento de problemas ambientales, al reducir la concentración de diversos compuestos a partir de procesos bioquímicos realizados por las plantas y microorganismos asociados a ellas (Delgadillo-López et al., 2011). además, se considera amigable con el ambiente, no invasiva que permite recuperar la estructura y la función del suelo. La fitorremediación reúne un gran número de ventajas, especialmente la limpieza y economía al no utilizar reactivos químicos peligrosos, afectar de manera negativa la estructura del suelo, sólo se aplican prácticas agrícolas comunes; evitando costosos transportes (Caperna & Bernal, 2007).

2.7 El mezquite

El mezquite (*Prosopis ssp.*) es un recurso biótico con amplia distribución geográfica y ecológica en zonas áridas mexicanas (Rodríguez Saucedo et al., 2014). Esta especie tiene un papel ecológico muy importante ya que es un excelente fijador del suelo y por lo tanto controlador de la erosión, además de ser fijador de nitrógeno, lo cual mejora la fertilidad del suelo (Muñoz Iniestra, Chávez Mosqueda, Godínez Álvarez, & Cuéllar Arellano, 2017). Es una especie secundaria; especie pionera, colonizadora, considerada para los procesos de regeneración, facilita el establecimiento de otros elementos (CONABIO, 2012). Además de su importancia ecológica tiene múltiples usos como cerco vivo, como carbón, leña, el fruto es de consumo humano y producción de miel, además de aprovechamiento de la resina.

2.7.1 Importancia de *Prosopis laevigata* en el valle del Mezquital

El estado de Hidalgo cuenta con una gran diversidad vegetal, en su territorio están representados todos los tipos de vegetación de México (Rzedowski, 1998; Pérez Escandon, et al., 2003), dentro de los cuales está el matorral xerófilo y pastizal del valle del Mezquital. Dentro de este valle el Mezquite (*Prosopis laevigata*) es una especie representativa, que incluso le da el nombre. El mezquite (*Prosopis laevigata*) en México es de gran importancia ecológica así como económicamente por su valor de uso (Rodríguez Saucedo et al., 2014). En el valle el valor de uso es de resaltar, debido a que se utiliza como cerco vivo,

como carbón, leña, el fruto es de consumo humano y la flor una fuente importante de miel en la región.

2.7.2 Acumulación de metales por mezquite

En años recientes las leguminosas y en especial el género *Prosopis* ha generado interés de investigación, debido a su potencial como fitorremediadora, en *Prosopis laevigata* hay poca investigación debido a su lento crecimiento, por ello los trabajos trabajan a nivel de plántulas. Al respecto se ha encontrado que es una especie que acumula plomo y níquel en las raíces principalmente (Buendía-González, Orozco-Villafuerte, Estrada-Zúñiga, et al., 2010) e hiperacumuladora de cromo y cadmio, (Buendía-González, Orozco-Villafuerte, Cruz-Sosa, et al., 2010).

Además al ser de zonas áridas, de acuerdo con González-Chávez, Carrillo-González, & Sánchez-López, (2017), las plantas que crecen en suelos con deficiencias de nutrientes tienden a acumular más cantidad de metales. Por lo anterior cabe suponer que esta especie al encontrarse en condiciones de aridez (hostiles), puede acumular mayores cantidades de metales que en condiciones controladas y con ello mejorar la eficiencia de absorción.

CAPITULO 3. BIOACUMULACIÓN DE PB EN ARBOLES DE PROSOPIS LAEVIGATA (HUMB. & BONPL. EX WILLD., M.C. JOHNST), EN SUELOS REGADOS CON AGUAS RESIDUALES

Resumen

Introducción: El mezquite (*Prosopis laevigata*) se distribuye en el Valle del Mezquital dentro de la región semiárida de México. En trabajos recientes se identifica como una especie acumuladora de plomo (Pb) sin embargo, los trabajos se realizaron en plántulas a nivel de laboratorio e invernadero y no en campo cuando el árbol es adulto.

Objetivo: Determinar la bioacumulación de Pb en arboles de mezquite (*Prosopis laevigata*) establecidos en suelos regados con aguas residuales para identificarla como fitoextractora de Pb.

Metodología. Se colectaron muestras vegetales (raíz, hoja y fruto) en 24 árboles de *Prosopis laevigata* en 37.3 ha agrícolas regadas con aguas residuales, a la par se tomó una muestra de suelo bajo su dosel. La concentración de Pb se cuantificó en las muestras vegetales y de suelo y se realizó un análisis estadístico de Kruskal Wallis y una prueba de Mann-Whitney.

Resultados. La concentración de Pb extractable en suelo fue de 1.99 mg kg^{-1} , mientras que la concentración de Pb en raíz de 79.61 mg kg^{-1} , en hoja de 21.4 mg kg^{-1} y en fruto de 64.13 mg kg^{-1} , lo que indica que existe transferencia de Pb del suelo a la planta. De acuerdo con el análisis estadístico, la concentración de Pb es mayor en raíz (79.45 mg kg^{-1}) y fruto (19.9 mg kg^{-1}) con respecto a hoja (3.95 mg kg^{-1}). El factor de bioacumulación (FBC) en Pb fue de 102.86 y el factor de traslocación (FT) en *Prosopis laevigata* es una especie hiperacumuladora de Pb en suelos regados Pb es de 9.52.

Conclusión. con aguas residuales.

Palabras clave: mezquite; leguminosa; factor de bioacumulación; factor de translocación; hiperacumuladora.

Keywords: mesquite; legume; bioaccumulation factor; translocation factor; hyperaccumulator.

Introducción

Las actividades agrícolas, comerciales e industriales generan contaminación. A nivel mundial, la contaminación por actividades agrícolas se asocia al manejo y uso de agroquímicos. En países en desarrollo, la contaminación se genera también por el uso de aguas residuales no tratadas, a fin incrementar los rendimientos en la agricultura (Hernández-Acosta & Lara-herrera, 2019).

En México, el Valle del Mezquital, Hidalgo, fue la primer región que introdujo sistemas agrícolas con aguas residuales (hace 108 años), considerada la más grande irrigada en Latinoamérica (Acosta-Zamorano et al., 2013). Tiene una superficie de 90,000 ha, las cuales distribuyen el agua a través de los distritos de riego: 003 Tula, 100 Alfajayucan y 112 Ajacuba (Siebe et al., 2016).

Las aguas residuales sin tratar del área metropolitana de la Ciudad de México llegan a los suelos agrícolas del Valle del Mezquital e introducen contaminantes orgánicos e inorgánicos. Los principales causantes de problemas ambientales son los metales pesados, debido a que no se degradan (Buendía-González, Orozco-Villafuerte, Cruz-Sosa, et al., 2010) y tienden a bioacumularse (Trejo-Calzada et al., 2015).

Al respecto Prieto-García, Méndez-Marzo, Martínez-Pezina, & Prieto-Méndez, (2007) en el distrito (003) reportaron concentraciones elevadas de Pb en suelo, como resultado del tiempo de irrigación y las características del suelo. Este metal se considera peligroso por su alta toxicidad y tendencia a bioacumularse en las plantas, causando daños en la salud humana. En dicho distrito se reporta bioacumulación (Pb) en maíz, alfalfa y trigo (Vázquez-Alarcón et al., 2001). Sin embargo, existen pocas investigaciones respecto a las especies nativas del valle. En las zonas áridas de México, la Familia fabaceae es una de las más representativas como hiperacumuladoras de metales pesados (Trejo-Calzada et

al., 2015). Dichas especies cuentan con mecanismos que permiten remover, transformar, mineralizar o estabilizar contaminantes (Delgadillo-López et al., 2011), además de tolerar y prosperar en ambientes con temperaturas extremas, alto contenido de sal y deficiencia de nutrientes en los suelos (Buendía-González, Orozco-Villafuerte, Cruz-Sosa, et al., 2010). De esta familia destaca el género *Prosopis* (mezquite) por su potencial de fitorremediación (Aldrich et al., 2003), por mejorar las características del suelo, su crecimiento en sitios contaminados y su potencial para acumular metales pesados (Buendía-González, Orozco-Villafuerte, Estrada-Zúñiga, et al., 2010).

