



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE
MORELOS

CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN BIOTECNOLOGÍA

**PROPUESTA PARA EL TRATAMIENTO DE RESIDUOS
DERIVADOS DE LA FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS
CONTAMINADOS POR METALES PESADOS**

T E S I N A

**QUE PARA OBTENER LA ESPECIALIDAD EN
GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS**

**P R E S E N T A:
ABIGAIL DÍAZ ARMENDÁRIZ**

**TUTORA DE TESINA:
DRA. PATRICIA MUSSALI GALANTE**

**CO-TUTOR:
DR. EFRAÍN TOVAR SÁNCHEZ**

CUERNAVACA, MORELOS

OCTUBRE, 2019

*“Produce una inmensa tristeza pensar que la naturaleza habla
mientras el género humano no la escucha”*

Víctor Hugo

La idea del principio *“el que contamina paga”*
sería considerar que *“si se paga se puede seguir contaminando”*

Jaime Porta Casanellas

Agradecimientos

A la Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM) por darme la oportunidad de seguir creciendo de manera profesional y académica.

A la Especialidad en Gestión Integral de Residuos (EGIR) por brindarme la formación académica y profesional en esta área.

Al Centro de Investigación en Biotecnología (CEIB) y al Centro de Biodiversidad y Conservación (CIByC) por los espacios y recursos brindados durante mi estancia.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo económico durante la realización de mis estudios (número de CVU: 706234).

A la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) a través de la Dirección General Gestión Integral de Materiales y Actividades Riesgosas (DGGIMAR) en Sitios contaminados por haberme permitido realizar mi estancia profesional.

A los miembros del comité tutorial:

Dra. Patricia Mussali Galante: por darme la oportunidad de trabajar en esta línea de investigación y por sus aportaciones a este trabajo.

Dr. Efraín Tovar Sánchez: por el apoyo y las observaciones en el progreso de este proyecto.

Dra. Ma. Laura Ortiz Hernández: por sus observaciones acertadas en el desarrollo de esta tesina.

M. I. Ariadna Zenil Rodríguez: por todo su apoyo en el trámite de la Especialidad y por sus consejos y aportaciones a este trabajo.

Dra. Isela Hernández Plata: por sus comentarios y contribuciones en la elaboración de esta tesina,

Dr. Alexis J. Rodríguez Solís: por su colaboración a este proyecto y por su apoyo como Coordinador de la Especialidad.

Agradecimientos a título personal

A Dios por el gran privilegio de seguir preparándome día a día y por las personas que pones en mi camino para seguir avanzando.

A mi familia por su gran apoyo: a mis padres por siempre brindarme su confianza y amor, a mi hermana por su constante apoyo en todo momento, te quiero; a mis tíos (Hilda y Evelio), a mis primos (Ángel, Liz, Alan y Diana) por su confianza.

A los profesores de la EGIR, gracias por compartir no solo el conocimiento sino sus experiencias en esta área. A mis compañer@s de la EGIR, en especial a Dulce por su amistad y apoyo durante este tiempo, gracias.

A todos los compañeros de los Laboratorios de Investigaciones Ambientales y de Marcadores Moleculares, gracias por su apoyo en compartir sus trabajos, fueron de gran ayuda.

A Miriam, Joel, Dalia, Anaid, Marco y Juan por su apoyo durante mi estancia en la UAEM.

A la Dra. Rosalva, Dr. Gerardo, Dr. Arcadio y a la Dra. María del Socorro por su gran apoyo y confianza en seguir preparándome.

A la Ing. Conchita por su asesoría en este trabajo y por supuesto por su gran amistad; al Biól. Gustavo por su apoyo también.

A las personas que me apoyaron durante mi estancia en SEMARNAT de la CDMX: M. en C. Mariana Teresita Ugalde, Ing. Francisco Desiga, Biól. Raziél, Biól. Alejandra, Ing. Mauricio y Sria. Naty, gracias por sus consejos y enseñanzas.

A mis amigas de siempre Ale, Erika, Laura, Yes, Elizabeth y Mara.

A los Revs. Daniel Ramírez y Adriana Hernández por sus consejos y apoyo a mí y a mi familia en todo momento. Y en especial a la Rev. Ana Lilia Rivera por su constante apoyo a pesar de la distancia.

Índice

Índice	v
1. Resumen.....	1
2. Introducción	2
Marco teórico.....	3
3. Marco legal	3
3.1 Residuos peligrosos	4
3.2 Disposición de los residuos peligrosos	6
3.4 Distribución de competencias en sitios contaminados	8
3.5 Prevención y remediación de sitios contaminados.....	9
4. La minería y sus residuos	10
4.1 Actividad minera.....	11
4.2 Procesos involucrados en la extracción de metales	12
4.3 Situación en la generación de residuos mineros en México	15
4.4 Clasificación de los residuos mineros	16
5. Los jales mineros: efectos ambientales y a la salud humana	18
5.1 Generación de jales	18
5.2 Características de los metales pesados	19
5.3 Efectos de los jales en el suelo y las plantas	20
5.4 Efectos de los jales en la salud humana.....	23
6. Remediación de suelos contaminados por metales pesados en México	25
6.1 Tratamiento biológico	26
6.1.1 Bioaumentación	26
6.1.2 Biopilas a un lado del sitio contaminado.....	27
6.1.3 Fitorremediación.....	27
6.2 Tratamiento físico y químico	29
6.2.1 Remediación electrocinética (RE)	30
6.2.2 Solidificación/Estabilización (S/E)	30
6.3 Tratamiento térmico	31
6.3.1 Desorción térmica	31
6.3.2 Incineración.....	31
6.3.3 Pirólisis	32
7. Suelos contaminados por los jales mineros en Huautla, Morelos	33

7.1 Minería en el estado de Morelos	33
7.2 Distrito minero de Huautla.....	33
7.2.1 Descripción de la REBIOSH.....	34
7.3 Características fisicoquímicas y contenido de metales pesados en los jales de Huautla.....	36
7.4 Trabajos de fitorremediación en suelos contaminados por metales en Huautla.....	38
8. Justificación.....	45
9. Objetivo.....	46
10. Propuesta a implementar	47
10.1 Selección de plantas que acumulan metales pesados en los jales mineros de Huautla, Morelos.....	47
10.2 Tratamiento para los residuos procedentes de la fitorremediación en Huautla, Morelos.....	51
10.2.1 Estrategia A	52
10.2.1.1 Antecedentes	52
10.2.1.1.1 Fitominería	52
10.2.1.1.2 Operación fitominera	53
10.2.1.1.3 Tratamiento térmico: la incineración	53
10.2.1.1.4 Tratamiento químico para la recuperación de Cu, Pb y Zn.....	54
10.2.1.1.5 Fitominería en México.....	56
10.2.1.1.6 Valorización económica en la fitominería	57
10.2.1.2 Aplicación de la Estrategia A.....	60
10.2.2 Estrategia B.....	64
10.2.2.1 Antecedentes	64
10.2.2.2 Aplicación de la Estrategia B	66
10.2.3 Estrategia C	66
10.2.3.1 Antecedentes	67
10.2.3.2 Aplicación de la Estrategia C.....	67
11. Conclusiones.....	69
12. Referencias	70
13. Anexo.....	80

Índice de figuras

Figura 1 Pirámide Kelsen del sistema jurídico mexicano.....	4
Figura 2. Mapa de la ubicación de la REBIOSH y sitios expuestos a metales pesados (Jal 1 y Jal 2) (Tovar-Sánchez <i>et al.</i> , 2012).	36
Figura 3. Propuesta para los residuos de la fitorremediación en los jales de Huautla en Morelos.....	51

Índice de tablas

Tabla 1. Residuos peligrosos que se encuentran como principales contaminantes en sitios abandonados y/o ilegales en varias entidades federativas.....	7
Tabla 2. Normas Oficiales Mexicanas relacionadas con la remediación de sitios contaminados por metales pesados.....	10
Tabla 3. Relación de la actividad minera y su impacto al ambiente.	12
Tabla 4. Tipo de residuos que se generan por tipo de metal (Arcos, 2016).....	13
Tabla 5. Clasificación de residuos mineros con base a NOM-157-SEMARNAT-2009.	17
Tabla 6. Concentraciones de referencia totales (CR _T) por tipo de uso de suelo (NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004).	20
Tabla 7 . Resultados fisicoquímicos de los jales mineros de Huautla (Solís-Miranda, 2016).....	37
Tabla 8. Concentración total promedio de metales pesados en los jales de Huautla (mg/kg) (Solís-Miranda, 2016).	37
Tabla 9. Plantas acumuladoras de metales pesados en jales mineros de Huautla, Morelos.	43
Tabla 10. Propuesta de plantas para ser utilizadas en la fitorremediación. Se muestra acumulación de Cu, Pb y Zn (mg/Kg) y su factor de enriquecimiento en los jales de Huautla, Morelos	49
Tabla 11. Biomasa aérea de las especies de plantas propuestas para la fitorremediación en Huautla, Morelos. La biomasa de obtuvo de estudios realizados en otras ubicaciones.....	50

Tabla 12. Precios de metales y concentraciones de los metales y biomasa de plantas hiperacumuladoras. (Sheoran <i>et al.</i> , 2009).....	58
Tabla 13. Modelo económico fitominero de Au en México. Basado en el modelo de Wilson <i>et al.</i> (2012).	59
Tabla 14. Precios internacionales anuales promedio de los metales preciosos y no ferrosos.....	60
Tabla 15. Resumen de las ganancias económicas derivado del modelo económico de cinco especies propuestas para realizar fitominería con Cu, Pb y Zn y la cantidad de metal recuperado (g/ha) para Huautla, Morelos.....	61
Tabla 16. Costo de la ES con las cenizas derivadas de la operación fitominera de las cinco especies propuestas de los jales de Huautla.....	66
Tabla 17. Análisis financiero fitominero en <i>Pithecellobium dulce</i> de los metales Cu, Pb y Zn. Basado en el modelo de Wilson <i>et al.</i> (2012).....	80
Tabla 18. Análisis financiero fitominero en <i>Prosopis laevigata</i> de los metales Cu, Pb y Zn. Basado en el modelo de Wilson <i>et al.</i> (2012).	82
Tabla 19. Análisis financiero fitominero en <i>Sanvitalia procumbens</i> de los metales Pb y Zn. Basado en el modelo de Wilson <i>et al.</i> (2012).....	84
Tabla 20. Análisis financiero fitominero en <i>Vachellia farnesiana</i> de los metales Cu, Pb y Zn. Basado en el modelo de Wilson <i>et al.</i> (2012).....	86
Tabla 21. Análisis financiero fitominero en <i>Zea mays</i> de los metales Cu, Pb y Zn. Basado en el modelo de Wilson <i>et al.</i> (2012).	88

1. Resumen

Díaz-Armendáriz, A. 2019. Propuesta para el tratamiento de residuos provenientes de suelos contaminados por metales pesados. Especialidad en Gestión Integral de Residuos (EGIR), Centro de Investigación en Biotecnología (CEIB), Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM). 97pp.

México se caracteriza por registrar actividad minera en sus entidades federativas, sin embargo, ésta ha generado residuos mineros (jales, relaves o colas) que contienen elementos potencialmente tóxicos como metales pesados causando daños a la salud y al ambiente. En particular, en el distrito minero de Huautla, Morelos se generaron 780,000 toneladas de jal sin tratamiento y dispuestas a la intemperie con metales como Cu, Cd, Fe, Mn, Pb y Zn. Trabajos de remediación han sido realizados con plantas que crecen en los jales, y han mostrado acumulación de Cu, Pb y Zn. No obstante, después de la cosecha, la biomasa queda sin tratamiento y en la legislación mexicana no existe un manejo para este tipo de residuos. El objetivo de este trabajo es elaborar una propuesta para el tratamiento de los residuos derivados de la fitorremediación con metales. Se seleccionaron plantas acumuladoras de Cu, Pb y Zn que crecen en los jales de Huautla; y se planteó el tratamiento de los residuos generados por la fitorremediación: operación fitominera, tratamiento estabilización/solidificación y confinamiento. Se seleccionaron plantas como *Pithecellobium dulce*, *Prosopis laevigata*, *Sanvitalia procumbens*, *Vachellia farnesiana* y *Zea mays*. Posteriormente, se planteó emplear la tecnología fitominera para incinerar la biomasa y realizar la técnica de lixiviación con citrato de sodio y la electrolisis para recuperar los metales. Subsecuentemente, un análisis económico sobre los precios de los metales en el Sistema Integral sobre Economía Minera (SINEM) evidenció que las plantas con mejores ganancias para obtener Pb y Cu fueron *Prosopis laevigata* y *Zea mays*; y para Zn solo *Prosopis laevigata*. En general, las especies con mayor factibilidad técnica y económica fueron *Prosopis laevigata* y *Zea mays*. Por último, que las cenizas procedentes de la incineración sean estabilizadas/solidificadas con cemento portland, y confinadas por una empresa autorizada por la Secretaría (SEMARNAT) o podría utilizarse como material para construcción, considerando la prueba PECT con base a la NOM-053-SEMARNAT-2003.

2. Introducción

La minería a nivel mundial es una de las actividades más antiguas y fundamentales de la humanidad. Siendo de gran importancia en el desempeño y progreso de las civilizaciones y contribuyendo en el crecimiento económico actual (SEMARNAT, 2007a).

A nivel nacional, México se ha caracterizado por ser una potencia histórica minera ocupando los primeros lugares en la producción y extracción de plata (Ag), arsénico (As), cadmio (Cd), plomo (Pb), mercurio (Hg), bario (Ba) entre otros metales (DGM, 2019). Además, esta actividad primaria contribuye con el 4% del Producto Interno Bruto nacional (PIB) (SE, 2019).

A pesar de los beneficios económicos, en los sitios mineros se presentan actividades que contaminan dichos sitios, siendo el proceso primario el tratamiento de los metales y la generación de residuos mineros, como los jales, relaves o colas (Mejía *et al.*, 1999). Estos últimos se pueden dispersar al ambiente, por lo que es común encontrar en sitios cercanos a las minas, áreas con presencia de elementos potencialmente tóxicos como los metales pesados, por ejemplo: Cu, Cd, As y Pb, entre otros (INECC, 2009).

Los metales pesados en altas concentraciones tienen efectos tóxicos y son considerados contaminantes ambientales capaces de alterar a los ecosistemas y la salud pública, aunado a esto no son biodegradables y pueden bioacumularse en los niveles tróficos (Nedelkoska y Doran, 2000, Chehregani *et al.*, 2005, Wei *et al.*, 2007; Boularbah *et al.*, 2006). De manera que la extracción de estos recursos genera un grave problema ambiental (Coll-Hurtado *et al.*, 2002; LGEEPA, 2018).

Tal es el caso de Huautla, Morelos, en donde los jales mineros están ubicados en la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla (REBIOSH). La cual es considerada históricamente como un sitio minero en la extracción de Ag, Pb, Zn entre otros, y se estima existen 780 mil toneladas de residuos mineros con elementos potencialmente tóxicos. Dichos jales contienen altas concentraciones de metales pesados tales como Fe, Zn, Pb, Mn, Cu y Cd. (Solís-Miranda, 2016).

La colaboración de la Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM) a través del Laboratorio de Investigaciones Ambientales del Centro de Investigación en Biotecnología (CEIB) ha contribuido en utilizar plantas que viven en esos sitios y se han propuesto para la fitorremediación de los jales (Souza *et al.*, 2005; INECC, 2009).

Varias especies, que habitan los jales mineros de Huautla, Morelos han sido estudiadas con el fin de ser utilizadas para la fitorremediación tales como *Vachellia farnesiana*, *Pithecellobium dulce*, *Prosopis laevigata*, *Wigandia urens* y *Zea mays*. Sin embargo, al cosechar estas plantas se obtiene biomasa residual con metales pesados, y no se tiene un manejo de dichos residuos con base a la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de Residuos (LGPGIR).

Es por esto, que se plantea elaborar una propuesta para el tratamiento de los residuos derivados de la fitorremediación de suelos contaminados con metales pesados en los jales de Huautla, Morelos.

Marco teórico

3. Marco legal

El marco jurídico mexicano está integrado por la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos (DOF, 2018), el cual es el órgano máximo que rige en nuestro país y del cual se desprenden todas las leyes, estatutos y códigos. El nivel jerárquico de estos instrumentos legales se puede organizar en forma de piramidal, conocido como la pirámide de Kelsen (Figura 1). De tal forma que la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, la Carta Magna, indica a través del artículo 4, que “toda persona tiene derecho a un medio ambiente adecuado para su desarrollo y bienestar”, y el artículo 27 que “la propiedad de las tierras y aguas comprendidas dentro de los límites del territorio nacional corresponde originariamente a la Nación, la cual ha tenido y tiene el derecho de transmitir el dominio de ellas a los particulares, constituyendo la propiedad privada” (DOF, 2018).

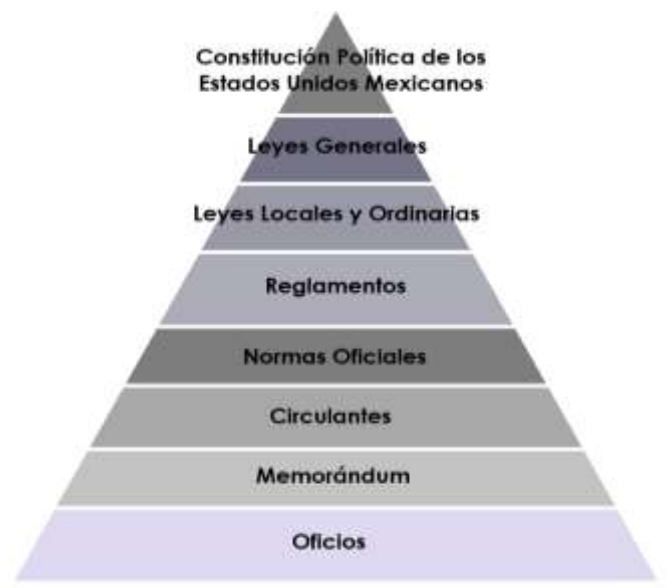


Figura 1 Pirámide Kelsen del sistema jurídico mexicano.

En México se han realizado esfuerzos para legislar en materia ambiental. Ejemplos son la elaboración e instrumentación de la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente y en materia de residuos la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de Residuos (LGEEPA,2018; LGPGIR, 2018).

Específicamente la LGPGIR (2018) clasifica a los residuos en: Residuos Sólidos Urbanos (RSU), Residuos de Manejo Especial (RME) y Residuos Peligrosos (RP). La definición de residuo es un material o producto cuyo propietario o poseedor desecha y que se encuentra en estado sólido o semisólido, o es un líquido o gas contenido en recipientes o depósitos, y que puede ser susceptible de ser valorizado o requiere sujetarse a tratamiento o disposición final (LGPGIR, 2018).

En materia legal, los residuos presentan atribuciones en los tres órdenes de gobierno y coordinación entre dependencias con base en el título segundo de la LGPGIR (2018), tal es el caso de los RSU que son de competencia municipal, los RME de competencia estatal y los RP de competencia federal. En el presente proyecto nos enfocaremos a los residuos peligrosos.