Prosopis laevigata se distribuye en las zonas áridas y semiáridas de México (Rodríguez Saucedo et al., 2014), en el Valle del Mezquital toma importancia por su uso como leña, barreras vivas y la ingesta del fruto. Es acumuladora de Pb y Ni (Buendía-González, Orozco-Villafuerte, Estrada-Zúñiga, et al., 2010) e hiperacumuladora de Cu y Cd (Buendía-González, Orozco-Villafuerte, Cruz-Sosa, et al., 2010). Los estudios reportan resultados en plántulas y en condiciones controladas, de ahí la importancia de generar información con plantas establecidas y adaptadas a medios contaminados por años. Por lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue determinar la bioacumulación de Pb en arboles de mezquite (*P. laevigata*) establecidos en suelos regados con aguas residuales para identificar a la especie como fitoextractora de Pb en el valle del Mezquital, Hidalgo.

Materiales y métodos

Área de estudio

La presente investigación se llevó a cabo en el municipio de Tezontepec de Aldama, Hidalgo, dentro de la región Valle del Mezquital. El valle se encuentra rodeado por colinas y montañas compuestas por rocas sedimentarias volcánicas y calcáreas (Lesser et al. 2018). La zona es de clima semiárido con escasa lluvias en verano, la temperatura oscila entre 9 y 39.5 °C con un promedio de 14.5 °C. La temporada de lluvias ocurre entre mayo y octubre, mientras que la estación

seca de noviembre a abril. La precipitación anual oscila de 400 a 700 mm (INEGI, 2017).

Siebe & Prado (2016) reportan que el uso de aguas residuales en el distrito 100 de Alfajayucan se realiza oficialmente desde el año 1912 (hace 108 años). El área de estudio que comprende 37.3 ha y localizado en las coordenadas 20°13'20.05" latitud norte y 99°15'19.9" longitud oeste que pertenece a la superficie que se ampliaron al riego con aguas residuales hace 42 años.

Determinación de la concentración de Pb y Ni en los horizontes de suelos con agricultura de temporal y riego con aguas residuales

Para conocer la concentración en la zona de estudio, se realizaron dos perfiles de suelo siguiendo la NOM-021(SEMARNAT, 2002); el primero dentro de la superficie donde se practica agricultura de temporal y el segundo en el área donde se practica la agricultura de riego con aguas residuales, ambas áreas se encuentran aledañas. Después de realizar los perfiles de suelo, se identificaron los horizontes que lo conforman. La recolección de las muestras de suelo se realizó por horizonte. Las muestras se llevaron a laboratorio para analizar la fertilidad y concentración de Pb y Ni en suelo.

Delimitación del área de estudio

Posteriormente se delimitó el área de estudio, para lo cual se consideró como criterio: que se ubicará dentro de la superficie de agricultura de riego con agua residual y que la influencia de la población e infraestructura (casas) fuera mínima. La delimitación se realizó con el programa de análisis cartográfico ArcGis 10.6 (ESRI, 2018) y dos recorridos de campo. La superficie delimitada del área de estudio fue de 37.3 ha.

Muestreo de suelo y de material vegetal en *P. laevigata*

Una vez delimitada el área de estudio, se procedió a contabilizar el número total de árboles de *P. laevigata*, con el objetivo de considerarlos en el muestreo vegetal. Para que estadísticamente el estudio fuese representativo, del total de

la población (70 individuos), se extrajo una muestra aleatoria del 30% (24 individuos). Cada individuo representó un sitio de muestreo, en los cuales se colectaron muestras de suelo de 0 a 30 cm, entorno al dosel de *P. laevigata* de acuerdo a la NOM-021(SEMARNAT, 2002). Simultáneamente se tomaron muestras de raíz, hoja, y fruto del árbol, la colecta se realizó en verano, porque en esta estación se produce el fruto, las muestras vegetales se guardaron en bolsas de papel para su traslado a laboratorio y posterior análisis. Se obtuvieron un total de 24 muestras para suelo, raíz, hoja y fruto.

Análisis de las muestras de suelo donde crece *P. laevigata*

El análisis de las muestras de suelo se realizó conforme a la NOM-021 (SEMARNAT, 2002). El pH se determinó en agua (AS-09-1998) y la conductividad eléctrica (CE) en medio acuoso 1:2. La textura mediante el método de Bouyoucos (AS-08-1998), la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y bases intercambiables calcio (Ca), magnesio (Mg), sodio (Na) y potasio (K), se determinó mediante el método AS-18-1998. Materia orgánica (M.O.) con el método de Walkley y Black (AS-12-1998) y nitrógeno inorgánico (N inorgánico) con el método AS-13-1998. Se determinó la concentración extractable de Pb y Ni con el método AS-30-1998 y se leyó por espectrofotometría de absorción atómica.

Análisis de las muestras vegetales

Las muestras vegetales se lavaron con agua destilada y secaron; la raíz y hoja en estufa a 60 °C y el fruto a temperatura ambiente debido al contenido de azúcares. Después el material vegetal se molió (pulverizo) para el proceso de digestión, se pesaron 0.5 g de cada muestra y se colocaron en matraces Kjeldahl de 30 ml. Se añadieron 5 ml de la mezcla di ácida (HCl 80% y HClO₄ 20%), se agitaron y calentaron en una parrilla eléctrica (300 °C) hasta generar gases, lo cual indicó el momento para agregar 1 mililitro de peróxido de hidrogeno al 30%; la adición de peróxido de hidrogeno se repitió hasta que la mezcla se tornó a un color transparente turbio o hasta agregar 5 ml de peróxido de hidrogeno, después

se dejó enfriar por 24 horas. Posteriormente se agregó agua destilada y dejó enfriar para filtrar la muestra y aforarla a 50 ml. Para determinar la concentración de Pb y Ni la muestra se leyó por espectrofotometría de absorción atómica (SEMARNAT, 2002).

Factor de bioacumulación y de traslocación de Pb en *P. laevigata*

Posteriormente se calculó el factor de bioacumulación (FB), relacionando el tejido vegetal y el medio donde se desarrolla. Para el factor de traslocación (FT), se relacionó el tejido vegetal y las raíces (Maldonado-Magaña et al. 2011). Para lo cual se aplicaron las siguientes formulas:

$$FBC = [\text{Metales en raíz, hoja y fruto}] / [\text{Metales en el suelo}]$$

$$FT = [\text{Metales en hoja y fruto}] / [\text{Metales en raíces}]$$

Análisis estadístico

El análisis estadístico se realizó con el programa R (R Development Core Team, 2019). La estadística de tendencia central (mínimo, máximo, media, mediana, rango y coeficiente de variación) se realizó para todas las variables medidas. Para conocer las diferencias entre la concentración de Pb en el material vegetal, se realizó un análisis de Kruskal Wallis y para identificar la diferencia entre ellos, se realizó una prueba de Mann-Whitney entre cada par de grupos (raíz-hoja, hoja-fruto y raíz-fruto) con corrección de significancia.

Resultados y discusión

Concentración de Pb y Ni en los horizontes de suelos de agricultura de temporal y riego con aguas residuales

El perfil de suelo que corresponde a la agricultura de temporal tuvo tres horizontes (A, B y C), con una profundidad de 68 cm; en tanto, el suelo bajo riego con aguas residuales presento dos horizontes (A y B) a una profundidad de 47 cm. El pH en los horizontes del primer perfil fue de 6.91, 7.68 y 8.2 respectivamente; para el segundo perfil, el pH fue de 8.19 y 8.54 respectivamente. Para ambos perfiles la CIC se encontró como baja. En los dos

perfiles, las concentraciones de Pb y Ni disminuyeron al aumentar la profundidad del suelo (Cuadro 1).

La concentración de Pb y Ni en cada horizonte de los perfiles dependió del pH y la CIC, se observó una disminución en la concentración de ambos metales al aumentar la profundidad y pH del suelo. A pH ácidos aumenta la disponibilidad del Pb y Ni (Trejo-Calzada et al., 2015), sin embargo el Pb disponible a pH alcalinos es poco común. El valor de la CIC fue bajo y origino una baja biodisponibilidad de los cationes de Pb y Ni, entre más baja sea la CIC habrá menor capacidad de los suelos para mantener reserva de cationes como el Pb y el Ni (Carrillo-González et al. 2018).

Cuadro 1. Concentración de plomo y níquel en los perfiles de suelo.

Perfil	Horizonte	Profundidad cm	pH	CIC cmol kg ⁻¹	Pb (mg kg ⁻¹)	Ni (mg kg ⁻¹)
AT	Ap	0-30	7.2	14.4	0.67	1.5
	B	30-45	8.1	13.7	0.63	0.92
	C	45-68	8.4	13	0.6	0.27
ARR	Ap	0-28	8.4	14.8	1.712	5.415
	C	28-47	8.5	12.8	1.204	4.33
NOM			Neutro (6.6-7.3) Moderadamente alcalino (7.4-8.5)	Baja (5- 15)	100- 300	100
USEPA					400	1600
MAPA					300	112

*AT=Agricultura de temporal, ARR=Agricultura de riego con aguas residuales, NOM=NOM-021-SEMARNAT-2000, USEPA=U.S. Environmental Protection Agency, MAPA= Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación

En ambos perfiles la concentración de Pb y Ni fue mayor en la capa arable (0-30 cm), estos datos coinciden con los reportados por Guédron et al., (2014) quienes

encontraron mayores concentraciones de Pb en la capa arable. La concentración de Pb en el suelo en agricultura de riego con aguas residuales fue mayor (1.71 mg kg⁻¹) que en el suelo con agricultura de temporal (0.67 mg kg⁻¹). Para níquel se obtuvo el mismo comportamiento, la concentración fue mayor en ARR (5.42 mg kg⁻¹) que en AT (1.5 mg kg⁻¹). Sin embargo, la concentración de Pb y Ni no rebasó el límite permisible de acuerdo con las normas mexicanas (NOM-021), las estadounidenses (USEPA, 2001) y las españolas (MAPA, 1990).

Según los resultados, en ambos sistemas de cultivo hubo presencia de plomo y níquel de manera natural, ya que en el suelo con agricultura de temporal existen ambos metales; al respecto, Tóth et al. (2016) citan que la presencia de Pb y Ni en el suelo ocurre por factores naturales y antropogénicos. En comparación con los suelos de temporal y riego con agua de pozo, los suelos regados con aguas residuales presentan más concentración de Pb y Ni por el aporte que hacen dichas aguas (Alves et al. 2016).

Según la NOM-021 los resultados mostraron que las concentraciones de Pb y Ni en el suelo no representan un problema para el desarrollo fisiológico de la planta, sin embargo, (Cornejo Oviedo et al., 2012) y (Siebe et al. 2016) mencionan que el riego con aguas residuales en el suelo aumenta las concentraciones de ambos elementos en los tejidos vegetales con el tiempo de exposición y con ello se incorporan a la cadena trófica. En leguminosas, lo anterior ocurre con más frecuencia para el Pb, debido a que este no es aprovechable en comparación del Ni (Kabata-Pendias, 2011). Y por ello la presente investigación se enfocó a estudiar el comportamiento de Pb en el suelo y en *P. laevigata*.

Caracterización y concentración de Pb en suelos regados con aguas residuales donde crece *P. laevigata*

El Cuadro 2 muestra las medidas de tendencia central y dispersión de las variables físicas y químicas evaluadas en las muestras simples a una profundidad de 30 cm. La interpretación de dichos resultados se basó en la NOM-021.

La variable pH registró un valor medio de 7.6, que de acuerdo con la NOM-021 oscila de neutro a ligeramente alcalino (7.15 – 8.48). El pH alcalino se encuentra

de forma natural en el área, debido a la presencia de rocas calizas; los suelos alcalinos son propios de regiones áridas (Ortiz Solorio, 2019), en el valle del Mezquital se reportan pH alcalinos (Soto, López, Sandoval, & Gutiérrez, 2012). Por lo tanto, el riego con aguas residuales no modificó el pH del suelo. De acuerdo con los valores obtenidos, el Pb tiene baja disponibilidad (Kabata-Pendias & Szteke, 2015) y de igual forma los nutrimentos N, P, K, Ca y Mg (Hernández-Acosta & Lara-herrera, 2019). En algunos estudios realizados en el valle del Mezquital, se reportan valores de pH entre 7.5-8.2 (García-Sánchez et al., 2012) y 7.3 (Siebe et al., 2016), dichos valores son similares a los obtenidos en este trabajo.

Cuadro 2. Medidas de tendencia central y dispersión de las variables evaluadas (N = 24).

		Media	Min	Max
pH		7.6	7.15	8.48
CE	(dS m ⁻¹)	0.42	0.22	1.42
Arcilla	(%)	18.66	5.24	41.24
limo	(%)	15.5	2	24
Arena	(%)	65.8	36.76	88.76
M.O.	(%)	1.28	0.67	2.51
CIC	(cmol kg ⁻¹)	14.18	9.13	22.77
Ca	(cmol kg ⁻¹)	9.54	6.14	13.48
Mg	(cmol kg ⁻¹)	2.51	1.35	4.49
Na	(cmol kg ⁻¹)	0.09	0.03	0.14
K	(cmol kg ⁻¹)	0.08	0.03	0.16
Ni Inorgánico	(mg kg ⁻¹)	33.97	21.72	63.62
Pb Suelo	(mg kg ⁻¹)	1.99	0.28	12.37
Norma oficial	(mg kg ⁻¹)	100-300		
USEPA	(mg kg ⁻¹)	400		
MAPA	(mg kg ⁻¹)	300		

Min=Valor minimo, Max=Valor maximo, NOM=NOM-021-SEMARNAT-2000, USEPA=U.S. Environmental Protection Agency, MAPA= Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, España.

El valor medio en CE fue de 0.42 dS m⁻¹, que clasifica al suelo como despreciable a ligeramente salino (0.22 -1.42 dS m⁻¹), conforme a la NOM-021. Los resultados indicaron que el aporte de aguas residuales no generó salinidad en los suelos

donde crece *P. laevigata* y a su vez no representó restricciones para su desarrollo. Lo anterior coincide con Muñoz Iniestra et al. (2017) quienes reportaron en suelos sin riego con aguas residuales, donde crece *P. laevigata*, una CE de 1.57 dS m^{-1} . Dicha especie es capaz de soportar hasta 5 dS m^{-1} (Rios-Gómez et al. 2010). Considerando lo anterior se debe continuar monitoreando esta variable en el área, para detectar si la concentración de sales aumenta por el riego constante de dichas aguas.

Para el contenido de arcilla, el valor medio fue 18.66%, se ubicó en nivel bajo (5.24 a 41.24%) de acuerdo con la NOM-021, por tanto, la adsorción de Pb es limitado. Resultados similares al presente trabajo fueron reportados por Carrillo-González et al., (2018), quienes encontraron un valor medio de 18.3% de arcilla y Siebe et al., (2016) que reportaron un valor medio mínimo de 23%. Por otro lado, Prieto-García et al. (2007) obtuvieron valores mayores comparados con el presente trabajo (32%); la diferencia en los valores se atribuye al tipo de suelo, los cuales son de origen calcáreo y poco desarrollado (47 cm de profundidad).

El valor medio de M.O. fue de 1.28%, ubicado entre un nivel bajo y medio (0.67-2.51%) (NOM-021-SEMARNAT-2000). Estos porcentajes llamaron la atención, porque a 42 años del aporte de aguas residuales se tuvo contenido bajo en los suelos, lo cual difiere de la mayoría de las investigaciones reportadas para el valle. Así, Siebe et al., (2016) en la misma zona registraron valores mínimos de 3.6% y Carrillo-González et al., (2018) de 2.2%.