3.1 Residuos peligrosos

Con base a la LGEEPA (2018) y a la LGPGIR (2018) los RP son aquellos que poseen alguna de las características de corrosividad, reactividad, explosividad,

toxicidad, inflamabilidad o que contengan agentes infecciosos que le confieran peligrosidad, así como envases, recipientes, embalajes y suelos que hayan sido contaminados cuando se transfieran a otro sitio y, por tanto, representan un peligro al equilibrio ecológico o al ambiente.

En caso de los suelos contaminados con RP, se hace la precisión de que solo cuando se transporten fuera del sitio donde se encuentran, deberán manejarse como RP. Esto hace prever que, para fines de remediación de sitios contaminados, se aplicarán criterios distintos para determinar los niveles de limpieza, los que aparecen en el texto de la LGPGIR (2018), y que pueden derivar en que se fijen cantidades límites de sustancias tóxicas en un sitio contaminado distintas de las que hacen a un residuo peligroso de conformidad con la norma oficial mexicana correspondiente (SEMARNAT, 2006).

Es por eso que, la LGPGIR (2018) establece las bases para prevenir la contaminación de sitios por el manejo de materiales y residuos, así como para definir los criterios a los que se sujetará su remediación. Además, la Ley General de Salud (LGS, 2018) establece las bases para determinar los valores de concentración máxima de contaminantes para el ser humano, así como el ejercicio de acciones específicas ante situaciones riesgosas a la salud de las personas.

En particular los residuos derivados de la actividad minera, la LGPGIR (2018) los clasifica con base al artículo 17 como residuos de la industria minera-metalúrgica provenientes del minado y tratamiento de minerales tales como jales, residuos de los patios de lixiviación abandonados, así como los metalúrgicos provenientes de los procesos de fundición, refinación y transformación de metales, que se definirán en forma genérica en el reglamento según lo estipulado en el artículo 7 fracción III de esta Ley, son de regulación y competencia federal.

Los residuos mineros podrán disponerse finalmente en el sitio de su generación; su peligrosidad y manejo integral, se determinará conforme a las normas oficiales mexicanas aplicables, y estarán sujetos a los planes de manejo previstos en esta

Ley. Se exceptúan de esta clasificación los referidos en el artículo 19, fracción I de este ordenamiento.

3.2 Disposición de los residuos peligrosos

A causa del aumento en el volumen de residuos peligrosos generados en México y a las capacidades existentes para su manejo, frecuentemente se presenta la disposición clandestina de estos residuos en diversos sitios como son los tiraderos municipales, terrenos baldíos, patios de empresas y drenajes, de tal manera que ocasionan un aumento de los sitios contaminados con sustancias peligrosas de naturaleza orgánica como inorgánica (INECC, 2007a, PNPGIR, 2009-2012).

Por ejemplo, en 1980 en la mina Rosicler (Nuevo Mercurio, Zacatecas), se encontraron abandonados cientos de tambores que contenían residuos peligrosos como cloruro de mercurio, mezclas de químicos y bifenilos policlorados (BPCs). Se tiene información de que el contenido de varios de los tambores se ha derramado accidental o deliberadamente en dicho lugar (INECC, 2007c).

En la Tabla 1 se muestra la relación de los sitios ilegales y/o abandonados, que han sido detectados por la PROFEPA entre los periodos 1995-1997, en donde se han desechado residuos peligrosos provenientes de diversas industrias (Kreiner, 2002).

Tabla 1. Residuos peligrosos que se encuentran como principales contaminantes en sitios abandonados y/o ilegales en varias entidades federativas.

Estado	Número de sitios	Principales residuos*
Baja California Norte	8	Aceites, metales, polvo de fundición, solventes
Baja California Sur	2	Escorias de fundición, jales
Campeche	4	Aceites, lodos de perforación
Chiapas	17	Hidrocarburos, plaguicidas, solventes
Chihuahua	13	Aceites, hidrocarburos, químicos
Coahuila	15	Aceites, hidrocarburos, jales , metales, químicos
Durango	3	Hidrocarburos, insecticidas
Estado de México	10	Aceites, escorias de fundición, químicos
Guanajuato	10	Aceites, escorias de fundición, lodos, metales, compuestos organoclorados
Hidalgo	6	Escorias de fundición, pinturas
Jalisco	7	Diesel y combustible, baterías, lodos, químicos
Nayarit	5	Hidrocarburos, jales
Nuevo León	22	Aceites, cianuros, escorias de fundición, hidrocarburos, metales
San Luis Potosí	10	Asbesto, escorias de fundición, lodos, metales, pinturas
Sinaloa	4	Agroquímicos
Tamaulipas	8	Aceites, escorias de fundición, químicos
Veracruz	8	Azufre, hidrocarburos
Zacatecas	9	Jales , metales, químicos
Total	161	

* No se mencionan residuos biológico-infecciosos

Fuente: PROFEPA, Informe Trianual 1995 -1997, 1998.

En el periodo de 1995 a 1997, se detectaron 161 sitios abandonados contaminados con residuos peligrosos en 18 estados de la República. Sin embargo, se estima que el número de sitios de este tipo que contienen residuos peligrosos es mucho mayor y se desconoce. Desde 1988, más de 27 mil empresas han cumplido con la obligación de informar la generación de residuos peligrosos. Sin embargo, se desconoce la mayoría de las empresas generadoras que no

informan y desechan sus residuos clandestinamente, y se estima que la cantidad podría ser mayor a 100,000 (Mosler, 2012).

De acuerdo con esta información, dentro de los residuos peligrosos encontrados con mayor frecuencia en tiraderos clandestinos se encuentran los desechos provenientes de la industria minera (jales, metales y escorias de fundición) y petroquímica (hidrocarburos y químicos), además de aceites gastados provenientes de talleres mecánicos.

3.4 Distribución de competencias en sitios contaminados

Específicamente los sitios contaminados son de competencia federal conforme a lo estipulado a la LGPGIR, siendo el organismo administrativo responsable la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) en trabajo conjunto con la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA), la Comisión Nacional de Agua (CONAGUA), la Comisión Forestal (CONAFOR) así como la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) y dependiendo de la situación vinculándose con la Secretaría de Salud (SSA) y la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS), entre otros organismos.

En materia de RP, como indica al artículo 101 del título séptimo de la LGPGIR (2018), la Secretaría realizará los actos de inspección y vigilancia del cumplimiento de las disposiciones contenidas en el presente ordenamiento, en materia de residuos peligrosos e impondrá las medidas de seguridad y sanciones que resulten procedentes, de conformidad con lo que establece la LGPGIR (2018) y la LGEEPA (2018).

Particularmente la SEMARNAT a través de la Subsecretaría de Gestión para la Protección Ambiental y por medio de la Dirección General de Gestión Integral de Materiales y Actividades Riesgosas (DGGIMAR) es el área que se encarga de revisar los Programas de Remedación de Suelos contaminados. Esta área sería la propicia para presentar mi proyecto de Tesina el cual sería un proyecto en donde se sometería a evaluación por parte de este organismo.

3.5 Prevención y remediación de sitios contaminados

En la LGPGIR (2018) hace mención en el capítulo cuarto acerca de la responsabilidad de la contaminación y remediación de sitios, en los artículos 72 y 73, establecen que, tratándose de contaminación de sitios con materiales o residuos peligrosos, por caso fortuito o fuerza mayor, las autoridades competentes impondrán las medidas de emergencia necesarias para hacer frente a la contingencia, a efecto de no poner en riesgo la salud o el medio ambiente.

Con el propósito de minimizar los impactos ambientales de los residuos mineros, la SEMARNAT, emite una serie de instrumentos de política, entre los que se encuentran las normas oficiales mexicanas que deben ser revisadas conforme a lo dispuesto en la Ley Federal sobre Metrología y Normalización (PNPGIR, 2017-2018). Y en el artículo 77 de la LGPGIR (2018) menciona que las acciones en materia de remediación se llevarán a cabo a través de Programas de Remediación de conformidad con lo que establezca el Reglamento (RLGPGIR, 2014).

Continuando en el orden jurídico, el Reglamento de la LGPGIR (RLGPGIR, 2014) indica en el capítulo segundo el Programa de Remediación como un instrumento de política ambiental, y en el artículo 132 que los programas de remediación se formularán cuando se contamine un sitio derivado de una emergencia o cuando exista un pasivo ambiental. Se considera *pasivo ambiental* a aquellos sitios contaminados por la liberación de materiales o RP, que no fueron remediados oportunamente para impedir la dispersión de contaminantes, pero que implican una obligación de remediación.

En el artículo 133, se mencionan los pasos a seguir un programa de remediación, el interesado podrá determinar las acciones de remediación que se integrarán, tomando como base lo establecido en las normas oficiales mexicanas aplicables. En el artículo 134 de RLGPGIR (2014) indica los pasos que se integran:

- I. Estudios de caracterización
- II. Estudios de evaluación del riesgo ambiental
- III. Investigaciones históricas

IV. Las propuestas de remediación

Posteriormente, de acuerdo con el orden jerárquico (Figura 1) están las Normas Oficiales Mexicanas (NOM). Para, el desarrollo de esta Tesina se utilizaron las NOM relacionadas con la remediación de sitios contaminados por metales pesados (Tabla 2).

Tabla 2. Normas Oficiales Mexicanas relacionadas con la remediación de sitios contaminados por metales pesados.

Norma Oficial Mexicana	Establece:
NOM-052-SEMARNAT-2005	Establece las características de los residuos peligrosos, el listado de los mismos y los límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente.
NOM-157-SEMARNAT-2009	Establece los elementos y procedimientos para instrumentar planes de manejo de residuos mineros
NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004	Establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio.

Con base a la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, es necesario consultar la norma mexicana, NMX-AA-132-SCFI-2006, que establece el muestreo de suelos para la identificación y la cuantificación de metales, metaloides y el manejo de la muestra (SEMARNAT, 2001).

Por otra parte, es importante mencionar que la NOM-157-SEMARNAT-2009 que establece los elementos y procedimientos para instrumentar planes de manejo de residuos mineros, el cual explica los diversos residuos mineros que a continuación se definen, pero no hace mención de los residuos derivados de la fitorremediación de suelos contaminados por metales pesados.

4. La minería y sus residuos

4.1 Actividad minera

La minería es una de las actividades económicas de mayor tradición en México, ya que contribuye en gran medida con el desarrollo económico del país, suministrando insumos a una serie de industrias (construcción, metalúrgica, siderúrgica, química y electrónica) (INECC, 2007a,b). De acuerdo con información de la Dirección General de Minas, la industria minera nacional es mayoritariamente metálica, y se dedica principalmente a la producción de Cu, Zn, Ag y Pb (INECC, 2007c).

La actividad minera en México inició a principios del siglo XI con la extracción de metales como el Au y el Cu, sin embargo, fue hasta el siglo XVIII cuando se observó la mayor extracción de minerales en México, siendo una potencia internacional, ocupando el tercer lugar en la extracción y producción de Ag, quinto lugar en Pb, sexto lugar en Zn y Mo (Romero *et al.*, 2008).

La industria minera, ha sido uno de los pilares del desarrollo de México, datan trabajos mineros realizados en las zonas de Taxco, Pachuca, Guanajuato y la Sierra Gorda de Querétaro. Fue durante la época colonial cuando la minería se desarrolló con mayor intensidad y de hecho se constituyó en un motor importante de la colonización del territorio de la Nueva España. Gracias a la minería se fundaron la mayoría de las ciudades coloniales y se construyeron carreteras (Rodríguez *et al.*, 2005).

La mayor parte de los distritos mineros se ubicaron en zonas montañosas y áridas (Trujillo, 2002). Durante la época del Porfiriato en México se desarrolló una integración vertical de la minería, al construir grandes plantas metalúrgicas (Trujillo, 2002; Rojas-Rodríguez, 2011).

De acuerdo con el informe de Fuentes de contaminación en México (INECC, 2007b) la industria minera en México ha generado por décadas una gran cantidad de residuos y sitios contaminados a lo largo de todo el país, debido al desarrollo y modernización en los procesos de extracción y procesamiento de los recursos minerales, así como a la generación de grandes cantidades de residuos

provenientes de sus procesos. En la Tabla 3, se resumen las etapas de los procesos mineros y su impacto al ambiente.

Tabla 3. Relación de la actividad minera y su impacto al ambiente.

Fase	Descripción	Impacto Ambiental
Exploración	Barrenación, obras y perforaciones	Dstrucción de la vegetación
Explotación	Obras diversas: tiros, socavones, patios para depósito de minerales, zonas para descarga de materiales	Operación de presas de jales: arrastre de residuos peligrosos. Descarga de aguas residuales
Beneficio	Concentración Trituración y molienda Tratamientos previos	Generación de ruido Vibración y emisión de polvo
Fundición y refinación	Obtención de metales y sus aleaciones (uso de hornos industriales) Eliminación de impurezas en los metales para aumentar la ley de contenido	Emisiones a la atmósfera, residuos peligrosos y aguas residuales

Fuente: Dirección General de Minas, Subsecretaría de Minas, SEMIP, 1994.

En general, todas las etapas que incluye un proceso minero generan problemas ambientales de alto impacto. Como puede verse en la Tabla 3, en todas las etapas se generan residuos peligrosos, aguas residuales y emisiones a la atmósfera. Sin embargo, dos de las etapas que más contaminación producen son las de explotación de los minerales y la de fundición/refinación.

Actualmente, no se tiene una base de datos que permita integrar un inventario de residuos mineros. Por lo que las dependencias correspondientes traten de contar con dicha información y estar en posibilidades de emitir, en el corto plazo (PNPGIR, 2009-2012).

4.2 Procesos involucrados en la extracción de metales

El sector minero se caracteriza por la generación de altos volúmenes de residuos, los cuales pueden contener elementos potencialmente peligrosos,

susceptibles de transferirse al ambiente (drenaje ácido, erosión eólica e hídrica entre otros) (PNPGIR, 2009-2012).

La composición de estos residuos mineros puede variar dependiendo las características mineralógicas de cada yacimiento, además de los procesos empleados durante el beneficio de los minerales (Gutiérrez y Moreno, 1997). Su forma de manejo determina el grado en que éstos pueden representar un riesgo al medio ambiente o a la población (Tabla 4).

En los procesos de extracción de los metales se utilizan diferentes sustancias químicas, dependiendo del tipo de metal y aleación que se trate (Tabla 4). La tabla 4 muestra los residuos y las sustancias tóxicas que se generan de la extracción de los metales.

Tabla 4. Tipo de residuos que se generan por tipo de metal (Arcos, 2016).

Metal	Proceso	Tipo de residuo
Oro (Au)	Se amalgama con mercurio y se puede tratar con una solución de cianuro potásico.	Posiblemente tiene residuos de mercurio o de cianuro.
Plata (Ag)	Extracción por cianuración y la amalgamación.	Posiblemente tiene residuos de mercurio o de cianuro.
Cobre (Cu)	La lixiviación en montón se hace con ácido sulfúrico.	Residuos ácidos y elementos asociados como plomo
Zinc (Zn)	Lixiviación con ácido sulfúrico y flotación.	Residuos ácidos y elementos asociados.
Cadmio (Cd)	Varios, dependiendo el metal al que este asociado (Pb o Zn).	Cadmio o plomo.
Plomo (Pb)	Por flotación para reducir el óxido plumboso para separar el estaño, níquel, cobalto y arsénico.	El estaño, níquel, cobalto arsénico y el mismo plomo.
Arsénico (AS)	El As se encuentra como impureza en casi todas las menas metálicas, por ejemplo, en las piritas y las menas sulfuradas de cobre y plomo.	Actualmente hay montañas de ganga de este material.

Hierro (He)	Por imantación y flotación.	Residuos ácidos y elementos asociados como fenoles y cresoles, amoníaco, compuestos de arsénico y sulfuros.
-------------	-----------------------------	---

Antes de iniciar con cualquier método, lo primero es separar los minerales valiosos de los minerales de desecho o "ganga". En las menas, el mineral y la ganga se encuentran íntimamente mezclados y es difícil separarlos. Es frecuente que las menas contengan varios minerales, algunos de ellos son no deseables. Así, el tratamiento de las menas comprende tanto procedimientos físicos y químicos (Arcos, 2016). A continuación, se describen los procesos en la industria minera.

- Explotación del yacimiento: la mena se extrae de las minas.
- Carga y transporte de la mena explotada: mediante palas eléctricas se carga la mena en camiones o vagones y se conduce a las instalaciones para molienda.
- Trituración y Molienda: la mena se tritura al tamaño de una nuez, después se muele al tamaño de polvo y se clasifica constituyendo lo que se conoce como acondicionamiento. Las máquinas que se emplean para estas operaciones son trituradoras para bloques grandes y molinos.
- Concentración: consiste en separar el mineral de valor de la ganga, formando un concentrado que se somete después a procesos metalúrgicos, y la ganga se elimina. La técnica más importante es la flotación. Mediante el uso de reactivos auxiliares (por ejemplo, iones de cromato, cianuro, hidrosulfuro) es posible cambiar la naturaleza química de las superficies minerales.
- Procesos metalúrgicos: el objetivo es extraer el metal de la mena, mediante procesos por vía seca, por ejemplo, la fusión, o por vía húmeda, destacando la lixiviación. Los agentes lixiviantes más utilizados son, las disoluciones de sales en agua (sulfato férrico, carbonato sódico, cloruro sódico, cianuro sódico, sulfato sódico, tiosulfato sódico, etc.), agua de cloro, ácidos (sulfúrico, clorhídrico y nítrico) y bases (hidróxido sódico y amónico). También la amalgamación es un procedimiento metalúrgico que se aplicó en gran

escala en el pasado para la explotación de muchos yacimientos de plata y oro, en México se aplicó desde 1540.

- Afino: es el proceso de purificación del metal para obtener un producto de alta pureza, superior en la mayoría de los casos al 99 %, aquí destaca la electrólisis por vía húmeda.
- **Jales Mineros:** casi siempre es el producto de desecho, pues en ella se acumulan la mayoría de las sustancias no deseables del proceso utilizado.

Los residuos mineros derivados de la concentración de minerales por procesos de flotación, separación y lixiviación se depositan en presas de jales. Se estiman volúmenes de generación de más de 100 millones de toneladas de jales al año, principalmente en Sonora, Chihuahua y Zacatecas (PNPGIR, 2009-2012). En algunos estados se reprocesan jales antiguos con el fin de recuperar con las nuevas tecnologías valores económicos contenidos en los minerales (PNPGIR, 2009-2012).

De los procesos mencionados es importante destacar que la normatividad mexicana define a los residuos mineros como aquellos provenientes de las actividades de la explotación y beneficio de minerales o sustancias (NOM-157-SEMARNAT-2009). En México desde la colonia la explotación de los depósitos ha sido a cielo abierto para separar el mineral de todos aquellos materiales sin valor (NOM-157-SEMARNAT-2009; INECC, 2007a). Con base a lo que establece la LGPGIR (2018) en relación a las actividades definidas en la Ley Minera, los residuos de la industria minero-metalúrgica son aquellos provenientes del minado y tratamiento de minerales, así como los provenientes de la fundición de primera mano y refinación de productos minerales por métodos pirometalúrgicos e hidrometalúrgicos.

4.3 Situación en la generación de residuos mineros en México

En el "Estudio para elaborar el diagnóstico básico para la gestión integral de residuos mineros" (SEMARNAT, 2009) se menciona que en 16 entidades federativas se generan residuos de actividades mineras, de las cuales el 94.40% son provenientes de: Sonora, Zacatecas, Chihuahua, Durango, Querétaro y Coahuila.

La SEMARNAT (2009) indica que las pilas y presas de jales son los residuos mineros más importantes por su cantidad, como por sus características mecánicas y químicas. En orden de generación están:

- i) Pilas y presas de jales con 2 mil millones de toneladas,
- ii) Los tepetates con 1.7 mil millones de toneladas, compuestos en su mayoría por material inerte;
- iii) Los terreros con 975 Mt (megatonelada), compuestos de material de baja ley acumulado en montones que también tienen propiedades químicas que pueden llegar a ser nocivas si no son tratados y monitoreados adecuadamente; y
- iv) Las escorias de fundición y demás productos o residuos de fundiciones y refinadoras son los de menor tonelaje con 31 Mt.

De los residuos antes mencionados, los jales son dispuestos en presas de acuerdo con la NOM-141-SEMARNAT-2003 (SEMARNAT, 2012). La actividad minera se desarrolla principalmente en los estados del Norte y Centro del país, donde se producen actualmente tres cuartas partes del valor total de la producción minera nacional y como resultado de esta actividad, en estas entidades, se generan millones de toneladas de residuos por año (PNPGIR, 2009-2012).

4.4 Clasificación de los residuos mineros

Actualmente, con la NOM-157-SEMARNAT-2009 hace mención de la clasificación de los residuos mineros en función del proceso que los genera (Tabla 5). La norma establece los elementos y procedimientos para instrumentar planes de manejo de residuos mineros. Sin embargo, como se observa en la Tabla 5 no existe un manejo para los residuos de la fitorremediación en sitios con metales pesados.

Tabla 5. Clasificación de residuos mineros con base a NOM-157-SEMARNAT-2009.

Residuos mineros		
Residuos provenientes del minado:		
	a) Terreros b) Tepetates	
	Residuos de la concentración de minerales	Residuos del beneficio físico: a) Jales de la separación magnética o electrostática b) Jales de la concentración gravimétrica
		Residuos del beneficio físico-químico: a) Jales de flotación b) Reactivos gastados de los procesos de flotación
		Residuos del beneficio de minerales por procesos químicos o bioquímicos: a) Jales cianurados b) Mineral gastado de sistemas de lixiviación en montones.
Residuos provenientes del beneficio de minerales	Residuos de los procesos pirometalúrgicos: a) Escorias vitrificadas b) Escorias carbonatadas c) Catalizador gastado d) Ladrillo refractario e) Lodos de la limpieza de gases incluyendo lonas filtrantes deterioradas f) Lodos del tratamiento del ácido débil g) Lodos del almacenamiento de ácido sulfúrico h) Lodos de las purgas de las plantas de ácido i) Polvos de hornos j) Otros residuos	
	Residuos de los procesos hidrometalúrgicos: a) Yesos (de la neutralización de purgas ácidas) b) Lodos de la precipitación del hierro (goethita, jarosita o hematita) incluyendo lonas filtrantes deterioradas c) Lodos de la lixiviación en tanques d) Lodos del ánodo electrolítico e) Carbón activado gastado f) Lodos de la extracción por disolventes g) Azufre elemental proveniente de la lixiviación directa de concentrados de zinc h) Otros residuos	

5. Los jales mineros: efectos ambientales y a la salud humana

La actividad minera se caracteriza por ser generadora de importantes volúmenes de residuos, entre los que destacan los jales y demás materiales (Tablas 4 y 5). Una de las características de los residuos de la industria minera es que se disponen generalmente en el sitio en que se generan. Estos contienen elementos potencialmente tóxicos (EPT) como los metales pesados, los cuales constituyen un riesgo a la salud y al ambiente (PNPGIR, 2017-2018).

Los jales son también llamados relaves o colas los cuales son residuos sólidos generados en las operaciones primarias de separación y concentración de minerales (NOM-141-SEMARNAT-2003).

5.1 Generación de jales

Los mayores volúmenes se originan del minado a cielo abierto, en donde cerca del 70% del material removido se considera residuo, mientras que en la minería subterránea es alrededor del 20%. Esto representa un importante problema ambiental en la medida que extensas superficies son utilizadas para la disposición de dicho material. El problema cobra aún más relevancia cuando estos materiales son generadores de drenaje ácido, lixiviado capaz de propiciar la contaminación del suelo y del agua (PNPGIR, 2017-2018).

En el proceso de beneficio se generan los jales, los cuales constituyen uno de los principales residuos de la minería metálica. Generalmente, estos residuos se disponen en obras de ingeniería denominadas presas de jales, las cuales llegan a almacenar millones de toneladas (NOM-141-SEMARNAT-2003). Además de presentar los mismos problemas ambientales (Tablas 3 y 4), los jales pueden representar un riesgo tanto a la población como al medio ambiente (PNPGIR, 2017-2018).

Actualmente existen métodos para la disposición final de residuos de la industria minera (jales) los cuales contiene EPT (como metales pesados) y es por eso que se disponen los jales. Estos pueden ser secos o espesados en depósitos o

pilas, rellenos de minas subterráneas, hoyos abiertos y disposición subacuosa. El método más común, es la disposición de lechadas o lodos de jales en depósitos, los cuales pueden tener algún problema de migración de contaminantes a los sistemas expuestos como el agua, los cultivos y las poblaciones (Arcos, 2016, NOM-141-SEMARNAT-2003).

5.2 Características de los metales pesados

Los metales pesados como EPT son elementos que por sus propiedades poseen una alta densidad y elevado peso atómico, además de presentar propiedades metálicas, como la ductilidad, maleabilidad, conductividad, estabilidad de catión y la especificidad del ligando (Gutiérrez y Moreno, 1997). Algunos de estos metales pesados son necesarios para los organismos vivos, pero en concentraciones bajas como el cobre (Cu), hierro (Fe), manganeso (Mn), molibdeno (Mo), níquel (Ni), vanadio (V) y zinc (Zn).

En el caso de los suelos contaminados existe la normatividad mexicana la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 la cual establece los criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico (As), bario (Ba), berilio (Be), cadmio (Cd), cromo hexavalente (Cr⁺⁶), mercurio (Hg), níquel (Ni), plata (Ag), plomo (Pb), selenio (Se), talio (Tl) y/o vanadio (V). Los metales son persistentes, es decir, no pueden ser degradados, ni mediante procesos biológicos ni antropogénicamente (Reyes *et al.*, 2016).

A continuación, en la Tabla 6 se mencionan las concentraciones permisibles de los metales pesados indicados en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados.

Tabla 6. Concentraciones de referencia totales (CR_T) por tipo de uso de suelo (NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004).

Contaminante	Uso agrícola /uso residencial/uso comercial (mg/kg)	Uso industrial (mg/kg)
Arsénico (As)	22	260
Bario (Ba)	5400	67000
Berilio (Be)	150	1900
Cadmio (Cd)	37	450
Cromo hexavalente (Cr)	280	510
Mercurio (Hg)	23	310
Níquel (Ni)	1600	20000
Plata (Ag)	390	5100
Plomo (Pb)	400	800
Selenio (Se)	390	5100
Talio (Tl)	5.2	67
Vanadio (Va)	78	1000

Notas:

- a. En caso de que se presente diversos usos de suelo en un sitio, debe considerarse el uso que predomine.
- b. Cuando en los Programas de Ordenamiento Ecológico y de Desarrollo Urbano no estén establecidos los usos de suelo, se usará el valor residencial.

Cortinas y Mosler (2002) menciona que algunos de los contaminantes más frecuentes en las zonas mineras del país son el Pb, el As a los cuales se suma el Cd, los cuales se encuentran biodisponibles que se movilizan, y pueden ocasionar severos problemas a ciertas concentraciones (Tabla 6). Debido a la actividad minera histórica en México varios sitios mineros quedaron dispuestos sus residuos, los cuales no fueron manejados y que actualmente no presentan un Programa de remediación de sitios contaminados (RLGPGIR, 2014).

5.3 Efectos de los jales en el suelo y las plantas

Como se observó en la sección anterior, el manejo inadecuado y la disposición de estos residuos (jales mineros) ha generado problemas ambientales

en todo el mundo. Entre los cuales, por su importancia se pueden mencionar los siguientes:

1. la generación de drenaje ácido de roca acompañado de la lixiviación de metales y metaloides (Johnson y Hallberg, 2005; García-Arreola *et al.*, 2018);
2. la falla en estructuras de retención (diques) de los depósitos de los jales (presas y/o embalses), ocasionando por su naturaleza (tamaño de partícula, plasticidad y contenido de agua) avalanchas que se desplazan a las partes más bajas de valles y algunas veces se depositan en los cauces de los ríos (Srivastava *et al.*, 2014; Elizondo *et al.*, 2016);
3. la dispersión eólica asociada al tamaño de partícula, siendo el mineral muy fino fácilmente transportado por el viento, siempre y cuando el depósito no alcance una cierta consolidación o el jal sea removido de su depósito (Méndez-Ramírez y Armienta-Hernández, 2012);
4. la contaminación visual que se aprecia en las zonas que en la actualidad han sido urbanizadas, dando un aspecto deprimente debido a la ausencia de medidas de restauración de estos depósitos (López-Bárceñas y Eslava-Galicia, 2018; Manríquez-Bucio *et al.*, 2018).

Aunado a esto, es importante mencionar que el comportamiento de los contaminantes proveniente de los jales sobre el suelo está en función de las características del medio que los rodea. Ejemplos, como son el tipo de suelo, permeabilidad, tamaño de las partículas, contenido de humedad y de materia orgánica, entre otras (Moreno *et al.*, 2009). Otros factores como la temperatura y las precipitaciones pluviales también tienen una gran influencia en la disponibilidad de los metales. Todas las variables en su conjunto definen la distribución tridimensional y el tamaño de la contaminación en una zona específica (Méndez-Ramírez y Armienta-Hernández, 2012; Arcos, 2016).

Incluso en el suelo el comportamiento de los metales puede ser adsorbidos por la materia orgánica y coloides del suelo (INECC, 2009). Estas propiedades pueden intervenir en la biodisponibilidad y la movilidad de los metales, entre otras que son la afinidad intrínseca de los metales hacia las diferentes superficies de

adsorción del suelo (arcillas, óxidos metálicos, aluminosilicatos, entre otros), el pH del suelo, la actividad biológica, el contenido de agua, el tiempo de contacto del suelo con el metal pueden ser factores que ayuden a retener los metales en el suelo (Young, 2012).

En este sentido, el suelo contaminado es una zona delimitada donde las características pedogenéticas del suelo han sido alteradas. Produciendo, contaminación física en cambios como la temperatura, textura; la contaminación biológica al presentarse especies patógenas, y la contaminación química cuando las concentraciones de ciertos elementos como los metales pesados son tóxicos (Ruda de Schenquer *et al.*, 2004; Volke *et al.*, 2005).

En cuanto a las plantas, éstas responden a la exposición a las altas concentraciones de metales en el suelo, mediante procesos de absorción y acumulación por medio de la solución del suelo quien los moviliza hasta las raíces, en donde la planta puede absorber o adsorber (Adriano, 2001). Cuando los metales son absorbidos entonces se acumulan en las raíces de las plantas siendo el primer órgano afectado por la contaminación del suelo y dependiendo de las características de este, como la cantidad de materia orgánica, la actividad microbiana y la movilidad de los metales (Méndez *et al.*, 2009).

Sin embargo, en la interacción raíz-suelo se presentan procesos de acidificación y la formación de complejos orgánicos en la rizosfera, los cuales propician la absorción de los metales (INECC, 2009). Además de estos, existen otros parámetros que afectan la disponibilidad de los metales, tales como la temperatura, clima, agua, así como los antagonismos y sinergias ocasionados por la presencia de metales como el Cu, Ni, Zn, Mn y algunos no metales como son el P y el Se (Kabata-Pendias y Pendias, 2001; INECC, 2009; Alloway, 2012).

Existen ciertos factores que pueden afectar la cantidad absorbida del metal en la planta, como son las concentraciones y la especiación de los metales en la solución del suelo. Incluso el movimiento de los metales a las raíces, el transporte del metal de la superficie de la raíz al interior de estas, y la translocación desde las raíces a otras partes de la planta (Alloway, 2012).

Incluso cuando existen plantas en sitios contaminados con altas concentraciones por metales pesados, estas pueden presentar fitotoxicidad. Esto se ve reflejada en síntomas tales como: la clorosis, crecimiento débil de las plantas o incluso reducción en la absorción de los nutrientes y desórdenes en el metabolismo (Puga *et al.*, 2006; Geremias *et al.*, 2012).

5.4 Efectos de los jales en la salud humana

En el caso de los residuos de una mina, la peligrosidad está relacionada principalmente con la toxicidad, la cual se debe a la presencia de elementos dañinos, que en su mayoría son metales pesados (INECC, 2007a). El efecto en los organismos se debe a que sustituyen al elemento central de una biomolécula, bloqueando el sitio activo, descoordinan a los ligantes, o los precipitan, lo cual evita su funcionamiento normal (Cortinas y Mosler, 2002).

La peligrosidad de los residuos puede deberse también a la presencia de compuestos, cuya toxicidad no está relacionada con la del elemento pesado que lo conforma, sino con las propiedades del compuesto (Carrillo-González, 2005; Arcos, 2016). Por ejemplo, los cianuros que están formados por carbono y nitrógeno, componentes esenciales para la vida, forman un compuesto altamente tóxico, que, por tener un par de electrones libres, puede sustituir a ligantes esenciales de una biomolécula. Tal es el caso del principal componente de la sangre, la hemoglobina, ya que el cianuro forma hexacianoferratos con el hierro, que es el elemento central de este compuesto, afectando el transporte de oxígeno a todo el cuerpo (muerte por asfixia) (INECC, 2007a).

Por otra parte, algunos de los metales pesados en concentraciones altas en el ambiente representan un alto riesgo para los organismos vivos, en caso contrario otros metales como el Pb, Cd, As y Hg ningún beneficio aportan a los organismos y estos son tóxicos ya que son perjudiciales para las plantas y los animales (Casanellas *et al.*, 2003; Carrillo-González, 2005).

Cabe mencionar que los metales pesados forman parte del entorno geológico y algunos de ellos son importantes para los procesos enzimáticos de los

cuales depende la vida (Gardea-Torresdey *et al.*, 2005; Tarbuck, 2005). Sin embargo, la exposición crónica a ciertas concentraciones representa un alto riesgo para el ambiente y para la salud humana, por lo cual es importante realizar una caracterización de la evaluación de riesgos como lo menciona el RLGPGIR (2014). La Agencia de Protección Ambiental (EPA) incluye una lista de contaminantes como prioritarios los cuales son el antimonio (Sb), arsénico (As), berilio (Be), cadmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), plomo (Pb), mercurio (Hg), níquel (Ni), selenio (Se), plata (Ag), talio (Tl) y zinc (Zn) (Stone y O'Shaughnessy, 2005).

Existen reportes donde mencionan que los metales pesados tienden a acumularse en órganos como el hígado y el riñón (Casanellas *et al.*, 2003), sin embargo, hay información relevante sobre los efectos de estos en el peso, la mortalidad y la reproducción de los organismos (Oropesa *et al.*, 2005; Prieto-García *et al.*, 2005; Saucedo, 2014).

Los metales son capaces de provocar cambios en la población a causa de los efectos tóxicos que pueden ocasionar en la flora y fauna dentro del ecosistema y de esta manera estos metales ingresan a los siguientes niveles tróficos biomagnificándose (Cervantes-Ramírez, 2018). Microorganismos como en las bacterias y los hongos se van acumulando los metales pesados en las superficies celulares, causando efectos en la mortalidad, reproducción y tasa de crecimiento (Gadd, 1990; Marín-Castro *et al.*, 2015).

Cuando existe una alta concentración de algún metal pesado expuesto, sin importar la etapa de ciclo de vida del organismo en estudio, este se verá afectado de forma perjudicial. Esto es debido a la combinación de: la disponibilidad del metal, la vía de exposición, duración de la exposición, de las propiedades químicas y físicas del suelo como ambiente contaminado en el cual interactúa el organismo en estudio (Cortinas y Mosler, 2002; Casanellas *et al.*, 2003).

6. Remediación de suelos contaminados por metales pesados en México

La remediación de suelos contaminados involucra distintas actividades de acuerdo con el grado de dificultad de cada caso. El suelo contaminado a remediar representa un caso en particular debido a las condiciones del suelo, condiciones climáticas, el tipo de contaminante y las causas que originaron la contaminación (LGPGIR, 2018; RLGPGIR, 2014). Además, la remediación implica tomar medidas a las que se someten los sitios contaminados para eliminar o reducir los contaminantes hasta un nivel seguro para la salud y el ambiente o prevenir su dispersión en el ambiente sin modificarlos, de conformidad con lo que se establece en el LGPGIR (2018).

En la remediación se necesitan de tecnologías para suelos contaminados, los cuales implican operaciones que pueden ser unitarias o en conjunto. Estas pueden alterar la composición de un contaminante a través de acciones químicas, físicas o biológicas de manera que reduzcan su toxicidad, movilidad o volumen en la matriz o material contaminado (Volke y Velasco, 2002; Volke *et al.*, 2005). Estas tecnologías representan una opción para la disposición en suelo de residuos peligrosos que no han sido tratados considerando las características del sitio las cuales pueden variar, además de las propiedades físicas y químicas del contaminante, su disponibilidad y sobre todo del costo (Sellers, 1999; SEMARNAT, 2007a). Estas acciones son denominadas tratamientos de tipo biológicas, físicas, químicas, y térmicas.

Sin embargo, para considerar alguna tecnología de remediación del sitio contaminado es importante tomar en cuenta los siguientes principios:

a) Estrategia de remediación: Tomando en cuenta las características del contaminante, son tres estrategias que pueden considerarse, tales como la destrucción o modificación de(l) o los contaminantes; la extracción o separación aprovechando las características físicas y químicas del contaminante y por último el aislamiento o inmovilización.

b) Lugar donde se realizará el proceso de remediación: Este puede ser *in situ* o *ex situ*. En caso de que se lleve a cabo la remediación *in situ* quiere decir que se realizará en el mismo sitio donde se encuentra la contaminación. Para el caso de que sea *ex situ* puede ser que el suelo se remueva para ser llevado fuera del sitio (*off site*) o en caso de que se remueva el suelo y se trate en el mismo sitio (*on site*).

c) Tipo de tratamiento: Como se mencionó, el tipo de tratamiento son aquellas acciones que pueden ser de tipo biológico, físico, químico o térmico que reduzcan la toxicidad, movilidad o volumen en la matriz o material contaminado del sitio a remediar. A continuación, se describe cada uno de los tratamientos.

6.1 Tratamiento biológico

Este tratamiento se basa en hacer uso de las actividades metabólicas de los organismos como bacterias, hongos y plantas con el propósito de degradar (destrucción) transformar o remover los contaminantes a productos metabólicos inocuos (SEMARNAT, 2007a). A este tratamiento se le denomina biorremediación, y es utilizada para describir el uso de bacterias, hongos, plantas (fitorremediación) etc., para degradar, transformar o remover a compuestos menos tóxicos. Este sistema depende de las características metabólicas de los organismos para utilizar los contaminantes como fuente alimenticia y de energía (Volke *et al.*, 2005).