La diferencia en los resultados presentados anteriormente puede atribuirse a la frecuencia de riego por año agrícola y a las especies cultivadas que se encuentran en el área donde crece *P. laevigata* Ángel et al., (2016) atribuyen bajos contenido de M. O. (0.27 a 1.23%) en suelos regados con aguas residuales en Tulancingo, Hidalgo a la práctica del riego intermitente, situación que también se presenta en el área de estudio, donde se cultivan especies anuales (maíz, frijol) y perenes (alfalfa), las cuales no tienen los mismos requerimientos de agua. La CIC mostró un valor medio de $14.17 \text{ cmol kg}^{-1}$ y de acuerdo con NOM-021 se encuentra de baja ($9.13 \text{ cmol kg}^{-1}$) a media ($22.77 \text{ cmol kg}^{-1}$). Los valores indican que el suelo tiene baja capacidad de reservar e intercambiar tanto cationes como

iones metálicos; lo anterior puede generar que el Pb proveniente de las aguas residuales empleadas en el riego, pueden depositarse en los suelos y/o simultáneamente lixiviarse (Prieto-García et al., 2007).

Carrillo-González et al., (2018) reportaron en suelos regados por 104 años con aguas residuales en el Valle del Mezquital valores en CIC entre 9.44 y 22.88 cmol kg⁻¹, en la misma región, Siebe et al., (2016) reportaron en suelos bajo el mismo sistema de riego con 106 años valores en CIC de 16 a 30 cmol kg⁻¹; ambas investigaciones obtuvieron valores semejantes a los obtenidos en el presente estudio. Se observó que el comportamiento de la CIC a través del tiempo es similar a pesar de la diferencia entre los años de riego.

Se obtuvo un valor medio para Na de 0.09 cmol kg⁻¹ y K de 0.08 cmol kg⁻¹. Las concentraciones para Na fluctuaron de 0.03 a 0.14 cmol kg⁻¹ y para K de 0.03 a 0.16 cmol kg⁻¹, en ambos cationes se ubicaron concentraciones bajas (NOM-021), que concuerda con los valores de CIC reportados en este estudio. Los resultados para cationes intercambiables mostraron que Ca (9.54 cmol kg⁻¹) y Mg (2.51 cmol kg⁻¹) presentaron concentraciones medias, para Ca de 6.14 a 13.48 cmol kg⁻¹ y para Mg 1.35 a 4.49 cmol kg⁻¹; la NOM-021 los ubica de concentraciones medias a altas. Estas concentraciones corresponden a suelos de origen calcáreo, como los de esta investigación.

Para el N inorgánico el valor medio fue de 33.97 mg kg⁻¹, de acuerdo con la NOM-021 tienen concentración media a muy alta (21.72 - 63.62 mg kg⁻¹). Las concentraciones altas de N se pueden atribuir a que *P. laevigata* es una leguminosa leñosa, eficiente fijadora de N (Martínez-Hernández et al., 2019) y a las aportaciones de este elemento por el riego con aguas residuales; al respecto Siebe et al., (2016) mencionaron que el riego de aguas residuales incorpora nitrógeno a los suelos. Estos señalamientos son más certeros que atribuir el aporte de N a la mineralización de la M.O., ya que los resultados de la presente investigación mostraron baja presencia en los suelos bajo estudio.

Para Pb extractable se obtuvo un valor medio de 1.99 mg kg⁻¹ y vario de 0.28 a 12.4 mg kg⁻¹, de acuerdo con la NOM-021, USEPA y MAPA no rebasa los límites máximos permisibles, por lo que estos suelos no se consideran contaminados.

Los resultados se atribuyen a un pH de neutro a ligeramente alcalino, a la dominancia de partículas de arena, bajo contenido de M.O., baja CIC y alta concentración de Ca (Kabata-Pendias, 2011). Lo anterior originó la baja disponibilidad del Pb en el suelo.

La frecuencia y el tiempo de riego con aguas residuales en los suelos determinan la concentración de Pb extractable. Carrillo-González et al., (2018) encontraron para el valle del Mezquital un valor medio 1.16 mg kg^{-1} de Pb extractable en suelos regados con aguas residuales durante 34 años y 2.91 mg kg^{-1} en suelos regados a lo largo de 102 años.

Bioconcentración de Pb en arboles de *P. laevigata*

El valor medio de las concentraciones de Pb en raíz fue 79.61 mg kg^{-1} , en hoja 21.4 mg kg^{-1} y en fruto 64.13 mg kg^{-1} . Lo anterior indica que existió transferencia de Pb del suelo a la planta. No existe normatividad mexicana que señale el límite máximo permisible para material vegetal, por lo que se tomó como referencia la normatividad de la unión europea, la cual indica que el fruto no debe rebasar 0.2 mg kg^{-1} para la ingesta humana (Reyes, Vergara, Torres, Díaz, & González, 2016). Es importante señalar que la población en la zona consume la semilla seca de *P. laevigata*, y representa un alto riesgo a la salud humana al rebasar 320 veces el límite permisible, por lo que se debe limitar su consumo.

En el valle existen estudios que reportan Pb en plantas, al respecto, Prieto Mendez et al. (2009) reportaron Pb en hortalizas de consumo humano, Carrillo-González et al., (2018) en plántulas de maíz y Ponce-Lira et al. (2020) en maíz, alfalfa y girasol. Lo anterior indica que el Pb se encuentra en plantas nativas (*P. laevigata*) y en cultivos de importancia económica.

El análisis estadístico arrojó un CV con el siguiente comportamiento para hoja (243%) > fruto (106%) > raíz (92%). La variabilidad pudo ocurrir por dos situaciones que se presentan en la región; por la diferencia en la biomasa que tiene cada árbol y por la cantidad de agua y frecuencia del riego en *P. laevigata* con aguas residuales. La lámina de riego (Carrillo-González et al., 2018) y la

irrigación continua pueden aumentar la concentración de metales (Prieto Mendez et al., 2009).

De acuerdo con la prueba de comparación de medianas de Kruskal Wallis, hay diferencias significativas ($p < 0.05$) en la concentración de Pb en el material vegetal; donde se observó que la raíz (79.45 mg kg^{-1}), hoja (3.95 mg kg^{-1}) y fruto (19.9 mg kg^{-1}) no acumulan la misma cantidad de Pb. La comparación entre grupos (Mann-Whitney) mostró que la concentración de Pb es diferente estadísticamente entre hoja-raíz y hoja-fruto, mientras raíz-fruto son iguales. Dichas diferencias se deben a la capacidad de *P. laevigata* de absorber el Pb y acumularlo en órganos de la planta donde no interfiere con el desarrollo de la planta. Al respecto (Kabata-Pendias, 2011) mencionan que la diferencia en la concentración de metales pesados en los órganos de la planta, dependerá de su capacidad de absorción y acumulación.

Existen trabajos donde se evaluó la acumulación de Pb en plántulas leñosas a 50 días después de la siembra (dds) (cultivo in vitro) y 60 dds (a nivel invernadero), la mayor acumulación ocurrió en la raíz (Buendía-González et al., 2010; Maldonado-Magaña et al., 2011). En comparación con la presente investigación, ambos trabajos no cuantificaron la concentración de Pb en fruto. Y de acuerdo con los resultados de este estudio, el fruto acumuló cantidades estadísticamente iguales a las de raíz.

El factor de bioacumulación (FBC) en Pb tuvo un valor medio de 102.86, este es mayor a 1 y de acuerdo con González-Chávez et al. (2017) los árboles de *P. laevigata* se catalogan como especie acumuladora. Cabe señalar que no hay investigaciones que reporten el FBC en Pb para árboles de *P. laevigata* nacidos y crecidos en campo bajo riego por 42 años con aguas residuales. Trabajos como el de Buendía-González et al., (2010) reportaron un FBC de 21 a 43 en Pb para plántulas de *P. laevigata*, en condiciones de cultivo in vitro. La diferencia (2.39 veces más) en el FBC reportado en la presente investigación se debe a que se evaluó en árboles desarrollados en suelo y Buendía-González et al., (2010) en plántulas crecidas en medio de cultivo.

El factor de translocación (FT) en Pb tuvo un valor medio de 9.52, y de acuerdo con Covarrubias & Peña Cabriales, (2017) al ser este dato mayor que uno y 8.5 veces más que el promedio (1), los árboles de *P. laevigata* se clasifican como especie hiperacumuladora. Es importante indicar que no hay investigaciones que reporten el FT en Pb para arboles de *P. laevigata* nacidos y crecidos en campo bajo riego por 42 años con aguas residuales. Se han ubicado trabajos como el de Buendía-González et al. (2012), quienes obtuvieron una media de 0.42 para el FT en Pb para plántulas de *P. laevigata*, en embriogénesis somática durante 30 días.