Este tratamiento es efectivo en cuanto a los costos y además son benéficas al ambiente, sin embargo, se requiere mayores tiempos para su remediación (Volke y Velasco, 2002; Volke *et al.*, 2005).

6.1.1 Bioaumentación

Es un tratamiento *in situ*, que se utiliza de forma inmediata en el sitio contaminado o cuando la microflora autóctona es insuficiente en número. La cual consiste en adicionar microorganismos que tengan la habilidad de degradar el contaminante para promover su biotransformación o biodegradación. Este tipo de método ha sido aplicado en suelos que presentan concentraciones relativamente altas de metales pesados (Eweis *et al.*, 1998) así como para herbicidas, insecticidas, clorofenoles y nitrofenoles (Alexander, 1994).

Alguna de las limitaciones son que deben de realizarse varias inoculaciones de los cultivos de enriquecimiento, aislar los microorganismos capaces de utilizar el contaminante como fuente de carbono, y sobre todo producir el cultivo en varias cantidades de biomasa (Alexander, 1994). En cuanto a los costos y tiempos de esta tecnología puede durar meses incluso años, y su costo no implica mucho capital (SEMARNAT, 2007a).

6.1.2 Biopilas a un lado del sitio contaminado

El composteo es una tecnología *ex situ*, donde el material contaminado se mezcla con paja, aserrín, estiércol, desechos agrícolas entre otros, esto para mejorar el balance de nutrientes. Los sistemas de composteo pueden incluir tambores rotatorios, tanques circulares, recipientes abiertos y biopilas (Alexander, 1994; Eweis *et al.*, 1998; Semple *et al.*, 2001).

El composteo ha sido aplicado para suelos contaminados con gasolinas e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) (Van Deuren *et al.*, 2002; Semple *et al.*, 2001). Algunas de sus limitaciones son la necesidad de espacio; necesidad de excavar el suelo contaminado, incremento volumétrico del material a tratar; y en algunos casos se ha sugerido que no pueden tratarse metales pesados (Van Deuren *et al.*, 2002).

El costo de este método depende de la cantidad y fracción de suelo a tratar; tipo de contaminantes y proceso. Es una tecnología que puede llevar desde algunas semanas hasta varios meses. Los costos típicos se encuentran entre 130 y 260 USD/m³ (Riser-Roberts, 1998).

6.1.3 Fitorremediación

La fitorremediación es una tecnología alternativa para el tratamiento *in situ* de suelos contaminados (Barbafieri *et al.*, 2013; Vamerali *et al.*, 2010). Esta tecnología es no invasiva y permite recuperar la estructura y la función del suelo. Se estima que el costo es de 10 a 100 veces más barato en comparación con los métodos físicos y químicos que se usan tradicionalmente, cuyo costo varía de 0.27 a 1.6 millones de dólares por hectárea (Kidd *et al.*, 2009). Sin embargo, esta

tecnología depende de variables específicas del sitio a remediar como son, las características del suelo, niveles de contaminación, tipo de vegetación y clima (Barbafieri *et al.*, 2013). Muchas de estas variables hacen que el éxito de la fitorremediación y el establecimiento de cubiertas vegetales no sea fácil de alcanzar (Navarro-Aviñó *et al.*, 2007; Mendez y Maier, 2008).

Los tratamientos biológicos como la fitorremediación dependen de las especies vegetales que toleren el estrés, que acumulen los metales pesados y produzcan cantidades grandes de biomasa (Ruiz-Olivares *et al.*, 2013). Sin embargo, existen otros factores fisicoquímicos que son importantes en la fitorremediación para considerar como: la solubilidad del metal en la solución del suelo, el pH, el tipo de suelo (textura), la humedad, capacidad de intercambio catiónico y los procesos bioquímicos (Conesa *et al.*, 2012).

Existen varios procesos en la fitorremediación aplicables a suelos contaminados: fitoestabilización, fitoextracción, fitodegradación y fitovolatilización (Delgadillo-López *et al.*, 2011; López-Martínez *et al.*, 2005).

a) Fitoestabilización: El uso de ciertas especies permite inmovilizar los contaminantes del suelo a través de la absorción y bioacumulación de las raíces, este proceso reduce la movilidad del contaminante y evita la migración al agua o el aire y reduce la biodisponibilidad del contaminante.

b) Fitodegradación: Consiste en la transformación de los contaminantes orgánicos en moléculas más simples hasta CO₂ y H₂O. Durante el proceso los contaminantes son metabolizados en los tejidos de las plantas y producen enzimas que ayudan a catalizar el proceso de degradación.

c) Fitovolatilización: Está se basa en la absorción de los contaminantes, los cuales son absorbidos, metabolizados y transportados desde la raíz a las partes superiores, donde se liberan a la atmósfera en formas volátiles menos tóxicas.

d) Fitoextracción: Es llamada también fitoacumulación y consiste en la capacidad de algunas plantas para absorber los contaminantes del suelo en sus raíces, tallos y hojas.

Uno de los mecanismos descritos, es el hecho de las plantas que acumulan concentraciones de metales denominado hiperacumulación. El criterio actual para definir una hiperacumulación, acuñado por Brooks (1997) es aquella que puede acumular hasta una concentración 100 veces mayor que las plantas que crecen en el mismo ambiente (Anderson *et al.*, 2003). Las plantas hiperacumuladoras se definen como especies de plantas que contienen >100 mg Cd/kg, >1000 mg Ni, Pb, Co y Cu/kg o >10,000 mg Zn y Mn/kg (peso seco) (Baker y Walker, 1990).

Las plantas que son consideradas como hiperacumuladoras pertenecen a familias botánicas con la capacidad de acumular cantidades altas de metales en los órganos aéreos sin sufrir efectos fitotóxicos. Existen es características básicas que distinguen a estas plantas:

- a) Una tasa de captación de metales pesados alta
- b) Translocación de los metales de la raíz a los demás órganos de la planta
- c) Una mayor capacidad de desintoxicar y secuestrar metales pesados en las hojas.

Se han reportado aproximadamente 400 especies de plantas de 45 familias botánicas que tienen esta capacidad de hiperacumular metales pesados (Lazaro *et al.*, 2002). Por otra parte, es importante conocer la biomasa que genera la planta que es de interés para obtener una mayor cantidad del metal pesado de interés (Wilson-Corral *et al.*, 2011).

6.2 Tratamiento físico y químico

Para los tratamientos físicos y químicos utiliza las propiedades de los contaminantes o del medio contaminado para destruir, separar o contener la contaminación (SEMARNAT, 2007a). Ambos tratamientos se realizan en periodos

cortos, sin embargo, los residuos generados por estos métodos deben ser dispuestos y esto aumenta su costo (Volke *et al.*, 2005).

6.2.1 Remediación electrocinética (RE)

La remediación electrocinética es una tecnología que aprovecha las propiedades conductivas del suelo y cuyo objetivo es separar y extraer contaminantes orgánicos e inorgánicos (metales) de suelos, lodos y sedimentos, por medio de un campo eléctrico que permite remover las especies cargadas (iones) (Van Cauwenberghe, 1997; Paillat *et al.*, 2000).

Dentro de las aplicaciones para suelos contaminados, son para compuestos orgánicos y metales pesados. Es una tecnología que puede emplearse para mejorar otras tecnologías de remediación como la biorremediación y la remoción de contaminantes no solubles (Sellers, 1999).

Los costos de este tratamiento dependen de la cantidad de suelo a tratar, su conductividad y tipo de contaminante. Los costos netos son cercanos a 50 USD/m³ (SEMARNAT, 2007a).

6.2.2 Solidificación/Estabilización (S/E)

La S/E es un método en el que puede realizarse *in situ* como *ex situ*. El suelo contaminado se mezcla con aditivos para inmovilizar los contaminantes, disminuyendo de esta manera la lixiviación del contaminante. En este caso la solidificación se refiere a las técnicas que atrapan físicamente al contaminante formando un material sólido; y la estabilización limita la solubilidad del contaminante. Los aditivos o materiales utilizados para la S/E son el cemento Portland, cal o polímeros, que mantengan en su forma menos móvil o tóxica los contaminantes (Sellers, 1999; USEPA, 2006).

La aplicación de este tratamiento puede ser utilizado para contaminantes inorgánicos y para metales tanto en suelos como en lodos. En cuanto a los tiempos en el proceso de remediación con de corto a mediano plazo. Por otra parte, algunas de las limitaciones de este método en metales como el Pb, Cd, As y Hg es que pueden volatilizarse durante el tratamiento (Riser-Roberts, 1998).

6.3 Tratamiento térmico

El caso del tratamiento térmico se basa en utilizar el calor para incrementar la volatilización (separación), quemar, descomponer o fundir los contaminantes del suelo. La ventaja de este tipo de tratamiento permite tiempos rápidos de limpieza, sin embargo, es costoso debido al equipo y energía que se requieren, así como en la mano de obra calificada para operar los equipos (SEMARNAT, 2007a). Dentro de las tecnologías térmicas se encuentran la incineración, pirólisis y desorción térmica.

6.3.1 Desorción térmica

La desorción térmica es un tratamiento que consiste en llevar temperaturas de 90 a 540°C del suelo contaminado principalmente por compuestos orgánicos y el propósito de esto es vaporizarlos y separarlos del suelo. De tal manera que el calor acelera la liberación y el transporte de contaminantes a través del suelo, para posteriormente ser llevados a un sistema de tratamiento de gases (Volke y Velasco, 2002; SEMARNAT, 2007a).

Este tratamiento es comúnmente usado para el tratamiento de la separación de compuestos orgánicos y a suelos con hidrocarburos, pero pueden aplicarse también para COVs y gasolinas (Van Deuren *et al.*, 2002). El costo de tratar suelos contaminados por este tratamiento varía entre 50 y 350 USD/m³, incluso la desorción térmica con uso de vapor puede costar más de 400 USD/m³ (SEMARNAT, 2007a).

6.3.2 Incineración

La incineración se caracteriza por operar con temperaturas desde los 870 a los 1200°C, el propósito es quemar y volatilizar los compuestos en presencia de oxígeno. Es importante mencionar que para llevar a cabo este tratamiento se necesita combustible para iniciar el proceso de combustión (Volke *et al.*, 2005).

La eficiencia de este tratamiento es de 99.9% cuando los equipos son operados adecuadamente. Sin embargo, se requiere de tratar los gases

derivados de la combustión. Es importante destacar que existen diferentes tipos de incineradores (Van Deuren *et al.*, 2002):

a) Combustión de lecho circulante (CLC). Estos equipos utilizan altas velocidades en la entrada de aire, que provoca la circulación de los sólidos, creando una zona de combustión turbulenta favoreciendo la destrucción de hidrocarburos tóxicos. Estos incineradores operan a temperaturas menores que los incineradores convencionales (790 a 880 °C).

b) Lecho fluidizado. Este utiliza aire a alta velocidad para provocar la circulación de las partículas contaminadas y opera a temperaturas mayores a 870 °C.

c) Tambor rotatorio. La mayoría de los incineradores comerciales son de este tipo, y están equipados con un “dispositivo de postcombustión”, un extintor y un sistema para el control de emisiones. Son cilindros rotatorios con una ligera inclinación que opera a temperaturas por arriba de los 980 °C.

Es importante destacar tratar los gases de combustión (dioxinas y furanos); para el tratamiento de BPCs y dioxinas; los metales pesados pueden producir cenizas que requieran estabilización; para tratar metales volátiles (Pb, Cd, Hg y As) se necesitan sistemas de limpieza de gases; los metales pueden reaccionar con otros compuestos formando compuestos más volátiles y tóxicos (Volke *et al.*, 2005; Volke y Velasco, 2002).

En cuanto a los costos y los tiempos de la incineración es de corto a largo plazo. Los costos de incineradores fuera del sitio oscilan entre 200 y 1000 USD/ton; para tratar suelos contaminados con dioxinas y BPCs los costos van desde los 1500 a 6000 USD/ton (SEMARNAT, 2007a).

6.3.3 Pirólisis

Este tratamiento consiste en la descomposición química de compuestos orgánicos inducida por calor y en ausencia de oxígeno. Este proceso se lleva a cabo a temperaturas mayores de 430°C, los productos de la pirólisis, son: (i) gases residuales (metano, etano y pequeñas cantidades de hidrocarburos ligeros); (ii)

condensados acuosos y aceitosos y (iii) residuos sólidos carbonosos (coque) que pueden usarse como combustible (Riser-Roberts, 1998; Kreiner, 2002).

Este tipo de tratamiento se utiliza para pesticidas, dioxinas, desechos de alquitrán y pinturas, suelos contaminados con hidrocarburos. La pirólisis no es efectiva para tratar compuestos inorgánicos de un suelo contaminado (SEMARNAT, 2007a).

7. Suelos contaminados por los jales mineros en Huautla, Morelos

7.1 Minería en el estado de Morelos

En el informe del Servicio Geológico Mexicano (2017) indica que el estado de Morelos tiene un gran potencial de minerales no metálicos. Estos son principalmente de calizas de la Formación Morelos, y que se han instalado 122 plantas para la transformación de estos como son las cementeras en Jiutepec y Emiliano Zapata (Rodríguez *et al.*, 2005; SGM, 2017). En las áreas adyacentes a Cuernavaca se encuentran bancos de basalto, tezontle los cuales son utilizados en la industria de la construcción (SGM, 2017).

Por otra parte, el potencial de minerales metálicos en Morelos se restringe al distrito minero de Huautla, en el municipio de Tlaquilttenango. Este fue importante productor de Ag y Pb, y que actualmente se encuentra inactivo; además en las cercanías de Tizapotala se tienen manifestaciones de Au (Boni *et al.*, 2013; SGM, 2017).

7.2 Distrito minero de Huautla

El distrito minero de Huautla ubicado en el municipio de Tlaquilttenango; inicio a explotarse por los españoles desde fines del Siglo XVII, la última empresa que llevó a cabo la explotación fue en los años 80's Rosario México, S.A. de C.V., obteniendo concentrados de mineral de Ag, Pb y Zn. (SGM, 2017;2018).

Actualmente este distrito está inactivo, y se ubica dentro de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla (REBIOSH), la cual está conformada por 31 localidades, las cuales corresponden a los municipios de Amacuzac, Ciudad Ayala, Jojutla,

Puente de Ixtla, Tlaquiltlenango y Tepalcingo (Boni *et al.*, 2013; INEGI 2002; SGM, 2017; Tovar-Sánchez *et al.*, 2012).

Este distrito tiene depósitos de residuos mineros los cuales se pueden limitar por dos jales mineros ubicados en las siguientes coordenadas:

Jal 1: Es el más grande de la zona (180×80m), su posición geográfica es 18°26′36.37″N y 99°01′26.71″W. Se localiza a 500 m del poblado de Huautla, este jal es el más estudiado en cuanto a sus características fisicoquímicas y contenido de metales (Figura 2).

Jal 2: Es el de menor tamaño (118×92m), su posición geográfica es 18°26′22.62″N, 99° 01′51.71″O (Figura 2).

7.2.1 Descripción de la REBIOSH

En 1999 fue publicado en el Diario Oficial de la Federación el día 8 de septiembre por la SEMARNAT como la REBIOSH ubicada al sur del estado de Morelos (DOF, 2007) (Figura 2). Cubre una superficie de 59,030 ha y un rango altitudinal de 700 a 2200 msnm. Los municipios que están involucrados son los siguientes: Amacuzac, Ayala, Puente de Ixtla, Jojutla, Tlaquiltlenango y Tepalcingo (Hernández-Lorenzo, 2015).

La REBIOSH, corresponde a la provincia florística de la Cuenca del Río Balsas, dominada por la Selva Baja Caducifolia (SBC) o Bosque Tropical Caducifolio (BTC) (Rzedowski *et al.*, 2005). Como es característico de este tipo de vegetación, ocho meses del año es seco y el resto es un paisaje verde. La SBC es uno de los ecosistemas que ha sido vulnerable al deterioro, ya que en se han implementado sistemas de producción agrícola y ganadero, por su fragilidad han sido dañados (DOF, 2007).

Por otra parte, la REBIOSH se ubica en dos provincias fisiográficas: la parte oriente y una porción del sur dentro del Eje Neovolcánico, en la subprovincia del sur de Puebla, constituida por una gran variedad de rocas volcánicas y sedimentos continentales, que incluyen depósitos yesíferos lacustres del Mioceno (Trujillo, 2002).

La temperatura media anual transita entre los 22 a 24° C. La precipitación media anual es de 800 a 1000 mm (Rodríguez *et al.*, 2005; Orozco-Lugo *et al.*, 2017). En la parte surponiente el tipo de vegetación es Bosque Mesófilo de Montaña (BMM) con una temperatura media anual de 18° a 20° C, la precipitación media anual de 1000 a 1200 mm (López, 2007), por lo que algunas condiciones biofísicas cambian de la región de Cerro Frío a la de Huautla.

Las características fisonómicas residen en su marcada estacionalidad climática, siendo que la mayor parte de las especies vegetales pierdan en la época seca del año sus hojas. Los árboles miden de cuatro a 10 m de altura, muy eventualmente hasta 15 m (INEGI, 2002). Además, se ha señalado que la SBC es uno de los ecosistemas con mayor número de géneros y especies endémicas lo que destaca la importancia de su conservación (Orozco-Lugo *et al.*, 2017).

Hidrologicamente pertenece a la Cuenca del Río Balsas y ocupa el extremo de la subcuenca del Río Amacuzac (INEGI, 2002). Presenta tres subcuencas; al oriente, en la subregión de Huautla, se localiza la subcuenca del arroyo Quilamula; hacia el norte, cerca de Nexpa, se localiza la del Río Cuautla; y hacia el poniente de la reserva la región de Cerro Frío se ubica la subcuenca del Río Salado, drenando todos hacia el Amacuzac (Rodríguez *et al.*, 2005; López, 2007).

El tipo de suelos que se ubican en su mayoría son Feozem, algunos son Leptosol ubicadas en la parte sur de la REBIOSH (Huautla y Coaxitlán). Existen algunas partes del municipio de Tlaquiltenango que presenta Regosol y, por último, existe una pequeña parte donde se ubica El Zapote que tiene el tipo de suelo Lixisol (DOF, 2007; CONANP, 2018).

Han registrado un total de 938 especies de plantas vasculares. Las familias abundantes son Fabaceae, Poaceae, Asteraceae y Burseraceae. La familia Burseraceae está representada por un género (*Bursera*), que es rica en especies (15), todas ellas de gran importancia económica dado su alto contenido de resinas y aceites (INEGI, 2002). Además, registran ocho especies de peces, 11 de anfibios, 52 de reptiles 220 de aves y 66 de mamíferos (CONANP, 2018; Velarde y Cruz, 2015; López, 2007).

La población total según el censo del 2000 es de 20,682 habitantes, donde el 50% de la población está dentro de la REBIOSH (INEGI 2002). La población se dedica a las labores agrícolas, al tener niveles de marginación dependen más del aprovechamiento de sus recursos naturales (INEGI, 2002). Además, son las actividades orientadas al autoconsumo que permiten la sobrevivencia campesina, como la producción de maíz para consumo familiar, la venta de ganado, así como el aprovechamiento de plantas y otras especies silvestres.

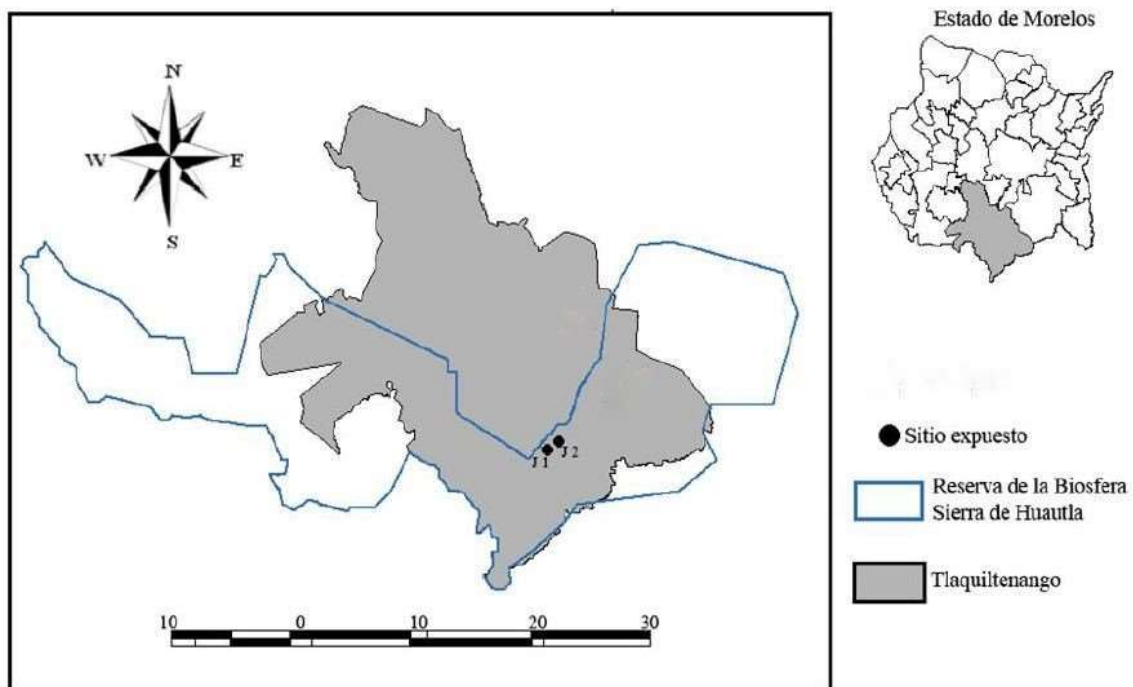


Figura 2. Mapa de la ubicación de la REBIOSH y sitios expuestos a metales pesados (Jal 1 y Jal 2) (Tovar-Sánchez *et al.*, 2012).

7.3 Características fisicoquímicas y contenido de metales pesados en los jales de Huautla

El trabajo realizado por Solís-Miranda (2016) muestra las características físicas y químicas de los dos jales mineros de Huautla. Los cuales se indican en el Tabla 7. Las muestras fueron analizadas con base a la NOM-021-SEMARNAT-2000 para pH, conductividad eléctrica (C.E (dS/m)) y contenido en porcentaje de materia orgánica (M.O %). Estas muestras fueron obtenidas en tres zonas (base, media y

superficie) de acuerdo con la profundidad del jal minero y con base a la NMX-AA-132-SCFI-2006.

Tabla 7 . Resultados fisicoquímicos de los jales mineros de Huautla (Solís-Miranda, 2016).

Muestras	pH	Promedio	C.E	Promedio	M.O (%)	Promedio	
		pH	(dS/m)	C. E		M.O	
Jal 1	Superficie	8.37		0.4		0.84	
	Media	8.08	8.17	0.4	0.4	0.92	0.86
	Base	8.07		0.4		0.84	
Jal 2	Superficie	7.85		0.2		0.52	
	Media	8.45	7.94	0.06	0.32	0.57	0.51
	Base	7.52		0.7		0.46	

Con base a los datos de la Tabla 7 y la NOM-021-SEMARNAT-2000, el pH del jale es medianamente alcalino (7.4-8.5), mientras que el contenido de M.O % está clasificado de muy bajo a bajo (<0.5, 0.6-1.5) y la C.E está determinado en efectos despreciables de la salinidad (< 1.0 dS/m).

Para el caso del contenido de metales pesados Solís-Miranda (2016) tomo como referencia la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, y realizó el análisis para los siguientes metales: Fe, Zn, Pb, Mn, Cu y Cd. En la Tabla 8 se muestran los resultados de las concentraciones de los metales mencionados anteriormente.

Tabla 8. Concentración total promedio de metales pesados en los jales de Huautla (mg/kg) (Solís-Miranda, 2016).

Muestra Metal	Jal 1				Jal 2			
	Superficie	Media	Base	Promedio	Superficie	Media	Base	Promedio
Fe	15,775.5	14,780.0	15,413.3	15,322.9	28,296.7	19,314.5	19,067.3	22,226.1
Zn	1,371.8	1,992.3	3,778.3	2380.8	3,191.5	2,699.8	3,636.8	3176.0
Pb	1,197.2	1,017.5	2,999.6	1738.1	1,811.9	3,106.6	5,265.9	3394.8
Mn	512.9	587.7	543.2	547.9	605.4	446.9	470	507.4
Cu	88	65.0	90.3	81.1	214.8	76.7	88.3	126.6

Cd	16	26.7	27.2	23.3	18.7	25.1	48.6	92.4
-----------	----	------	------	------	------	------	------	------

Es importante destacar que, en perfil de los jales antes mencionados, la zona de mayor concentración se encuentra en la denominada base, seguido de la parte media y al final la superficie. De forma general la distribución de los metales pesados en promedio mostró que los más abundantes son el Fe, seguido de Zn y Pb y en menor concentración el Cd. Además de que el jal 2 es el sitio con mayor concentración de metales pesados que el jal 1.

7.4 Trabajos de fitorremediación en suelos contaminados por metales en Huautla

Trabajos realizados en los Laboratorios de Marcadores Moleculares (LMM) y el de Investigaciones Ambientales (LIA) de los Centros de Investigación en Biodiversidad y Conservación (CIByC) y el Centro de Investigación en Biotecnología (CEIB) de la Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM), han realizado esfuerzos para elaborar estrategias para remediar estos suelos con metales pesados. En la Tabla 9 se muestran las plantas que acumulan metales pesados de los jales de Huautla. En el sitio, *Prosopis laevigata* es la especie arbórea dominante junto con *Vachellia farnesiana* y *Pithecellobium dulce* en el estrato arbustivo del sitio, son especies que pueden ser útiles para fines de fitorremediación (Martínez-Becerril, 2009).

En el caso de *Prosopis laevigata* existen estudios que mencionan que en el estado germinativo de semilla en un medio con Cd (II) y (IV) es traslocado de un 38% y 52% a la parte área de esta planta (Buendía-González *et al.*, 2010a). Incluso la bioacumulación y la traslocación de Ni y Pb fue observado por Buendía-González *et al.* (2010b).

Prosopis laevigata puede traslocar y biotransformar el As (V) en As (III), incluso bioacumularlos, tal como Murillo-Herrera (2015) y Fuentes-Reza (2017) mostraron que las poblaciones de *Prosopis laevigata* en los jales de Huautla, hubo traslocación y bioacumulación de Cu, Pb y Zn en el tejido foliar de 6 a 15 a veces más que las cantidades de Cu y Pb encontradas en suelo (Tabla 10).

Esta especie se caracteriza por ser tolerante a los metales pesados y puede ser utilizada en proyectos de fitorremediación de suelos contaminados como los derivados por actividad minera como el caso de los jales en Huautla. Siendo así que esta especie es una planta que puede formar parte de una propuesta de fitorremediación (Romero *et al.*, 2008; Covarrubias y Peña-Corrales, 2017). Murillo-Herrera (2015) menciona que *Prosopis laevigata* no mostró daño aparente por crecer en el jal, tal como lo reportan Puga *et al.* (2006) en poblaciones de *Prosopis juliflora*, *Vachellia farnesiana*, *Juniperus deppeana*, *Baccharis glutinosa* y *Cynodon dactylon* de jales mineros en Chihuahua.

Para *Vachellia farnesiana* (sin. *Acacia farnesiana*) Cervantes-Ramírez (2018) demostró que los detritívoros presentaron niveles más altos de bioacumulación en comparación con *Vachellia farnesiana*, además mostró una mayor sensibilidad al daño genotóxico que *Eisenia foetida*.

Es importante mencionar que *Vachellia farnesiana* no se considera una especie hiperacumuladora ya que no cumple con los requerimientos de acumulación de metales establecidos por Brooks (1997). Además, que Santoyo-Martínez (2016) encontró que para el metal Cu presentó un enriquecimiento tres veces mayor, mientras que el Zn presentó la misma concentración con relación al suelo, por su parte, el Pb registro una menor concentración en el tejido foliar respecto al suelo.

Vachellia farnesiana es una especie que puede ser utilizada como biomonitor ambiental debido a la susceptibilidad al daño genético, ya que está asociado a poblaciones expuestas a contaminación por metales pesados. Además de que puede ser utilizada en proyectos de fitorremediación (Santoyo-Martínez, 2016; Cervantes-Ramírez, 2018).

Para la especie de *Pithecellobium dulce* los valores de enriquecimiento mostraron que el Pb con 7.5, el Cu con 5 y el Zn 3.7 tienen una mayor concentración en el tejido foliar que en los jales. Así, *Pithecellobium dulce* es una especie acumuladora de Zn e hiperacumuladora de Cu y Pb por lo que puede

ser considerada incluso como una especie monitor ambiental la cual puede formar parte de una propuesta de fitorremediación (Castañeda-Bautista, 2016).

Para el caso de la Sierra Huautla, donde *Prosopis laevigata* es la especie arbórea dominante junto con *Vachellia farnesiana* y *Pithecellobium dulce* en el estrato arbustivo del sitio, son especies que pueden ser útiles para fines de fitorremediación (Martínez-Becerril, 2009).

Continuando con *Sanvitalia procumbens*, esta acumula metales como Cd, Fe, Pb y Zn, siendo esta especie el primer trabajo que reportó acumulación de Fe y Cd en los jales de Huautla. Además, que al ser una herbácea presentó una mayor acumulación de metales en las raíces que en las hojas (Rosas-Ramírez, 2018). En general, se puede decir que *Sanvitalia procumbens* es una especie tolerante a metales pesados y que puede ser útil para trabajos de fitorremediación.

Para la especie *Wigandia urens*, es una planta que ha crecido de manera natural sobre los jales de Huautla siendo que Cobarrubias-Escamilla (2017) mostró que es una especie tolerante a los metales pesados. Debido a que morfológica y genéticamente no sufre alteraciones, además de que presenta una amplia distribución geográfica por estar asociada a ambientes perturbados. Sin embargo, en el trabajo de Cobarrubias-Escamilla (2017) no muestra las concentraciones de los metales acumulados en *Wigandia urens*, por lo que esta especie pudiese ser una alternativa para trabajo de fitorremediación por su tolerancia a los metales.

En el caso del maíz (*Zea mays*) Castañeda-Bautista (2014) en Santa Rosa, Taxco en Guerrero encontró que la concentración de metales en la raíz presentó la siguiente tendencia: Fe>Al>Mg>Cd>Pb>Zn>Ni; en la parte aérea: Mg>Zn>Fe>Cd>Al> Pb>Ni; y para fruto: Mg>Fe>Al>Zn>Pb>Ni>Cd, siendo que la bioacumulación tuvo un comportamiento heterogéneo en los distintos órganos de la planta.

Incluso Vergara-Allende (2019) menciona que en *Zea mays* de la raza pepitilla detectó Cu, Zn y Pb acumulado en los frutos del maíz cultivado en los traspatios

de las casas del poblado de Huautla, sin embargo, hace notar el Cd y el As se encuentran solubles en el suelo contaminado de Huautla, pero no fueron detectados en los frutos del maíz (Tablas 9 y 10). Y en las hojas intermedias del maíz de la raza pepitilla Rebollo-Salinas (2019) encontró que acumulan Pb, seguido del Zn y por último el Cu.

Otros estudios como Tovar-Sánchez y colaboradores (2018) muestran que la bioacumulación de Mn y Cr en *Zea mays* fue mayor en raíz> hoja> fruto, incluso observaron que existe un efecto significativo en la bioacumulación de los metales en el 50% del tamaño y la forma de la hoja y en el 55% en biomasa. Por otra parte, encontraron que el efecto genotóxico de los metales pesados fue mayor en hoja> fruta> raíz. Investigadores como Ruiz y Armienta (2012) mencionan que, en un estudio de invernadero con sustrato minero de Taxco de Alarcón, en Guerrero, *Zea mays* mostró necrosis, clorosis, adelgazamiento de las hojas e inhibición del crecimiento. Donde los metales como el Zn y el Pb fueron los elementos con mayor concentración en los sustratos y en las plantas.

Además, observaron que a los 70 días de crecimiento el Zn presentó concentraciones de 54.7 a 3555.4 mg/kg y el Pb de 11.1 a 320.3 mg/kg en las raíces. En la parte aérea se determinaron contenidos de 30.8 a 519.8 mg/kg para el Zn y de 3.7 a 38.5 mg/kg para el Pb. A los 30 días los contenidos de Zn en raíz variaron entre 88.9 y 504.8 mg/kg y los de Pb entre 25.2 y 300.9 mg/kg; en la parte aérea se determinaron concentraciones para el Zn de 15.5 a 555.6 mg/kg y para el Pb de 2.2 a 10.8 mg/kg (Ruiz y Armienta, 2012).

Incluso, encontraron diferencias en el desarrollo del maíz; donde las plantas crecidas en la unidad experimental de suelos agrícolas no contaminados mostraron un mejor crecimiento (46 cm en promedio) respecto a las crecidas en los residuos de jal (24 cm en promedio). Por lo que, sus resultados sugieren que la contaminación por metales pesados en las áreas cercanas a los jales afecta el desarrollo de las plantas de maíz al acumularlos y altera su crecimiento y desarrollo causando efectos fitotóxicos que se reflejan en su apariencia (Ruiz y Armienta, 2012).

Finalmente es importante mencionar, que la bioacumulación de metales pesados en los diferentes órganos del maíz representa un riesgo potencial para las poblaciones aledañas de los jales mineros. Donde este cultivo es la dieta básica de las personas, incluso de ser utilizado como forraje para los animales, lo cual podría llevar afectaciones a la salud pública a corto y largo plazo. Investigaciones previas han mostrado que este tipo de exposiciones afecta a las especies silvestres e incluso a las domésticas provocando daño a los diferentes niveles de organización biológica como ecológica (Brun *et al.*, 2001; Prieto-García *et al.*, 2005; Fries *et al.*, 2008; Aguirre *et al.*, 2011; Mussali-Galante, 2013).

Es importante destacar que los estudios realizados para fitorremediar en la Sierra de Huautla (Tabla 9) no cuentan aún con un tratamiento de los residuos derivados de la cosecha de las plantas, por lo que el propósito de este trabajo es elaborar una propuesta para su tratamiento con base a Ley y al Reglamento de la LGPGIR (2018).

Tabla 9. Plantas acumuladoras de metales pesados en jales mineros de Huautla, Morelos.

No.	Especie	Familia botánica	Resultados	Referencia
1	<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Willd.	Fabaceae	Evaluó la concentración en tejido foliar y encontró que acumula Cu (0.081 mg/kg), Pb (0.149 mg/kg) y Zn (2.491 mg/kg)	Santoyo-Martínez, 2016
			En tejido foliar la concentración de metales que acumulan son Cu (0.220 mg/kg), Pb (0.560 mg/kg) y Zn (2.473 mg/kg).	Castañeda-Bautista, 2016
2	<i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Beth.	Fabaceae	Evaluó la bioacumulación y variación morfológica, la acumulación de Cu (3.079 mg/kg) y Pb (3.456 mg/kg).	Hernández-Lorenzo, 2015
3	<i>Prosopis laevigata</i> (Humb. et Bonpl. ex Willd) M.C. Johnston	Fabaceae	Evaluó el daño genético y documento que presenta un mayor daño genético en individuos asociados a jales (60.84 μ m) respecto a sitios testigo (4.18 μ m).	Murillo-Herrera, 2015
			Evaluó la concentración de metales en tejido foliar y reporta que acumula Zn (2,450 mg/kg), Pb (668 mg/kg) y Cu (0.86 mg/kg). Concluyendo que esta especie es hiperacumuladora de Cu y Pb.	Fuentes-Reza, 2017
4	<i>Sanvitalia procumbens</i> Lam.	Asteraceae	Observó que esta especie acumula Fe, Cd, Pb y Zn. En mayor cantidad acumula Fe en comparación a los demás metales estudiados, encontrando una	Rosas-Ramírez, 2018

			concentración de 26.665 mg/Kg en tejido de raíz y 4.78 mg/Kg en tejido foliar, el Zn, que fue el tercer metal que más acumuló con 1.535 mg/Kg en tejido de raíz y 0.695 mg/Kg en tejido foliar, el Cd (0.176 mg/Kg en tejido de raíz y 0.152 mg/Kg en tejido foliar) en menor cantidad en relación con los otros metales, y el Pb acumuló 4.88 mg/Kg en raíz y 3.765 mg/Kg en tejido foliar.	
5	<i>Wigandia urens</i> (Ruiz y Pavón) Kunth	Boraginaceae	Encontró que los individuos expuestos al jal mostraron una reducción en la talla del 56% y 58% respectivamente.	Cobarrubias-Escamilla, 2017
6	<i>Zea mays</i> L.	Poaceae	Observó que la concentración de los metales en las hojas intermedias de maíz fue Cu (0.179 mg/kg), Fe (1.002 mg/kg), Pb (2.142 mg/kg) y Zn (0.441 mg/kg).	Rebollo-Salinas, 2019
			Evaluó la concentración de metales en los frutos de maíz y encontró que acumulan Cu (0.373 mg/kg), Zn (0.471 mg/kg) y Pb (1.740 mg/kg).	Vergara-Allende, 2019

8. Justificación

A pesar de que México es una potencia minera, los efectos negativos de esta actividad han causado el 65% de los residuos industriales que existen a lo largo del país dejando tras sí extensiones contaminadas de residuos mineros sin ningún tratamiento, conteniendo diversos elementos potencialmente tóxicos como los metales pesados, los cuales se bioacumulan en la biota circundante causando diversos efectos negativos. Por ello, se han utilizado alternativas biológicas que pueden reducir los efectos negativos al ambiente, por medio de la biorremediación, especialmente a través de la fitorremediación. Sin embargo, se desconoce cuál es la mejor alternativa para el tratamiento de los residuos generados posterior a este proceso.