Según este estudio, el tiempo de exposición de *P. laevigata* al riego con aguas residuales, la edad del árbol y su biomasa influyen en la acumulación y translocación del Pb en la planta. Al respecto Trejo-Calzada et al., (2015) indicaron que la concentración Pb en especies de leguminosas leñosas se incrementa cada año que se mantenga la planta en un suelo contaminado; Gupta et al. (2013) mencionan que la cantidad de biomasa que producen las plantas determinan la cantidad de Pb que acumulan y translocan.

Conclusiones

En suelos regados con aguas residuales, *Prosopis laevigata* acumula Pb en sus raíces y es una especie hiperacumuladora por su capacidad de translocar este metal de la raíz a las hojas y fruto. En dicha especie la acumulación y traslocación de Pb depende del tiempo de exposición al riego con aguas residuales, la edad del árbol y su biomasa. *Prosopis laevigata* en condiciones de campo desarrolla un papel importante en la bioacumulación de Pb por lo que se comprueba su potencial fitoextractor.

Referencias

Acosta-Zamorano, D., Macías-Carranza, V., Mendoza-Espinosa, L., & Cabello-Pasini, A. (2013). Efecto de las aguas residuales tratadas sobre el crecimiento, fotosíntesis y rendimiento en vides tempranillo (*Vitis vinifera*) en baja california, México. *Agrociencia*, 47(8), 753–766.

<https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1111/acer.12742>

- Aldrich, M. V., Gardea-Torresdey, J. L., Peralta-Videa, J. R., & Parsons, J. G. (2003). Uptake and reduction of Cr(VI) to Cr(III) by mesquite (*Prosopis* spp.): Chromate-plant interaction in hydroponics and solid media studied using XAS. *Environmental Science and Technology*, 37(9), 1859–1864. <https://doi.org/10.1021/es0208916>
- Alves, L. R., Rodrigues, A., & Gratão, P. L. (2016). Heavy metals in agricultural soils : from plants to our daily life. *Científica*, 44(3), 346–361.
- Buendia-González, L., Estrada-Zúñiga, M. E., Orozco-Villafuerte, J., Cruz-Sosa, F., & Vernon-Carter, E. J. (2012). Somatic embryogenesis of the heavy metal accumulator *Prosopis laevigata*. *Plant Cell Tiss Organ Cult*, 108, 287–296. <https://doi.org/10.1007/s11240-011-0042-4>
- Buendía-González, L., Orozco-Villafuerte, J., Cruz-Sosa, F., Barrera-Díaz, C. E., & Vernon-Carter, E. J. (2010). Bioresource Technology *Prosopis laevigata* a potential chromium (VI) and cadmium (II) hyperaccumulator desert plant. *Bioresource Technology*, 101(15), 5862–5867. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.03.027>
- Buendía-González, L., Orozco-Villafuerte, J., Estrada-Zúñiga, M. E., Barrera-Díaz, C. E., Vernon-Carter, E. J., & Cruz-Sosa, F. (2010). In vitro LEAD AND NICKEL ACCUMULATION IN MESQUITE (*Prosopis laevigata*) SEEDLINGS. *Revista Mexicana de Ingeniería Química Vol.*, 9(1), 1–9. <https://doi.org/20.500.11799/39504>
- Carrillo-González, R., Cerón-Lazcano, M., González-Chávez, M. del C. Á., García-Cué, J. luis, & Cruz-Díaz, J. (2018). Elementos traza introducidos con aguas residuales a suelos agrícolas se acumulan en las fracciones estables. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 9(5), 163–191. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2018-06-01>

- Cornejo Oviedo, F., López Herrera, M., Beltrán Hernández, R., Acevedo Sandoval, O., Lucho-Constantino, C., & Reyes Santamaría, M. (2012). Degradación del suelo en el Distrito de riego 003 Tula, Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Revista Científica UDO Agrícola*, 12(4), 873–880.
- Covarrubias, S. A., & Peña Cabriales, J. J. (2017). Contaminación ambiental por metales pesados en México: Problemática y estrategias de fitorremediación. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 33, 7–21. <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.esp01.01>
- Delgadillo-López, A. E., González-Ramírez, C. A., Villagómez-Ibarra, J. R., & Acevedo-Sandoval, O. (2011). “Fitorremediación: una alternativa para eliminar contaminación.” *Tropical and Subtropical Agroecosystems* and *Subtropical Agroecosystems*, 14, 597–612. Retrieved from <http://www.scielo.org.mx/pdf/tsa/v14n2/v14n2a2.pdf>
- ESRI. (2018). *ArcGis*. CA: Instituto de Investigación de Sistemas Ambientales.
- García-Sánchez, R., Camargo-Ricalde, S. L., García-Moya, E., Luna-Cavazos, M., Romero-Manzanares, A., & Montañón, N. M. (2012). *Prosopis laevigata* and *Mimosa biiincifera* (Leguminosae), jointly influence plant diversity and soil fertility of a Mexican semiarid ecosystem. *Revista de Biología Tropical*, 60(1), 87–103. <https://doi.org/10.15517/rbt.v60i1.2365>
- González-Chávez, M. C. ., Carrillo-González, R., & Sánchez-López, A. . (2017). Definiciones y problemática en la investigación científica en aspectos de fitoremediación de suelos. *AGRO PRODUCTIVIDAD*, 10(4), 3–7.
- Guédron, S., Duwig, C., Prado, B. L., Point, D., Flores, M. G., & Siebe, C. (2014). (Methyl) mercury, arsenic, and lead contamination of the world’s largest wastewater irrigation system: The Mezquital valley (Hidalgo State-Mexico). *Water, Air, and Soil Pollution*, 225(8), 20–45. <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2045-3>

- Gupta, D. K., Huang, H. G., & Corpas, F. J. (2013). Lead tolerance in plants : strategies for phytoremediation. *Environmental Science and Pollution Research*, 20, 2150–2161. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1485-4>
- Hernández-Acosta, E., & Lara-herrera, A. (2019). USO DE AGUAS RESIDUALES EN LA AGRICULTURA. ESTUDIOS DE CASO: SUBCUENCA DEL RÍO METZ- TITLÁN Y DR 028 TULANCINGO, HIDALGO, MÉXICO. In *Ambiental Sustentabilidad y Gestion* (pp. 39–60). México: UJED.
- INEGI. (2017). *Anuario estadístico y geográfico de Hidalgo 2017*. México.
- Kabata-Pendias, A. (2011). *Trace elements in soils and plants* (4th ed.). <https://doi.org/https://doi.org/10.1201/b10158>
- Kabata-Pendias, A., & Szteke, B. (2015). *Trace Elements in Abiotic and Biotic Environments*. New York: CRC Press.
- Lesser, L. E., Mora, A., Moreau, C., Mahlke, J., & Hern, A. (2018). Chemosphere Survey of 218 organic contaminants in groundwater derived from the world ' s largest untreated wastewater irrigation system : Mezquital. *Chemosphere*, 198, 510–521. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.154>
- Maldonado-Magaña, A., Favela-Torres, E., Rivera-Cabrera, F., & Volke-Sepulveda, T. L. (2011). Lead bioaccumulation in *Acacia farnesiana* and its effect on lipid peroxidation and glutathione production. *Plant Soil*, 339, 377–389. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0589-6>
- MAPA. Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario. , 262 Boe § (1990).
- Martínez-Hernández, P. A., Cortés-Díaz, E., Purroy-Vásquez, R., Palma-García, J. M., Del Pozo-Rodríguez, P. P., & Vite-Cristóbal, C. (2019). *Leucaena leucocephala* (LAM.) DE WIT A KEY SPECIES FOR A SUSTAINABLE

BOVINE PRODUCTION IN TROPIC. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 22(2), 331–357.

Muñoz Iniestra, D. J., Chávez Mosqueda, M., Godínez Álvarez, H. O., & Cuéllar Arellano, N. A. (2017). Cambios edáficos en islas de fertilidad y su importancia en el funcionamiento de un ecosistema del valle de Tehuacán Puebla, México. *Revista Terra Latinoamericana*, 35(2), 123. <https://doi.org/10.28940/terra.v35i2.142>

Ortiz Solorio, C. A. (2019). *Edafología*. México: Trillas.