Diversos estudios muestran que en los jales mineros de Huautla las especies vegetales como *Pithecellobium dulce*, *Prosopis laevigata*, *Sanvitalia procumbens*, *Vachellia farnesiana* y *Zea mays* acumulan metales pesados tales como el Cu, Pb y Zn. Una vez llevado a cabo el proceso de fitorremediación, la biomasa de éstas contiene los metales pesados extraídos de los jales. Sin embargo, no se ha creado una estrategia para el manejo de dichos residuos. Por lo que en este estudio se proponen implementar estrategias para su tratamiento de tipo físico, químico y térmico. Para evitar que estos los metales pesados presentes en los residuos se reincorporen al medio ambiente y además se pueda obtener un beneficio económico.

9. Objetivo

Objetivo general

Elaborar la propuesta para el tratamiento de residuos derivados de la fitorremediación de suelos contaminados por metales pesados en los jales de Huautla, Morelos.

10. Propuesta a implementar

10.1 Selección de plantas que acumulan metales pesados en los jales mineros de Huautla, Morelos

Las plantas para un proyecto de remediación dependerán principalmente de la especie, así como del estado de crecimiento, la estacionalidad y sobre todo del metal a remover. Para mejores resultados las plantas deben tener características como (López *et al.*, 2004; Covarrubias y Peña-Cabriales, 2017):

- Capacidad de acumular metales en su raíz y transportarlos a su follaje
- Presentar una rápida tasa de crecimiento y rendimiento (biomasa)
- Ser especies nativas y representativas del sitio
- Fáciles de cosechar

Con base a lo anterior, las plantas que se proponen en este proyecto para ser utilizadas en la fitorremediación se presentan en la Tabla 10. Las especies propuestas son *Prosopis laevigata*, *Pithecellobium dulce*, *Sanvitalia procumbens*, *Vachellia farnesiana* y *Zea mays*, ya que son especies que se conoce la concentración del metal a remover exceptuando *Wigandia urens*, que son plantas acumuladoras de metales de Cu, Pb y Zn (Tabla 10). Por otra parte, son especies que crecen sobre los jales de Huautla y sin intervención de sembrar, excepto la especie de *Zea mays* que es cultivada por los pobladores y representa un riesgo a la salud de las personas aledañas.

La selección estuvo basada en que acumulan metales como Cu, Pb, Zn y que extraen una cantidad considerable de estos metales en sus hojas y alguna en fruto, contrastando con las concentraciones de los jales de estudio (Figura 2). Esto puede observarse en el valor de enriquecimiento de las especies propuestas con base a cada autor (Tabla 10).

Por otra parte, en cuanto a la biomasa que generan las plantas acumuladoras, cabe mencionar que, al no existir la información por parte del grupo de investigación de los laboratorios referidos anteriormente, se encontró la siguiente información acerca de la biomasa aérea de las plantas propuestas en

otros ecosistemas y expresando el rendimiento en kg/ha, para este trabajo, los datos se muestran en la Tabla 11. Esta información es importante ya que para la propuesta y su valorización económica es importante conocer este dato para realizar una estimación y obtener información relevante.

Tabla 10. Propuesta de plantas para ser utilizadas en la fitorremediación. Se muestra acumulación de Cu, Pb y Zn (mg/Kg) y su factor de enriquecimiento en los jales de Huautla, Morelos

	<i>Vachellia farnesiana</i>	<i>Pithecellobium dulce</i>	<i>Prosopis laevigata</i>		<i>Sanvitalia procumbens</i>		<i>Zea mays</i>		Jales		
	Santoyo-Martínez, 2016	Castañeda-Bautista, 2016	Hernández-Lorenzo, 2015	Fuentes-Reza, 2017	Rosas-Ramírez, 2018		Vergara-Allende, 2019	Rebollo-Salinas, 2019	Solís-Miranda, 2016		
	Tejido foliar	Tejido foliar	Tejido foliar	Tejido foliar	Raíz	Tejido foliar	Fruto	Tejido foliar	Jal 1	Jal 2	Promedio
Cu	0.081	0.220	3.079	86	-	-	0.373	0.179	81.1	126.6	103.85
Pb	0.149	0.560	3.456	668	4.88	3.765	1.740	2.142	1738.1	3394.8	2566.45
Zn	2.497	2.473	2.307	2450	1.535	0.695	0.471	0.441	2380.8	3176.0	2778.4

Cu	3.22	5.26	15	7.2	-	-	-	4.38
Pb	0.68	7.46	6	4.3	-	-	-	9.21
Zn	1.04	3.68	0	1.0	-	-	-	0.33

Tabla 11. Biomasa aérea de las especies de plantas propuestas para la fitorremediación en Huautla, Morelos. La biomasa de obtuvo de estudios realizados en otras ubicaciones.

Especie	Biomasa aérea (ton/ha)	Promedio de la Biomasa aérea (ton/ha)	Notas	Ubicación	Referencia
<i>Prosopis laevigata</i>	18.83	11.34	Mezquital de 30 años	Nuevo León, México	Yerena-Yamallel <i>et al.</i> , 2011
	14.76		Mezquital primario		
	5.24		Mezquital de 15 años		
	11.35		Tamaulipas, México	Navar, 2009	
	6.52		Jalisco, México	Montaño <i>et al.</i> , 2003	
<i>Vachellia farnesiana</i>	3.63	3.63		Jalisco, México	Montaño <i>et al.</i> , 2003
<i>Pithecellobium dulce</i>	0.41	0.24		Jalisco, México	Montaño <i>et al.</i> , 2003
	0.0631		Estado de México, México	Olivares-Pérez <i>et al.</i> , 2011	
<i>Sanvitalia procumbens</i>	0.0984	0.10		Morelos, México	De la O-Toris <i>et al.</i> , 2012
<i>Zea mays</i>	12	15.03	Maíz híbrido (lluvias)	Estado de México, México	Serrem <i>et al.</i> , 2009
	10.1		Maíz híbrido (secas)		
	9.2		Maíz criollo		
	28.8		Maíz híbrido SG	La Plata, Argentina	Golik <i>et al.</i> , 2014

10.2 Tratamiento para los residuos procedentes de la fitorremediación en Huautla, Morelos

A continuación, se muestra en la Figura 3 el esquema de la Propuesta para el tratamiento de los residuos derivados de la fitorremediación en suelos contaminados con metales pesados.

- **Estrategia A:** Realizar la operación fitominera, la cual consiste en obtener los metales (por medio del tratamiento térmico y químico) y posteriormente realizar un análisis económico para incorporar estos metales en una valorización.
- **Estrategia B:** Realizar el tratamiento de tipo físico: estabilización/solidificación de las cenizas derivadas de la incineración de la biomasa residual de las plantas fitorremediadoras.
- **Estrategia C:** Realizar la disposición final (confinamiento) de las cenizas procedentes de la operación fitominera.

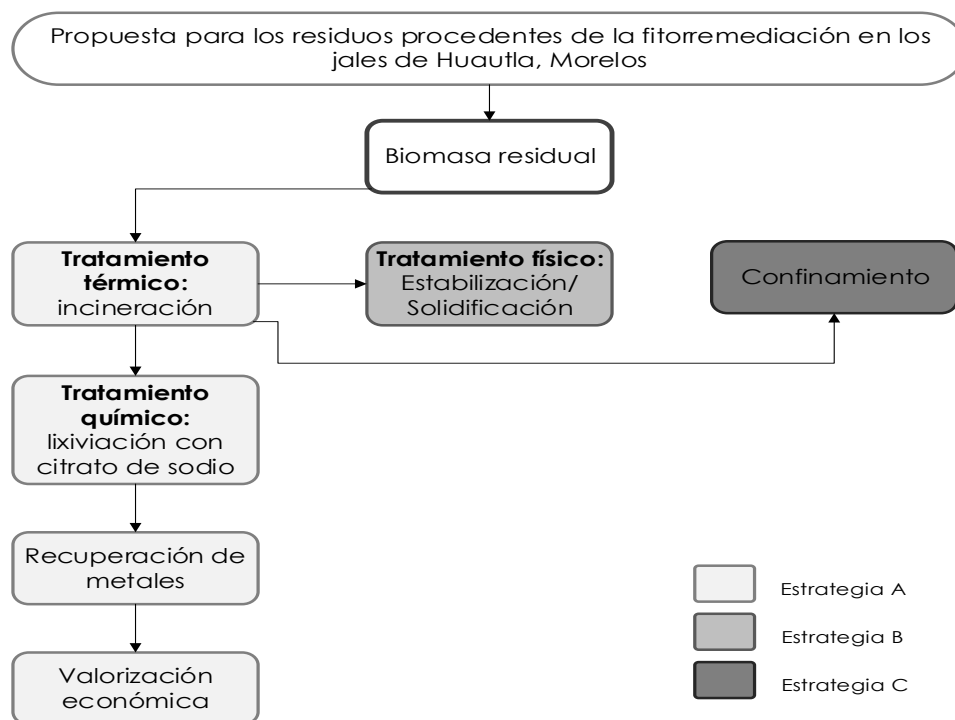


Figura 3. Propuesta para los residuos de la fitorremediación en los jales de Huautla en Morelos.

10.2.1 Estrategia A

Realizar la operación fitominera, la cual consiste en obtener los metales (por medio del tratamiento térmico y químico) y posteriormente realizar un análisis económico para incorporar estos metales en una valorización (Figura 3).

10.2.1.1 Antecedentes

10.2.1.1.1 Fitominería

Las plantas han desarrollado diversos patrones de respuesta en presencia a altas concentraciones a metales pesados. Incluso, la mayoría de las plantas responden a las concentraciones de metales, sin embargo, otras han desarrollado estrategias como la resistencia, tolerancia, acumulación en raíces, hojas, tallos y flores (Barceló *et al.*, 1990).

Aquellas plantas capaces de acumular metales pesados y cuando estas crecen, posteriormente la planta es cosechada y se deja secar. Así, la biomasa seca se puede reducir a ceniza con o sin recuperación de energía. En caso de la recuperación se puede realizar mediante métodos convencionales de refinación de metales y en el caso contrario de la no recuperación se dispondrá en confinamiento como un residuo peligroso (Robinson *et al.*, 1999; RLGPGIR, 2014).

De tal manera, que la fitominería es un tratamiento biológico *in situ* con el objetivo adicional de recuperar la cantidad económica de los metales acumulados de las plantas (Anderson *et al.*, 2003). Así, esta tecnología busca la producción de un cultivo de un metal mediante el cual las plantas con alto contenido de biomasa acumulen concentraciones altas de estos metales (Eissa, 2017). Dentro de las ventajas de la fitominería tenemos que:

- Ofrece la oportunidad de explotar suelos con metales.
- Los "biominerales" son libres de azufre y su fundición requiere menos energía que los minerales sulfurosos.

En años recientes se ha planteado el potencial de dicha tecnología para ciertos elementos de valor económico, como lo es el oro (Au) incluso se ha

utilizado en el níquel (Ni) (Anderson *et al.*, 2003, Wilson-Corral *et al.*, 2012). El incremento de su precio en el mercado, así como los reportes de acumulación y el rendimiento en biomasa de diferentes plantas, ha sido importante para sugerir que la fitominería en Au es una tecnología viable (Wilson-Corral *et al.*, 2011). Sin embargo, la tecnología permanece limitada a ciertos factores ambientales y fisiológicos de las plantas que hacen aún falta por estudiar.

10.2.1.1.2 Operación fitominera

En una operación de fitoextracción es necesario tener un cultivo de plantas en suelo que acumule altas concentraciones de uno o más metales pesados. Posteriormente se seleccionan aquellas plantas que acumulan los metales, ya sea de forma natural, o son inducidos a hacerlo por enmiendas del suelo (Carrillo-González, 2005). Cuando está maduro, el cultivo se cosecha, y se lleva a cabo el tratamiento térmico (incineración). Esto deja un volumen pequeño de ceniza que contiene una alta concentración del (de los) metal (es) objetivo (s). Esta ceniza, denominada "bio-mineral", puede fundirse para recuperar el metal o, si el metal es de bajo valor, puede almacenarse en un área donde no represente un riesgo para el medio ambiente (Robinson *et al.*, 1999). Las plantas utilizadas en la fitoextracción deberán tener una gran producción de biomasa y acumular altas concentraciones de metal (Brooks, 1997).

10.2.1.1.3 Tratamiento térmico: la incineración

La incineración es un tratamiento térmico la cual permite reducir el volumen, peso y modificar la composición de los residuos debido al proceso de oxidación a altas temperaturas (Romero-Salvador, 2010). Incluso si se aprovecha el calor de combustión para obtener energía se logra valorizar el residuo como combustible. Sin embargo, el principal problema ambiental se debe al elevado flujo de gases generado en el horno que arrastra una serie de compuestos cuyos límites máximos deben estar fijados por la legislación del país correspondiente, además se producen residuos (cenizas y escorias) y diferentes contaminantes que se emiten en la corriente gaseosa o en vertidos líquidos (Gene *et al.*, 2019; Rosas-Domínguez *et al.*, 2003).

No obstante, la incineración es un proceso complejo que debe ser operado y diseñado con cuidado, además requiere de altos costos de inversión, operación y mantenimiento, así como mano de obra calificada. Sin embargo, se trata de una tecnología demostrada y disponible comercialmente para el tratamiento de residuos sólidos y peligrosos (McKay, 2002).

La incineración se lleva a cabo en hornos utilizando altas temperaturas controladas hasta transformarlo en cenizas. El manejo de los hornos consiste en el manejo y diseño la cual debe garantizar la capacidad de carga, así como la temperatura y el ingreso de aire y combustible (Tsydenova *et al.*, 2018; SEDESOL, 2001).

Actualmente la incineración es el tratamiento más utilizado en países desarrollados para la regulación de los residuos sólidos y peligrosos. Algunas de las ventajas de este tratamiento es que es un proceso que reduce el peso y el volumen de los residuos hasta un 90% (SEDESOL, 2001). Es tecnología moderna que permite tener mayor control de las emisiones a la atmósfera, aunque elevan demasiado los costos. Además, permite la recuperación de energía calorífica generada durante la combustión de los residuos la cual se puede emplear en la generación de electricidad, calefacción entre otros usos, la cual puede producir ingresos significantes (McKay, 2002).

Dentro de las desventajas es que es una tecnología muy costosa y además generan emisiones a la atmósfera que se acrecientan con una operación no adecuada del proceso. Por lo que se recomienda a los gobiernos analizar con cuidado los proyectos de incineración (Gene *et al.*, 2019; SEDESOL, 2001).

10.2.1.1.4 Tratamiento químico para la recuperación de Cu, Pb y Zn

El proceso de fitoextracción no termina cuando el metal es acumulado en el tejido de las plantas. Es por eso, que se busca generar tratamientos que incluyan opciones para el manejo de los residuos. Pocos estudios al respecto, Núñez-López *et al.* (2003) y Aurelio (2009) establecieron un sistema para la recuperación de Pb a partir del tejido de *Eichhornia crassipes*, el cual consistió en dos etapas: una

lixiviación química con oxalato de amonio y una segunda etapa con una recuperación electroquímica del Pb a partir del lixiviado, con lo que se obtuvieron una eficiencia del 95 %.

Con respecto a la obtención de los metales después de la fitoextracción no existen estudios específicos acerca de los metales de interés para este trabajo, y los pocos que existen solo han sido realizados para Au y Ni, como ya se mencionó anteriormente (Anderson *et al.*, 2003, Wilson-Corral *et al.*, 2012). Sin embargo, existen estudios donde se han recuperado metales como Pb, Cu y Zn de baterías con la técnica de lixiviación con citrato de sodio y posteriormente la electrorecuperación.

Este tratamiento químico (lixiviación) ha sido útil para la recuperación de Pb en las baterías, las cuales contienen Pb, Cu, Zn, Cd, Mn Ni y Li. Smaniotto *et al.* (2009), indican que, al trabajar con ácido cítrico, citrato de sodio y mezclas de estos agentes lixiviantes, determinaron que son reactivos llamativos por sus pocos impactos al ambiente. Otros reactivos utilizados son la mezcla de citrato de sodio y ácido acético, agentes, también interesantes debido a su bajo impacto ambiental y costos bajos (Zhu *et al.*, 2013).

Reyes *et al.* (2018) evaluaron la cinética del proceso de lixiviación de Pb con citrato trisódico, en la que lograron la máxima extracción del metal aproximadamente a los 60 min, con un promedio del 76,8 % de recuperación del metal. Por lo que determinan que es técnicamente posible un proceso hidrometalúrgico para el reciclaje de Pb proveniente de baterías, pues con este proceso no existen emisiones de dióxido de azufre, ni tampoco emisiones de partículas finas de Pb al ambiente.

Incluso en la recuperación de Pb en baterías de automóviles Villa *et al.* (2018) obtuvieron por medio de la lixiviación de Pb con citrato de sodio una recuperación de 90 y 100%, lo cual es posible un proceso hidrometalúrgico como una alternativa real para el reciclaje de Pb a partir de baterías gastadas de automóviles. Con este proceso no hay emisiones de dióxido de azufre ni emisiones de partículas al medio ambiente.

Para el caso de la recuperación de Cu, Segura-Bailón (2018) realizó una lixiviación y recuperación selectiva de Cu y Pb a partir de residuos electrónicos demostrando que con soluciones de citrato de sodio en conjunto con un ligando específico (fosfato de amonio: NH_4PO_4), es posible obtener una recuperación selectiva de Cu realizando finalmente la electrorecuperación. Además, el estudio de Segura-Bailón (2018) da pauta para que continúen este tipo de trabajos para la recuperación de otros metales.

Por lo que, con base al tratamiento descrito se podría realizar la recuperación del Pb, Cu y Zn de forma selectiva, para la biomasa residual derivada de las plantas acumuladoras; sin embargo, no existen estudios respecto a esta técnica aplicada a este tipo de residuos. Por lo que sería una propuesta para que estudios posteriores analicen los aspectos técnicos y prueben si es factible ocupar las cenizas de la incineración de la biomasa residual o directamente con la biomasa seca emplear este tratamiento para la recuperación de los metales.

10.2.1.1.5 Fitominería en México

Estudios realizados por Wilson-Corral *et al.* (2011,2012) en México, muestran algunas pruebas orientadas a la fitoextracción de Au en especies como *Helianthus annuus* L. y *Kalanchoe serrata* L., tanto a nivel de laboratorio como de campo han sido desarrolladas para evaluar los rendimientos económicos que podrían ser generados con la implementación de la fitominería.

Cabe hacer mención que la fitoextracción y la fitominería van de la mano; y que para la fitoextracción es necesario tener en cuenta la relación de bioacumulación (concentración del metal en la planta/ concentración del metal en el suelo) (Eissa, 2017). En casos agronómicos es relevante producir altos rendimientos de los cultivos (Keller *et al.*, 2003; McGrath *et al.*, 2006). Además, es considerable tener en cuenta que algunas plantas necesitarán de fertilizaciones, así como de las condiciones de pH óptimos, aspectos que pueden incrementar en los costos de producción a esta tecnología (Anderson *et al.*, 2005).

Otros aspectos en el manejo agronómico de las plantas acumuladoras es el control de malezas, por ejemplo, Keller *et al.* (2003) muestra que es necesario fertilizar para la producción de biomasa de *Alyssum sp.* para que no crezcan otras plantas que compitan con la planta de interés, ya que la fertilización de nitrógeno (N) aumenta el rendimiento de Cd y Zn. Por otro lado, en el caso de *Thlaspi sp.* la acumulación de Cd y Zn lo obtuvieron con la reducción de pH del suelo para optimizar la fitoextracción y que el cultivo de esta planta fuese rentable (Eissa, 2017).