Ponce-Lira, B., Serrano-Olvera, M., Rodríguez-Martínez, N., & Sánchez-Herrera, S. G. (2020). Polluted Wastewater for Irrigation in the Mezquital Valley, Mexico. In *Water Availability and Management in Mexico* (pp. 215–231). https://doi.org/10.1007/978-3-030-24962-5_22

Prieto-García, F., Lucho Constantino, C. A., Poggi Valardo, H., Alvarez Suárez, M., & Barrado Esteban, E. (2007). Caracterización fisicoquímica y extracción secuencial de metales y elementos trazas en suelos de la región Actopan-Ixmiquilpan del distrito. *CIENCIA Ergo-Sum*, 14(1), 69–80. <https://doi.org/10414109>

Prieto-García, F., Méndez-Marzo, M. ., Martínez-Pezina, F. ., & Prieto-Méndez, J. (2007). Presencia de metales pesados en cultivos del Valle del Mezquital , México. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 3(13.8), 100–110.

Prieto Mendez, J., González Ramírez, C. A., Roman Gutierrez, A. D., & Prieto Garcia, F. (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10(1), 19–44. <https://doi.org/1870-0462>

R Development Core Team. (2019). *R: A language and environment for statistical computing*. <https://doi.org/3-900051-07-0>

Reyes, Y. C., Vergara, I., Torres, O. E., Díaz, M., & González, E. E. (2016).

CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS: IMPLICACIONES EN SALUD , AMBIENTE Y SEGURIDAD ALIMENTARIA. *Ingeniería, Investigación y Desarrollo*, 16(2422–4324), 66–77.

Rios-Gómez, R., Salas-García, C. E., Monroy-Ata, A., & Solano, E. (2010). Salinity effect on *Prosopis laevigata* seedlings. *TERRA LATINOAMERICANA*, 28(2), 99–107. <https://doi.org/ArtPdfRed.jsp?iCve=57316058001> TERRA

Rodríguez Saucedo, E. N., Rojo Martínez, G. E., Ramírez Valverde, B., Martínez Ruiz, R., Cong Hermida, M. de la C., Medina Torres, S. M., & Piña Ruiz, H. H. (2014). ANÁLISIS TÉCNICO DEL ÁRBOL DEL MEZQUITE (*Prosopis laevigata* Humb. & Bonpl. ex Willd.) EN MÉXICO. *Ra Ximhai*, 10(1665–0441), 730–754. <https://doi.org/articulo.oa?id=46131111013>

Sánchez Hernández, Á. M., Hernández Acosta, E., Cristóbal Acevedo, D., Uribe Gómez, M., Díaz Vargas, P., & Lara Bueno, A. (2016). Sistema agroforestal coquia-mezquite establecido en suelos del Distrito de Riego Tulancingo , Hidalgo , México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 16, 3207–3217.

SEMARNAT, S. de M. A. y R. N. (2002). *NOM-021-SEMARNAT-2000, QUE ESTABLECE LAS ESPECIFICACIONES DE FERTILIDAD, SALINIDAD Y CLASIFICACIÓN DE SUELOS, ESTUDIO, MUESTREO Y ANÁLISIS*. Retrieved from <http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/libros2009/DO2280n.pdf>

Siebe, C., Chapela-Lara, M., Cayetano-Salazar, M., & Prado, B. (2016). Effects of more than 100 years of irrigation with Mexico City's wastewater in the Mezquital Valley (Mexico). In *Safe use of wastewater in agriculture: good practice examples* (pp. 121–137). United Nations University (UNU-FLORES).

Soto, J. M. D., López, S. S. S., Sandoval, O. A. A., & Gutiérrez, A. D. R. (2012). Estudio físico-químico y micromorfológico de suelos de Denganthza, Valle

del Mezquital, Hidalgo. *Multiciencias*, 12(1317–2255), 146–155. Retrieved from <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=90424216004>

Tóth, G., Hermann, T., Silva, M. R. Da, & Montanarella, L. (2016). Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety. *Environment International*, 88, 299–309. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.12.017>

Trejo-Calzada, R., Pedroza-Sandoval, A., Reveles-Hernández, M., Ruíz-Torres, J., & Arreola-Avila, J. G. (2015). Especies vegetales de zonas áridas para la fitorremediación de suelos contaminados con metales pesados. In *Tópicos Selectos de Sustentabilidad: Un Reto Permanente* (pp. 87–104). Durango, Dgo.: Universidad Juárez del Estado de Durango.

Vázquez-Alarcón, A., Justin-Cajuste, L., Siebe-Grabach, C., Alcántar-González, G., & De La Isla De Bauer, M. D. L. (2001). Cadmium, nickel and lead concentrations in wastewater, soil and crops in the Mezquital Valley, Hidalgo, México. *Agrociencia*, 35(3), 267–274.

CAPÍTULO 5. CONCLUSIONES GENERALES

La caracterización del suelo mostro pocos cambios en el suelo a 42 años del riego con aguas residuales. Donde su capacidad de contener plomo en el suelo, dependio del Ca y pH.

P. laevigata acumuló más Pb en raíz y fruto, este último no se recomienda para ingesta humana debido a las concentraciones son superiores a lo permisible. Los FT y FB mostraron que los árboles de dicha especie hiperacumulan plomo por lo que tiene potencial para fito-extraerlo del suelo, y que la acumulación está en función del medio, tiempo de exposición, biomasa y edad de la planta.

Por lo anterior se puede concluir que esta especie nativa de la zona está jugando un papel importante en la contención de Pb adicionado por aguas residuales no tratadas. Al ser una especie de importancia económica y social en la puede ser de fácil aceptación para reforestar las zonas del valle desprovistas de vegetación y que están siendo afectadas por el riego con aguas residuales. Sin embargo, se debe alertar a la población que la ingesta del fruto no se recomienda debido la concentración por encima de la normatividad.

LITERATURA CITADA

- Acosta-Zamorano, D., Macías-Carranza, V., Mendoza-Espinosa, L., & Cabello-Pasini, A. (2013). Efecto de las aguas residuales tratadas sobre el crecimiento, fotosíntesis y rendimiento en vides tempranillo (*Vitis vinifera*) en baja california, México. *Agrociencia*, 47(8), 753–766. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1111/acer.12742>
- Alcalde, S. (2015). Impulso y difusión de la Ciencia del Suelo en el 2015, Año internacional de los Suelos (AIS2015). *Enseñanza de Las Ciencias de La Tierra*, 3(23), 330–342. <https://doi.org/https://dx.doi.org/10.3201/eid2207.160415>
- Aldrich, M. V., Gardea-Torresdey, J. L., Peralta-Videa, J. R., & Parsons, J. G. (2003). Uptake and reduction of Cr(VI) to Cr(III) by mesquite (*Prosopis* spp.): Chromate-plant interaction in hydroponics and solid media studied using XAS. *Environmental Science and Technology*, 37(9), 1859–1864. <https://doi.org/10.1021/es0208916>
- Álvarez-Rodríguez, E., & Fernández-Marcos, M. L. (2011). Metales pesados en el suelo. In *Gestión de residuos orgánicos de uso agrícola* (pp. 33–47). Santiago de Compostela: Escola Politécnica Superior.
- Alves, L. R., Rodrigues, A., & Gratão, P. L. (2016). Heavy metals in agricultural soils : from plants to our daily life. *Científica*, 44(3), 346–361.
- Armienta, M. A., Ongley, L. K., Cruz, O., Mango, H., & Villaseñor, G. (2008). Arsenic distribution in mesquite (*Prosopis laevigata*) and huizache (*Acacia farnesiana*) in the Zimapán mining area, México. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, 8(2), 191–197.