10.2.1.1.6 Valorización económica en la fitominería

En aspectos económicos acerca de la fitominería es importante considerar el contenido del metal en el suelo y en la planta acumuladora, conocer la producción de biomasa al año y la energía de combustión para recuperar y vender el metal. Para la realizar un análisis económico es importante tener en cuenta la generación de ingresos, ya que se considera el precio mundial del metal a extraer (Brooks y Robinson, 1998).

Estudios muestran que para el Platino (Pt) varía aproximadamente 73,555 USD/kg y de Plomo (Pb) 2.0 USD/kg en fechas de mayo de 2008; sin embargo, los metales con los mejores precios son el Oro (Au), Talio (Tl), Cobalto (Co) y Níquel (Ni) debido a su alto costo en el mercado (Tabla 12) (Sheoran *et al.*, 2009). Sin embargo, los precios de los metales están sujetos a variaciones, pero el valor de un metal determinado no debe excluir la consideración de su extracción mediante la fitorremediación, además la biomasa podría incinerarse y la ceniza obtenida se puede almacenarse cuando el precio del metal sea redituable (Brooks, 1977; Brooks y Robinson, 1998).

Tabla 12. Precios de metales y concentraciones de los metales y biomasa de plantas hiperacumuladoras. (Sheoran *et al.*, 2009).

Metales	Biomasa (kg/ha)	Concentración del metal (mg/kg)	Concentración del metal (kg/ha)	Precio del metal en USD/ha (mayo, 2008)	Precio del metal en USD/ha (enero, 2009)
Talio	8000	4055	32.5	151,125	157,625
Oro	20,000	10	0.2	6351	6489
Manganeso	30,000	55,000	1650	5115	2310
Cobalto	4000	10,200	40.8	4406	1550
Níquel	18,000	17,000	306	6946	3550
	9000	13,400	120	2724	1392
Cobre	5000	8356	41.8	343	138
Uranio	10,000	100	1	132	104
Cadmio	4000	3000	12	100	26
Zinc	4000	10,000	40	84	52
Plomo	4000	8200	33	66	40

Uno de los pioneros en el análisis económico de los biominerales fue Anderson *et al.* (1998; 2003) para Au y dos estudios realizados en México por Wilson-Corral *et al.* (2011, 2012) muestran el análisis económico de Au donde el rendimiento de biomasa fue de 8.3 ton/ha para un ensayo de campo en México con una concentración de Au:55,6 mg/kg producirá un rendimiento de 463 g por ha (Tabla 13). El precio del Au utilizado para este cálculo es el precio promedio del mercado mundial para el período comprendido entre el 11 y el 16 de diciembre de 2011 (\$1623.90 USD). La utilidad bruta en este modelo es de \$14,537 USD/ha. Un análisis más detallado en este modelo económico indica que una recuperación de 179 g de Au es suficiente para pagar los costos de producción (\$9636 USD). Esto sería equivalente a una concentración de poco menos de 21.56 mg/kg, suponiendo un rendimiento de biomasa seca de 8.3ton/ha (Wilson-Corral *et al.*, 2011). Esta concentración es más baja que la reportada por Anderson *et al.* (1999,2005) para una prueba de campo llevada a cabo en Brasil sobre jales con un total de solo 0.6 g/ton de Au.

Tabla 13. Modelo económico fitominero de Au en México. Basado en el modelo de Wilson *et al.* (2012).

Concepto	Nota	Costo en USD
Costo agrícola (por ha)		1630
Precio del producto químico (\$)	\$ 8 / kg	
Tasa de aplicación a 0.25 g/ kg suelo	Volumen total necesario: 180 kg	
Costo del reactivo químico		1440
Costo de aplicación del reactivo químico.		500
Monitoreo de cultivos		2200
	Coste de producción de biomasa/ha.	5770
Biomasa por hectárea (kg peso seco / año)	8 330	
Concentración de Au en planta (mg / kg BS)	55.6	
Incineración de DW @ \$ 250 / t		2075
CENIZA Conversión DW a ceniza @ 10%	0.83 t	
Costo de operación (extracción con solvente)	\$ 1000 / tonelada	830
Costo capital	\$ 480 / tonelada	400
	Costo de recuperación de oro / ha	3305
Oro recuperado (asume 100%)	463 g	
Precio de mercado del oro \$ US/oz	1623.90	
Precio de mercado del oro \$ US/g	52.21	
Valor del oro extraído en dólares		24 173
	Valor total de la cosecha / ha	24 173
Ganancia bruta/ha (valor-costo)		\$15 098

BS: Biomasa Seca. Notas: Estos cálculos no consideran el posible valor económico de la electricidad generada a través de la incineración de biomasa. El precio del Au se cotizó el 12-16-2011.

10.2.1.2 Aplicación de la Estrategia A

En México el organismo encargado de los precios internacionales de los metales en el mercado es la Secretaría de Economía (SE) a través del Sistema Integral sobre Economía Minera (SINEM, 2019), como se muestra en la Tabla 14.

Tabla 14. Precios internacionales anuales promedio de los metales preciosos y no ferrosos.

Metales Preciosos		Metales No Ferrosos	
Metal	Precio Anual (USD/Oz)	Metal	Precio Anual (USD/Lb)
Au	1,298.215	Cu	2.804
Ag	15.227	Pb	0.890
Pt	835.362	Zn	1.246
Pd	1,399.956	Al	0.845
		Ni	5.582

Nota: Precios cotizados en junio del 2019.

Con base a la información de la Tabla anterior los metales de nuestro interés (Cu, Pb y Zn) los factibles económicamente por sus precios son el Cu, seguido del Zn y por último el Pb. Y para el valor de la biomasa de las especies se encuentra en la Tabla 11, y los valores de las concentraciones a considerar se muestran en la Tabla 10. Sin embargo, para poder verificar su factibilidad económica es necesario tener los requisitos mencionados por Anderson *et al.* (2003) y Wilson-Corral *et al.* (2011).

A continuación, en las Tablas 17-21 del Anexo 1 se muestran los modelos económicos de las cinco especies propuestas para la fitominería de Cu, Pb y Zn y para *Sanvitalia procumbens* solo Pb y Zn en los jales en Huautla con base al modelo económico de Wilson-Corral *et al.* (2011, 2012) en México. Es importante indicar que no se consideró el costo de producción de biomasa/ha, ya que las especies *Vachellia farnesiana*, *Prosopis laevigata*, *Pithecellobium dulce* y *Sanvitalia procumbens* son especies que crecen en los jales Huautla y en el caso de *Zea mays* se contempló el costo de producción de biomasa/ha, como el

costo agrícola y el monitoreo del cultivo los cuales se contemplaron los costos en USD dados por Wilson-Corral *et al.* (2011).

Para las cinco especies se fijaron los costos de recuperación para cada metal (Cu, Pb y Zn)/ha, propuesto por Wilson-Corral *et al.* (2011) para Au, aunque se debe indicar que no se conocen los costos para la recuperación por medio de la técnica de lixiviación química con citrato de sodio propuesta anteriormente, así que se dejaron los costos por Wilson-Corral *et al.* (2011) ya que es un estudio realizado en México, aunque por el tipo de metal a extraer, existe el desconocimiento de los costos para realizar la extracción para cada metal en cuestión, sin embargo por ser un estudio pionero es importante que estudios posteriores se enfoquen en realizar el análisis en la extracción de cada metal y realizar estudios financieros para verificar la factibilidad económica de la técnica.

Es por eso, que autores como Casanellas *et al.* (2003) mencionan que los inconvenientes de la fitorremediación como tratamiento biológico, es qué hacer con la biomasa enriquecida en metales, lo cual proponen recoger y llevar a confinamiento, o en su efecto a un proceso de incineración. Por lo cual, deja ver la falta de estudios que hacen por realizar para conocer cómo extraer estos metales (Cu, Pb y Zn) de las cenizas o de la biomasa seca; los cuales por no ser Au no son tan factibles, se pensaría; pero en este trabajo se lleva a cabo una demostración teórica de que es factible económicamente realizar la fitominería.

Tabla 15. Resumen de las ganancias económicas derivado del modelo económico de cinco especies propuestas para realizar fitominería con Cu, Pb y Zn y la cantidad de metal recuperado (g/ha) para Huautla, Morelos.

	<i>Pithecellobium dulce</i>	<i>Prosopis laevigata</i>	<i>Sanvitalia procumbens</i>	<i>Vachellia farnesiana</i>	<i>Zea mays</i>
Cu					
Ganancia bruta/ha (Valor-Costo) USD	-5,745.02	637,636.56	-	-6,022.290	2,232.49
Cu recuperado (g/ha)	0.052	505.08	-	0.294	8.29
Pb					
Ganancia bruta/ha (Valor-Costo) USD	-5,757.87	1,534,204.24	-5,442.48	-6,178.932	15,258.04
Pb recuperado (g/ha)	0.132	3,807.16	0.85	0.540	58.33
Zn					
Ganancia bruta/ha (Valor-	-5,479.61	7,881,449.17	-5,662.51	-1,255.20	-590.31

Costo) USD					
Zn recuperado (g/ha)	0.585	13,904.58	0.22	9.064	13.70

Nota: Precio cotizado del USD a MXN en junio 2019

En el Tabla 15 se muestra, en resumen, la ganancia bruta de los modelos económicos de las cinco especies propuestas para realizar fitominería con Cu, Pb y Zn. Para Pb y Cu las especies viables económicamente y en la recuperación de los metales mencionados, fueron *Prosopis laevigata* y *Zea mays*; y para Zn *Prosopis laevigata*. De esta forma, las especies con mayor factibilidad técnica y económica fueron *Prosopis laevigata* y *Zea mays*.

Por lo que se puede observar que las especies con mejor factibilidad económica para el Cu, *Prosopis laevigata* con una ganancia del 98% y para *Zea mays* del 21%. Para el caso de Pb las ganancias fueron *Prosopis laevigata* del 99% y *Zea mays* del 65%. Y, por último, para el Zn, solo *Prosopis laevigata* con un 99% de ganancia. Así, las plantas factibles para un proyecto de fitominería: *Prosopis laevigata* y *Zea mays*. Es importante destacar que para cada metal y ganancia bruta está relacionado con la concentración de recuperación (g/ha) para cada metal, la cual depende directamente de la concentración del metal (mg/kg) y de la biomasa (Anderson *et al.*, 2003).

La especie *Pithecellobium dulce* mostró una baja recuperación de los metales, esto debido a las bajas concentraciones de acumulación. Incluso Castañeda-Bautista (2016) indicó en su estudio que, por sus características de historia de vida, la planta puede utilizarse como organismo monitor para conocer y caracterizar el daño que presenta por la exposición a metales pesados.

El caso de *Vachellia farnesiana* llama la atención la cantidad de metales recuperados para Cu (0.081 mg/kg) y Pb (0.149 mg/kg), la cual concuerda con lo expuesto por Santoyo-Martínez (2016) que *Vachellia farnesiana* es una especie acumuladora y no hiperacumuladora debido a que no cumple con los criterios de acumulación de metales establecidos para especies hiperacumuladoras. Sin embargo, *Vachellia farnesiana* es una especie que puede ser utilizada como biomonitor ambiental debido a la susceptibilidad al daño genético, que está

asociado a poblaciones expuestas a contaminación por metales pesados; además de que puede ser utilizada en proyectos de fitorremediación.

Incluso *Prosopis laevigata* es un buen monitor de los efectos genotóxicos que están asociados a poblaciones expuestas a metales pesados (Hernández-Lorenzo, 2015; Murillo-Herrera, 2015; Fuentes-Reza, 2017). Además, de la tolerancia a metales pesados que se ha descrito en las especies de mezquite puede ser utilizada en proyectos de fitorremediación de suelos contaminados como los derivados por actividad minera.

Para *Sanvitalia procumbens* Rosas-Ramírez (2018), indico que esta es una especie tolerante a metales pesados (Cd, Fe, Pb y Zn) por lo que se propone para ser utilizada en procesos de fitorremediación de suelos contaminados por metales pesados, especialmente Pb y Cd.

En el caso de *Zea mays* se puede considerar como una especie para tratamientos de fitorremediación, sin embargo debido a que es una especie con potencial agroalimentario sería importante restringir la cosecha para tipo alimenticio y así evitar que las poblaciones la consuman (Aguirre *et al.*, 2011; Golik *et al.*, 2014; Serrem *et al.*, 2009).

Por otra parte, es importante considerar que, en especies como los árboles o arbustos, la fitorremediación es un proceso relativamente lento debido al hábito de las plantas. Y en este caso las especies arbustivas-arbóreas como *Pithecellobium dulce*, *Prosopis laevigata* y *Vachellia farnesiana* son plantas de crecimiento lento. Por lo que la obtención de follaje o biomasa sería lenta, y para un proyecto de fitorremediación estas plantas serían posiblemente utilizadas a largo plazo debido a que el establecimiento de estas especies es tardío (Delgadillo-López *et al.*, 2011).

En el caso de las especies que son herbáceas como *Zea mays* y *Sanvitalia procumbens* son plantas anuales que germinan, florecen y sucumben en el curso de un año. Siendo la obtención de la biomasa rápida debido a su acelerado crecimiento y que además se recupera toda la planta al momento de la cosecha (Covarrubias y Peña-Cabriales, 2017).

Otro aspecto importante que indica Kidd *et al.* (2009) es la limitación del tiempo en la aplicación práctica de la mayoría de las especies que son hiperacumuladoras en la fitoextracción, además de su escasa producción de biomasa y crecimiento lento. Esto a que la capacidad de extracción del metal de una cosecha (rendimiento metálico) es el producto de la biomasa aérea y el contenido de metal (Baker y Walker, 1990; McGrath *et al.*, 2002).

Por lo que el factor tiempo en un proyecto de fitorremediación es importante y con mucho el punto más crítico en la fitoextracción, por lo que se recomendaría utilizar plantas de rápido crecimiento e incluso probar con mezclas o combinaciones de plantas. Las cuales puedan fitorremediar ambientes contaminados por metales pesados y mejorar la salud del ecosistema y de las comunidades humanas aledañas como las propuestas para los jales en Huautla (Delgadillo-López *et al.*, 2011; Kidd *et al.*, 2009).

10.2.2 Estrategia B

Realizar el tratamiento de tipo físico: estabilización/solidificación de las cenizas derivadas de la incineración de la biomasa residual de las plantas fitorremediadoras (Figura 3).

10.2.2.1 Antecedentes

La técnica de Estabilización/Solidificación (ES) es un tratamiento que se lleva a cabo en Planes de Manejo para Residuos Mineros con base a la NOM-157-SEMARNAT-2009 y en Programas de remediación de sitios contaminados (LGPGIR, 2018). Por lo que se plantea que las cenizas generadas de la incineración de la operación fitominera se realice la ES.

Estudios muestran que se ha utilizado la ES con cemento portland como una aplicación exitosa para el tratamiento de residuos tóxicos con metales (Al-Tabbaa y Prose, 1996), residuos de la industria siderúrgica (Silveira *et al.*, 2003 a y b), cenizas de incineración (Aubert *et al.*, 2006), cenizas de madera (Udoeyo *et al.*, 2006) o lodos industriales (Carmalin y Swaminathan, 2005). Además de trabajos en

el tratamiento de muestras de suelos contaminados usando cemento portland como aglomerante para la retención de Cr, Pb y Cu (Pollettini *et al.*, 2004).

Dentro de las técnicas físicas la ES, la más empleada son aquellas que utilizan agentes aglomerantes, solidificantes y sorbentes inorgánicos para el tratamiento de componentes peligrosos inorgánicos, generalmente metales (SEMARNAT, 2007a y b; 2012). La ES, es un proceso en el que el suelo contaminado se mezcla con aditivos para inmovilizar los contaminantes, disminuyendo o eliminando la lixiviación (Sellers, 1999).

La solidificación se refiere a las técnicas que encapsulan (atrapan físicamente) al contaminante formando un material sólido, y no necesariamente involucra una interacción química entre el contaminante y los aditivos solidificantes (Volke *et al.*, 2005; Volke y Velasco, 2002). La estabilización limita la solubilidad o movilidad del contaminante, generalmente por la adición de materiales, como cemento Portland, cal o polímeros, que aseguren que los constituyentes peligrosos se mantengan en su forma menos móvil o tóxica (Sellers, 1999).

Los procesos de ES son usualmente utilizados para tratar contaminantes inorgánicos, como suelos y lodos contaminados con metales e incluso cenizas y es de corto a mediano plazo (Volke *et al.*, 2005). En el caso de los residuos peligrosos que pueden ser tratados mediante los procesos de ES están los metales pesados como Pb, Cd, Ni, Cr, Cu y Zn, los cuales son también tratados mediante la técnica de ES por medio de la cementación.

De esta manera, que las cenizas provenientes de la operación fitominera pueden utilizarse para realizar la ES, la cual se convierte el residuo en forma líquida, semilíquida y sólida, y es una forma física para que se pueda manejar, almacenar y disponer en un sitio final autorizado por la SEMARNAT (Quina *et al.*, 2008).

En la mayoría de los casos, el producto debe disponerse en un confinamiento autorizado. En situaciones como la estabilización con cemento, el producto

puede utilizarse como material de relleno para caminos o en la construcción de instalaciones de rellenos sanitarios o sitios de confinamiento (SEMARNAT, 2007b).

Incluso este tratamiento es una tecnología de corto plazo que, dependiendo del volumen a tratar, puede llevar desde unas cuantas horas hasta algunas semanas. Sin embargo, sus costos pueden ser muy elevados, y pueden variar entre 45 y 110 USD/ton, dependiendo del tipo de contaminante, sin incluir excavación ni confinamiento (SEMARNAT, 2007 a y b).

10.2.2.2 Aplicación de la Estrategia B

Considerando el costo de ES de 110 USD/ton, se realizaría un gasto de 333.30 USD para las cenizas de la biomasa de las plantas, y agregando los costos de la incineración de la operación fitominera (757.70 USD) se generaría un gasto total de 1,091 USD aproximadamente y sin considerar los costos para la disposición final (Tabla 16).

Tabla 16. Costo de la ES con las cenizas derivadas de la operación fitominera de las cinco especies propuestas de los jales de Huautla.

Especie	Cenizas/ton	Costo de la incineración (USD)	Costo de ES (USD/ton)	Total
<i>Vachellia farnesiana</i>	0.36	90.75		
<i>Pithecellobium dulce</i>	0.02	6		
<i>Prosopis laevigata</i>	1.13	283.5	110	
<i>Sanvitalia procumbens</i>	0.01	2.45		
<i>Zea mays</i>	1.50	375		
Total	3.03	757.70	333.3	1,091
Conversión de USD a MXN	19.12	14,487.22	6372.70	20,859.92

Precio del USD cotizado en junio 2019

10.2.3 Estrategia C

Realizar la disposición final (confinamiento) de las cenizas procedentes de la operación fitominera (Figura 3).