- Bautista, F., Campuzano, E., Delgado, C., & Goguitchaichvili, A. (2017). Índices de adsorción de metales pesados en suelos urbanos: el caso de Morelia , Michoacán. *Boletín de La Sociedad Geológica Mexicana*, 69, 433–445. <https://doi.org/10.18268/BSGM2017v69n2a8>
- Buendia-González, L., Estrada-Zúñiga, M. E., Orozco-Villafuerte, J., Cruz-Sosa, F., & Vernon-Carter, E. J. (2012). Somatic embryogenesis of the heavy metal accumulator *Prosopis laevigata*. *Plant Cell Tiss Organ Cult*, 108, 287–296. <https://doi.org/10.1007/s11240-011-0042-4>
- Buendía-González, L., Orozco-Villafuerte, J., Cruz-Sosa, F., Barrera-Díaz, C. E., & Vernon-Carter, E. J. (2010). Bioresource Technology *Prosopis laevigata* a potential chromium (VI) and cadmium (II) hyperaccumulator desert plant. *Bioresource Technology*, 101(15), 5862–5867. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.03.027>
- Buendía-González, L., Orozco-Villafuerte, J., Estrada-Zúñiga, M. E., Barrera-Díaz, C. E., Vernon-Carter, E. J., & Cruz-Sosa, F. (2010). In vitro LEAD AND NICKEL ACCUMULATION IN MESQUITE (*Prosopis laevigata*) SEEDLINGS. *Revista Mexicana de Ingeniería Química Vol.*, 9(1), 1–9. <https://doi.org/20.500.11799/39504>
- Caperna, R., & Bernal, M. (2007). Claves de la fitorremediación fitotecnologías para la recuperación de suelos. *Ecosistemas*, 16, 1–3.
- Carrillo-González, R., Cerón-Lazcano, M., González-Chávez, M. del C. Á., García-Cué, J. luis, & Cruz-Díaz, J. (2018). Elementos traza introducidos con aguas residuales a suelos agrícolas se acumulan en las fracciones estables. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 9(5), 163–191. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2018-06-01>
- Celaya-Michel, H., & Castellanos-Villegas, A. E. (2011). Mineralización De Nitrógeno En El Suelo De Zonas Áridas Y Semiáridas. *Terra Latinoamericana*, 29(3), 343–356.

- Cepeda-Guzmán, A., Valdez-Aguilar, L. A., Castillo-González, A. M., Ruiz-Torres, N. A., Robledo-Torres, V., & Mendoza-Villarreal, R. (2014). Lettuce response to electrical conductivity with surface irrigation and sub-irrigation systems. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 5(7), 1233–1245. Retrieved from http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-09342014000700008&lng=es&tlng=es.
- CONABIO. (2012). *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. *Comisión Nacional Forestal (CONAFOR)*, 1–8. Retrieved from <http://www.cnf.gob.mx:8080/snif/portal/usuarios/fichas-snif>
- CONAGUA. (2008). Estadística del Agua en México. Síntesis, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. In *Comisión Nacional del Agua. Sistema Nacional de Información del Agua*. <https://doi.org/978-968-817-895-9>
- CONAGUA. (2014). Estadísticas del Agua en México. In *Comisión Nacional del Agua* (Vol. 39).
- Contreras, J. D., Meza, R., Siebe, C., Rodríguez-doza, S., Castillo-rojas, G., Amieva, R. I., ... Eisenberg, J. N. S. (2017). Health risks from exposure to untreated wastewater used for irrigation in the Mezquital Valley , Mexico : A 25-year update. *Water Research*, 123, 834–850. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.06.058>
- Cornejo Oviedo, F., López Herrera, M., Beltrán Hernández, R., Acevedo Sandoval, O., Lucho-Constantino, C., & Reyes Santamaría, M. (2012). Degradación del suelo en el Distrito de riego 003 Tula, Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Revista Científica UDO Agrícola*, 12(4), 873–880.
- Covarrubias, S. A., & Peña Cabrales, J. J. (2017). Contaminación ambiental por metales pesados en México: Problemática y estrategias de fitorremediación. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33, 7–21. <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.esp01.01>

- Cuizano, N. A., Reyes, Ú. F., Domínguez, S., & Llanos, B. P. (2010). RELEVANCIA DEL pH EN LA ADSORCIÓN DE IONES METÁLICOS MEDIANTE ALGAS PARDAS. *Sociedad Química de Perú*, 76(2).
- Delgadillo-López, A. E., González-Ramírez, C. A., Villagómez-Ibarra, J. R., & Acevedo-Sandoval, O. (2011). "Fitorremediación: una alternativa para eliminar contaminación." *Tropical and Subtropical Agroecosystems and Subtropical Agroecosystems*, 14, 597–612. Retrieved from <http://www.scielo.org.mx/pdf/tsa/v14n2/v14n2a2.pdf>
- ESRI. (2018). *ArcGis*. CA: Instituto de Investigación de Sistemas Ambientales.
- FAO. (2020). Textura. Retrieved May 10, 2019, from Propiedades Físicas del Suelo website: <http://www.fao.org/soils-portal/soil-survey/propiedades-del-suelo/propiedades-fisicas/es/>
- García-Sánchez, R., Camargo-Ricalde, S. L., García-Moya, E., Luna-Cavazos, M., Romero-Manzanares, A., & Montaña, N. M. (2012). *Prosopis laevigata* and *Mimosa biiincifera* (Leguminosae), jointly influence plant diversity and soil fertility of a Mexican semiarid ecosystem. *Revista de Biología Tropical*, 60(1), 87–103. <https://doi.org/10.15517/rbt.v60i1.2365>
- González-Chávez, M. C. ., Carrillo-González, R., & Sánchez-López, A. . (2017). Definiciones y problemática en la investigación científica en aspectos de fitoremediación de suelos. *AGRO PRODUCTIVIDAD*, 10(4), 3–7.
- Guédron, S., Duwig, C., Prado, B. L., Point, D., Flores, M. G., & Siebe, C. (2014). (Methyl) mercury, arsenic, and lead contamination of the world's largest wastewater irrigation system: The Mezquital valley (Hidalgo State-Mexico). *Water, Air, and Soil Pollution*, 225(8), 20–45.
- Gupta, D. K., Huang, H. G., & Corpas, F. J. (2013). Lead tolerance in plants : strategies for phytoremediation. *Environmental Science and Pollution Research*, 20, 2150–2161. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1485-4>

- Hernández-Acosta, E., & Lara-herrera, A. (2019). USO DE AGUAS RESIDUALES EN LA AGRICULTURA. ESTUDIOS DE CASO: SUBCUENCA DEL RÍO METZ- TITLÁN Y DR 028 TULANCINGO, HIDALGO, MÉXICO. In *Ambiental Sustentabilidad y Gestion* (pp. 39–60). México: UJED.
- Hernández-Silva, G., Flores-Delgadillo, L., Maples-Vermeersh, M., Solorio-Munguía, J. G., & Alcalá-Martínez, J. R. (1994). Riesgo de acumulación de Cd, Pb, Cr y Co en tres series de suelos del DR03, Estado de Hidalgo México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, Vol. 11, pp. 53–61.
- Hernández Acosta, E. (2011). *Uso de aguas residuales en la agricultura. estudio de caso; distrito de riego 028, Tulancingo, Hidalgo, México.*
<https://doi.org/10.13140/2.1.4299.8087>
- INEGI. (2017). *Anuario estadístico y geográfico de Hidalgo 2017*. México.
- Kabata-Pendias, A. (2001). Biogeochemistry of trace elements. In *Trace Elements in Soils and Plants, Third Edition* (Vol. 2nd).
<https://doi.org/10.1201/b10158-25>
- Kabata-Pendias, A. (2011). *Trace elements in soils and plants* (4th ed.).
<https://doi.org/https://doi.org/10.1201/b10158>
- Kabata-Pendias, A., & Szteke, B. (2015). *Trace Elements in Abiotic and Biotic Environments*. New York: CRC Press.
- Lesser, L. E., Mora, A., Moreau, C., Mahlke, J., & Hern, A. (2018). Chemosphere Survey of 218 organic contaminants in groundwater derived from the world ' s largest untreated wastewater irrigation system : Mezquital. *Chemosphere*, 198, 510–521.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.154>
- Luz Evelia Herrera Lara, A. P. B. (2019). *Sustentabilidad y Gestión Ambiental*. Zacatecas, México: UJED.

- Maldonado-Magaña, A., Favela-Torres, E., Rivera-Cabrera, F., & Volke-Sepulveda, T. L. (2011). Lead bioaccumulation in *Acacia farnesiana* and its effect on lipid peroxidation and glutathione production. *Plant Soil*, 339, 377–389. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0589-6>
- MAPA. Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario. , 262 Boe § (1990).
- Martínez-Hernández, P. A., Cortés-Díaz, E., Purroy-Vásquez, R., Palma-García, J. M., Del Pozo-Rodríguez, P. P., & Vite-Cristóbal, C. (2019). *Leucaena leucocephala* (LAM.) DE WIT A KEY SPECIES FOR A SUSTAINABLE BOVINE PRODUCTION IN TROPIC. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 22(2), 331–357.
- Muñoz Iniestra, D. J., Chávez Mosqueda, M., Godínez Álvarez, H. O., & Cuéllar Arellano, N. A. (2017). Cambios edáficos en islas de fertilidad y su importancia en el funcionamiento de un ecosistema del valle de Tehuacán Puebla, México. *Revista Terra Latinoamericana*, 35(2), 123. <https://doi.org/10.28940/terra.v35i2.142>
- Ortiz Solorio, C. A. (2019). *Edafología*. México: Trillas.
- Pérez-López, E. (2013). Análisis de fertilidad de suelos en el laboratorio de Química del Recinto de Grecia, Sede de Occidente, Universidad de Costa Rica. In *InterSedes: Revista de las Sedes Regionales*.
- Ponce-Lira, B., Serrano-Olvera, M., Rodríguez-Martínez, N., & Sánchez-Herrera, S. G. (2020). Polluted Wastewater for Irrigation in the Mezquital Valley, Mexico. In *Water Availability and Management in Mexico* (pp. 215–231). https://doi.org/10.1007/978-3-030-24962-5_22
- Prado, B., Siebe, C., Wolf, B. A., Martínez Hernández, L., & Mora, L. (2015). El Suelo: guardián de la calidad del agua subterránea. *Conabio*, 122, 6–9. Retrieved from

<http://www.biodiversidad.gob.mx/Biodiversitas/Articulos/biodiv122art2.pdf>

Prieto-García, F., Lucho Constantino, C. A., Poggi Valardo, H., Alvarez Suárez, M., & Barrado Esteban, E. (2007). Caracterización fisicoquímica y extracción secuencial de metales y elementos trazas en suelos de la región Actopan-Ixmiquilpan del distrito. *CIENCIA Ergo-Sum*, 14(1), 69–80. <https://doi.org/10414109>

Prieto-García, F., Méndez-Marzo, M. ., Martínez-Pezina, F. ., & Prieto-Méndez, J. (2007). Presencia de metales pesados en cultivos del Valle del Mezquital , México. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 3(13.8), 100–110.

Prieto Mendez, J., González Ramírez, C. A., Roman Gutierrez, A. D., & Prieto Garcia, F. (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10(1), 19–44. <https://doi.org/1870-0462>

Qadir, M., Wichelns, D., Raschid-sally, L., Mccornick, P. G., Drechsel, P., Bahri, A., & Minhas, P. S. (2010). The challenges of wastewater irrigation in developing countries. *Agricultural Water Management*, 97, 561–568. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2008.11.004>

Quiroga, A., & Bono, A. (2012). *Manual de fertilidad y evaluación de* (p. 162). p. 162.

R Development Core Team. (2019). *R: A language and environment for statistical computing*. <https://doi.org/3-900051-07-0>

Ramírez Niño, M. Á., & Navarro Ramírez, M. Á. (2018). Análisis de metales pesados en suelos irrigados con agua del río Guatiquía. *Ciencia En Desarrollo*, 6(2), 167–175. <https://doi.org/10.19053/01217488.3787>

Reyes, Y. C., Vergara, I., Torres, O. E., Díaz, M., & González, E. E. (2016). CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS: IMPLICACIONES EN SALUD , AMBIENTE Y SEGURIDAD ALIMENTARIA. *Ingeniería*,

Investigación y Desarrollo, 16(2422–4324), 66–77.

Rios-Gómez, R., Salas-García, C. E., Monroy-Ata, A., & Solano, E. (2010). Salinity effect on *Prosopis laevigata* seedlings. *TERRA LATINOAMERICANA*, 28(2), 99–107. <https://doi.org/ArtPdfRed.jsp?iCve=57316058001> TERRA

Rodríguez-Eugenio, N., McLaughlin, M., & Pennock, D. (2019). *La contaminación del suelo: una realidad oculta* (FAO). Roma: FAO.

Rodríguez Saucedo, E. N., Rojo Martínez, G. E., Ramírez Valverde, B., Martínez Ruiz, R., Cong Hermida, M. de la C., Medina Torres, S. M., & Piña Ruiz, H. H. (2014). ANÁLISIS TÉCNICO DEL ÁRBOL DEL MEZQUITE (*Prosopis laevigata* Humb. & Bonpl. ex Willd.) EN MÉXICO. *Ra Ximhai*, 10(1665–0441), 730–754. <https://doi.org/articulo.oa?id=46131111013>

Sánchez Hernández, Á. M., Hernández Acosta, E., Cristóbal Acevedo, D., Uribe Gómez, M., Díaz Vargas, P., & Lara Bueno, A. (2016). Sistema agroforestal coquia-mezquite establecido en suelos del Distrito de Riego Tulancingo , Hidalgo , México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 16, 3207–3217.

SEMARNAT, S. de M. A. y R. N. (2002). *NOM-021-SEMARNAT-2000, QUE ESTABLECE LAS ESPECIFICACIONES DE FERTILIDAD, SALINIDAD Y CLASIFICACIÓN DE SUELOS, ESTUDIO, MUESTREO Y ANÁLISIS*. Retrieved from <http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/libros2009/DO2280n.pdf>

Siebe, C. (1994). Acumulación y disponibilidad de metales pesados en suelos regados con aguas residuales en el distrito de riego 03, Tula, Hidalgo, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 10(1), 15–21. Retrieved from <https://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/article/view/30146/28010>

- Siebe, C., Chapela-Lara, M., Cayetano-Salazar, M., & Prado, B. (2016). Effects of more than 100 years of irrigation with Mexico City's wastewater in the Mezquital Valley (Mexico). In *Safe use of wastewater in agriculture: good practice examples* (pp. 121–137). United Nations University (UNU-FLORES).
- Solís Martínez, M. (2014). *DISPONIBILIDAD DE Pb,Cd Y Ni POR LA ADICIÓN DE FÓSFORO Y AZUFRE EN SUELOS REGADOS CON AGUA RESIDUAL, EN EL VALLE DEL MEZQUITAL, HIDALGO*. Colegio de Postgraduados.
- Soto, J. M. D., López, S. S. S., Sandoval, O. A. A., & Gutiérrez, A. D. R. (2012). Estudio físico-químico y micromorfológico de suelos de Denganthza, Valle del Mezquital, Hidalgo. *Multiciencias*, 12(1317–2255), 146–155. Retrieved from <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=90424216004>
- Tóth, G., Hermann, T., Silva, M. R. Da, & Montanarella, L. (2016). Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety. *Environment International*, 88, 299–309. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.12.017>
- Trejo-Calzada, R., Pedroza-Sandoval, A., Reveles-Hernández, M., Ruíz-Torres, J., & Arreola-Avila, J. G. (2015). Especies vegetales de zonas áridas para la fitorremediación de suelos contaminados con metales pesados. In *Tópicos Selectos de Sustentabilidad: Un Reto Permanente* (pp. 87–104). Durango, Dgo.: Universidad Juárez del Estado de Durango.
- Vázquez-Alarcón, A., Justin-Cajuste, L., Siebe-Grabach, C., Alcántar-González, G., & De La Isla De Bauer, M. D. L. (2001). Cadmium, nickel and lead concentrations in wastewater, soil and crops in the Mezquital Valley, Hidalgo, México. *Agrociencia*, 35(3), 267–274.
- Yageta, Y., Osbahr, H., Morimoto, Y., & Clark, J. (2019). Geoderma Comparing farmers ' qualitative evaluation of soil fertility with quantitative soil fertility indicators in Kitui County , Kenya. *Geoderma*, 344(May 2018), 153–163.