10.2.3.1 Antecedentes

Después de realizar la incineración de la biomasa seca de las plantas fitorremediadoras. Las cenizas se pueden llevar a disposición final a algunas de las Empresas autorizadas para el manejo de residuos peligrosos propuestas por la SEMARNAT (2019).

En el Rubro 7 de la SEMARNAT (2019) aparece un listado de posibles empresas para el confinamiento de los residuos peligrosos, como son: la Sociedad Ecológica Mexicana del Norte, S.A. de C.V. y Residuos Industriales Multiquim, S.A. de C.V. ubicados en Coahuila y Nuevo León.

En México, la característica ambiental importante para establecer la viabilidad para la disposición de los productos de ES, es realizar la prueba de lixiviación denominada Prueba de Extracción de Compuestos Tóxicos (PECT) basada en la norma NOM-053- SEMARNAT-2003, prueba equivalente a la TCLP (Toxic Characteristic Leaching Procedure) la cual es un criterio internacional aceptado para determinar la no peligrosidad de una muestra de residuo.

Para valores de concentración de metales pesados en el lixiviado PECT mayores a 5.0 mg/L, se tipifica el material de origen como un residuo o material peligroso por toxicidad de acuerdo a la norma NOM-052-SEMARNAT-2005. La lixiviación de metales se ha considerado dependiente del pH (Malviya y Chaudhary, 2006), y se han realizado estudios de lixiviación de metales en hormigón con soluciones de extracción a pH de 4, 7 y 9, mostrando que a valores inferiores a 5 se tienen las concentraciones con mayor lixiviación de metales (Fernández-Olmo *et al.*, 2003).

10.2.3.2 Aplicación de la Estrategia C

Por lo que, para llevar a cabo el confinamiento de las cenizas es necesario buscar una empresa autorizada por la SEMARNAT para que realice el manejo de las cenizas y checar los costos del confinamiento. Por otra parte, también el producto de la ES se puede llevar a un confinamiento o en tal caso puede

utilizarse como material para la construcción, tomando en cuenta la prueba PECT con base a la NOM-053-SEMARNAT-2003.

11. Conclusiones

Las especies *Prosopis laevigata*, *Vachellia farnesiana*, *Pithecellobium dulce*, *Sanvitalia procumbens* y *Zea mays* son plantas que acumulan metales pesados como Cu, Pb y Zn y son factibles para un proyecto de fitoextracción y fitominería en los jales de Huautla.

La fitominería es una tecnología viable para tratar los residuos generados de la fitorremediación ya que se pueden valorizar de forma económica y recuperar los metales acumulados por las plantas.

Las especies con factibilidad económica y en la recuperación de metales de Pb y Cu fueron *Prosopis laevigata* y *Zea mays*, y para el caso del Zn solo *Prosopis laevigata*.

La técnica de Estabilización/Solidificación (ES) es una alternativa viable para el tratamiento de las cenizas derivadas de la incineración de los residuos derivados de la fitorremediación con un costo aproximado de 1091 USD.

Las cenizas estabilizadas/solidificadas con cemento portland podrían ser confinadas por una empresa autorizada por la Secretaría (SEMARNAT) o podría utilizarse como material para construcción, considerando la prueba PECT con base a la NOM-053-SEMARNAT-2003.

12. Referencias

- Adriano, D. C. 2001. Trace Elements in Terrestrial Environments. Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals. (2° ed). Springer Verlag. USA. 866pp.
- Aguirre, W., Fischer G., Miranda D. 2011. Tolerancia a metales pesados a través del uso de micorrizas arbusculares en plantas cultivadas. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas* 5: 141-153.
- Alexander, M. 1994. *Biodegradation and Bioremediation*. Academic Press, San Diego. 302 pp.
- Alloway, B. J. 2012. Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability (Vol. 22). Springer Science y Business Media.
- Al-Tabbaa, A., Prose. S. 1996. Treatment Study for In-situ Stabilization/Solidification of Soil Contaminated with Methylene Blue. *Environmental Technology* 17(2):191-197.
- Anderson, C. W. N., Stewart, R. B., Moreno, F. N., Gardea-torresdey, J. L., Robinson, B. H., y Meech, J. 2003. Gold phytomining. Novel Developments in a Plant-based Mining System. In *Proceedings of the Gold 2003 Conference: New Industrial Applications of Gold* (pp. 35-45).
- Anderson, C., Brooks R. R., Stewart R. B. y Simcock R. 1998. Harvesting a crop of gold in plants. *Nature* 395: 553-554.
- Anderson, C., Fabio M., y John M. 2005. A field Demonstration of Gold Phytoextraction Technology. *Minerals Engineering* 18(4):385-92. doi: <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2004.07.002>
- Anderson, C.W.N., Brooks, R., Stewart, R., Simcock, R., Robinson, B., 1999. The Phytoremediation and Phytomining of Heavy Metals. Pacrim 99, Ball, Indonesia, 127-135.
- Arcos, S, M. E. 2016. Peligros por residuos mineros en México. Informe residuos mineros. Disponible en línea en: www1.cenapred.unam.mx/DIR.
- Aubert, J.E., B. Husson y N. Sarramone. 2006. Utilization of Municipal Solid Waste Incineration (MSWI) Fly Ash in Blended Cement. Part 1: Processing and Characterization of MSWI Fly Ash, *Journal Hazardous Materials* 136, 624-631.
- Aurelio, R. 2009. Rizofiltración, lixiviación y electro-recuperación: una propuesta integral para el tratamiento de aguas contaminadas con plomo a partir del lirio acuático (*Eichhornia crassipes*). *Ciencia@UAQ* 2(1):17-31.
- Baker, A.J.M., Walker, P.L., 1990. Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. In: Shaw, A.J. (Ed.), *Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 155-177.
- Barbafieri, M., Japenga, J., Romkens, P., Petruzzelli, G., Pedron, F. 2013. Protocols for applying phytotechnologies in metal contaminated soils. In: D. K. Gupta (ed). *Plant-based Remediation Processes*. Soil Biology 35. Springer. New York. pp. 19-38.
- Boni, A., Farfán, M., Pérez-Vega, A. 2013. El papel de la zonificación en la actividad minera en las Áreas Naturales Protegidas Federales de México.
- Boularbah, A., Schwartz, C., Bitton, G., Abouddrar, W., Ouhammou, A., Louis Morel, J. 2006. Heavy metal contamination from mining sites in South Morocco; 2. Assessment of metal accumulation and toxicity in plants. *Chemosphere* 63(5):811-817.
- Brooks, R. y Robinson B. 1998. The potential use of hyperaccumulators and other plants for phytomining. In: *Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals: their Role in Archaeology, Microbiology, Mineral Exploration, Phytomining and Phytoremediation*. (ed. R. R. B. ed.) pp. 327-356. CAB International. Wallingford.
- Brooks, R.R. 1977. Copper and cobalt uptake by *Haumanniastrum* species. *Plant Soil* 48:541-544.
- Brooks, R.R. 1997. *Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals*. CAB International, Wallingford. pp. 88-105.

- Brun, L.A., Maillet J., Hinsinger P. Pepin M. 2001. Evaluation of copper availability to plants in copper-contaminated vineyard soils. *Environmental Pollution* 111: 293-302.
- Buendía-González, L., Orozco-Villafuerte, J., Cruz-Sosa, F., Barrera-Díaz, C. E., Vernon-Carter, E. J. 2010a. *Prosopis laevigata* a potential chromium (VI) and cadmium (II) hyperaccumulator desert plant. *Bioresource Technology* 101:5862–5867.
- Buendía-González, L., Orozco-Villafuerte, J., Estrada-Zuñiga, M. E., Barrera-Díaz, C. E., Vernon-Carter, E. J., Cruz-Sosa, F. 2010b. In vitro lead and nickel accumulation in mesquite (*Prosopis laevigata*) seedlings. *Revista Mexicana de Ingeniería* 9:1–9.
- Carmalin, S.A. y Swaminathan, K. 2005. Leaching of Metals on Stabilization of Metal Sludge Using Cement Based Materials, *Journal of Environmental Science* 17(1):115-118.
- Carrillo-González, R. 2005. Niveles de contaminación de los suelos y las plantas. In: González-Chávez, M.C.A., Pérez-Moreno, J., Carrillo-González, R. (eds.). *El Sistema Planta-Microorganismo- Suelo en Áreas Contaminadas con Residuos De Minas*. Colegio de Postgraduados. Texcoco, México. 34-60.
- Casanellas, J. P., López-Acevedo, R.L., Carlos Roquero de Laburu. 2003. *Edafología: Para La Agricultura Y El Medio Ambiente*. 3er edición. Ediciones Mundi-Prensa. 929p.
- Castañeda-Bautista, J. 2014. Cambios macro y micromorfológicos en *Zea mays* L. (Poaceae) por contaminación de metales pesados en Santa Rosa, Taxco Guerrero. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Morelos. México. 81 p.
- Castañeda-Bautista, J.A. 2016. Estudio ecotoxicológico de los jales mineros de Huautla, Morelos: El caso de *Pithecellobium dulce* (Roxb.) Beth. (Fabaceae). Maestría en Biología Integrativa de la Biodiversidad y la Conservación. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. México. 73p.
- Cervantes-Ramírez, L.T. 2018. Bioacumulación de metales pesados y genotoxicidad en dos niveles tróficos expuestos a jales mineros. Tesis de Doctorado. Doctorado en Ciencias Naturales, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. México.
- Chehregani, A., Azimishad, F., Alizade, H.H. 2005. Study of antibacterial effect of some *Allium* species from Hamedan-Iran. *International Journal Agrícola Biology* 9:873-876.
- Cobarrubias-Escamilla, D.L. 2017. Evaluación del daño genotóxico y cambios morfológicos de *Wigandia urens* expuesta a metales pesados en presas de jales abandonados. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias Biológicas, UAEM.
- Coll-Hurtado, A., Sánchez-Salazar, M. T., Morales, J. 2002. *La minería en México*. UNAM. 126p.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2018. Sierra de Huautla. Disponible en línea: https://simec.conanp.gob.mx/ficha_pdf.php?anp=107®=7
- Conesa, H.M., Evangelou, M.W.H., Robinson, B.H., Schulin, R. 2012. A critical view of current state of phytotechnologies to remediate soils: still a promising tool? *The Scientific World Journal* Article ID 173829.
- Cortinas, C., y C. Mosler, G. 2002 *Gestión de Residuos Peligrosos*. Programa Universitario de Medio Ambiente. UNAM. 449p.
- Covarrubias, A. S., Peña-Cabriales, J. 2017. Contaminación ambiental por metales pesados en México: problemática y estrategias de fitorremediación. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 33(1):7–21.
- De la O-Toris J., Maldonado B., Martínez-Garza C. 2012. Efecto de la perturbación en la comunidad de herbáceas nativas y ruderales de una selva estacional mexicana. *Botanical Sciences* 90:469-480.
- Delgadillo-López, A. E., González-Ramírez, C. A., Prieto-García, F., Villagómez-Ibarra, J. R., Acevedo-Sandoval, O. 2011. Fitorremediación: una alternativa para eliminar la contaminación. *Tropical and subtropical agroecosystems* 14(2):597-612.

- Diario Oficial de la Nación (DOF). Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos. 2018. Diario Oficial de la Federación, publicada el 5 de febrero de 1917. Consultado en: http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/1_270818.pdf
- Diario Oficial de la Nación (DOF). 2007. AVISO por el que se informa al público en general, que la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales ha concluido la elaboración del Programa de Manejo del área natural protegida con el carácter de Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, ubicada en los municipios de Amacuzac, Puente de Ixtla, Jojutla, Tlaquiltenango y Tepalcingo, en el Estado de Morelos, establecida mediante Decreto Presidencial publicado el 8 de septiembre de 1999.
- Dirección General de Minas (DGM). 2019. Subsecretaría de Minas, SEMIP. Disponible en línea: <https://www.gob.mx/se/acciones-y-programas/mineria>
- Eissa, M. A. 2017. Phytomining: agriculture aspects. *Assiut Journal of Agriculture science* (1):1-13
- Elizondo, C., Márquez-Linares, M., A., Marín-García, M. L., y Gutiérrez-Yurrita, P. J. 2016. Flora que crece naturalmente en presas de jale minero abandonadas susceptibles de ser utilizadas en reclamación, Zimapán, Hidalgo, México. *Interciencia* 41 (7):492-498.
- Eweis, J.B., S.J. Ergas, D.P. Chang y E.D. Schroeder 1998. *Bioremediation Principles*. McGraw-Hill International Editions. 296 pp.
- Fernández-Olmo, I., E. Chacón., A. Irabien. 2003. Leaching Behavior of Lead, Chromium (III) and Zinc in Cement/Metal Oxide Systems, *Journal of Environmental Engineering* 129(6):532-538.
- Fries, J. S., Characklis, G. W., Noble, R. T. 2008. Sediment–water exchange of *Vibrio* sp. and fecal indicator bacteria: implications for persistence and transport in the Neuse River Estuary, North Carolina, USA. *Water research* 42(4-5):941-950.
- Fuentes-Reza, A. 2017. Bioacumulación y análisis de la estructura y diversidad genética de *Prosopis laevigata* por exposición a metales en Huautla, Morelos. Tesis de Licenciatura en Ciencias Ambientales, Universidad Autónoma del Estado de Morelos.
- Gadd, G. 1990. Hongos y levaduras para la acumulación de metales. *La recuperación microbiana de minerales*. McGrawHill, Nueva York, 249-276.
- García-Arreola, M. E., Flores-Vélez, L. M., Loredó-Tovías, M., Aguillón-Robles, A., Rubén, A. L., Cano-Rodríguez, I., Soriano-Pérez, S. H. 2018. Assessment of the acid drainage neutralization capacity and the toxic metals lixiviation of tailing from Guanajuato mining district, Mexico. *Environmental Earth Sciences* 77(9):1-15.
- Gardea-Torresdey, J.L., Peralta-Videa, J.R., de La Rosa, G., Parsons, J.G., 2005. Phytoremediation of heavy metals and study of the metal coordination by Xray absorption spectroscopy. *Coordination Chemistry Reviews* 249:1797–1810.
- Gene, J., Gaviria, X., Saldarriaga, J. F. 2019. Evaluation of fly ash reactivity from incineration of hazardous waste in lime pastes. *Chemical Engineering Transactions* 75:619-624.
- Geremias, R., Bortolotto, T., Wilhelm-Filho, D., Curi Pedrosa, R., Tadeu de Fávère, V. 2012. Efficacy assessment of acid mine drainage treatment with coal mining waste using *Allium cepa* L. as a bioindicator. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 79:116-121.
- Golik, S. I., Chamorro, A. M., Bezus, R., Pellegrini, A. E. 2014. Extracción y balance de nutrientes para distintas secuencias agrícolas en el noreste de la Provincia de Buenos Aires. *Revista Agronómica del Noroeste Argentino* 34(2):147-150.
- Gutiérrez, R. M. y Moreno, T. M. 1997. Los residuos de la minería mexicana. En Garfias y Ayala, J. y Barojas Weber, L. (Eds.), *Residuos peligrosos en México* 1ª. Ed. Instituto Nacional de Ecología. México, D.F., pp. 41-44.
- Hernández-Lorenzo, B. 2015 Análisis de la anatomía y morfología de *Prosopis laevigata* por acumulación de metales pesados en la Sierra de Huautla, Morelos. Tesis de Licenciatura por etapas. Universidad Autónoma del Estado de Morelos, p.62

- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). 2007a. Fuentes de contaminación en México. 2007. Disponible en: <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/372/fuentes.html>
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). 2007b. Principios y bases para una política nacional de manejo integral de residuos sólidos y prevención y control de la contaminación del suelo. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Consultado en: <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/133/principios.html>
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). 2007c. Industria minera. Consultado en: http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/16/parte3_12.html
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). 2009. Metales pesados. Disponible en línea: <http://www.inecc.gob.mx/sqre-temas/763-aqre-metales>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2002. México en cifras. Sierra de Huautla, Morelos. Disponible en línea: <http://www3.inegi.org.mx/>
- Johnson, DB, Hallberg KB 2005. Acid mine drainage remediation options: a review. *Science Total Environmental* 338(1):3-14
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H. 2001. Trace Elements in Soils and Plants. (3° ed). CRC Press. Boca, USA. 432 p.
- Keller, C., D. Hammer, A. Kayser, W. Richner, M. Brodbeck, M. Sennhauser. 2003. Root development and heavy metal phytoextraction efficiency: Comparison of different plant species in the field. *Plant Soil* 249:67-81.
- Kidd, P., Barcel, J., Berna, M.P., Navari-Izz, F., Poschenriede, C., Shile, S., Clement R., Monteroso, C. 2009. Trace element behaviour at the root-soil interface: implications in phytoremediation. *Environmental and Experimental Botany* 67: 243-259.
- Kreiner, I. 2002. Tecnologías para el tratamiento de residuos peligrosos. En: Cortinas, C. y C. Mosler (eds.). Gestión de residuos peligrosos. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Lazaro, J, Kidd P, Monteroso C. 2002. Biodisponibilidad de metales en suelos y acumulación en plantas en la Aérea de tras-os-montes (Ne Portugal): influencia del material original. *Edafología* 9: 313-328.
- Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGGEPA). 2018. Diario Oficial de la Federación (DOF) publicada el 28 de enero de 1988. Consultado en: http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/148_050618.pdf
- Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR). 2018. Diario Oficial de la Federación (DOF) publicada el 8 de octubre de 2003. Consultado en: http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/263_190118.pdf
- López, H. J. R. 2007. Impacto social de la creación de la reserva de la biósfera Sierra de Huautla y la aplicación de la LGEEPA en las comunidades el Limón, Ajuchitlan y los Sauces, Morelos. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma Chapingo, México.
- López-Martínez, S., Gallegos-Martínez, M. E., Pérez Flores, L. J., Gutiérrez Rojas, M. 2005. Mecanismos de fitorremediación de suelos contaminados con moléculas orgánicas xenobióticas. *Revista internacional de contaminación ambiental* 21(2):91-100.
- Malviya, R., Chaudhary, R. 2006. Factors affecting hazardous waste solidification/stabilization: A review. *Journal of Hazardous Materials* 137(1):267-276.
- Manríquez-Bucio, Y., Claudio, G. O., Torres, P. S. U. 2018. Resistencia ante proyectos minero-energéticos: De la oposición local a la regionalización en la sierra norte de Puebla, México. *Journal of Latin American Geography* 17(1):59-85.
- Marín-Castro, M., Flores, V. T., Vega, R. C. Fleites, G. L. 2015. Adsorción de Cu y Cd por la biomasa micelial de tres cepas *Pleurotus*, hongo de la pudrición blanca. *Geominas* 43(67):109-115

- Martínez-Becerril, C. 2009. Efecto de los metales pesados en jales mineros sobre la comunidad vegetal de la microcuenca Huautla y el daño genotóxico en su herbívoro dominante *Peromyscus levipes* (Rodentia: Muridae). Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Querétaro, México.
- McGrath, S.P., E. Lombi, C.W. Gray, N. Caille, S.J. Dunham, F.J. Zhao. 2006. Field evaluation of Cd and Zn phytoextraction potential by the hyperaccumulators *Thlaspi caerulescens* and *Arabidopsis halleri* *Environmental Pollution* 141(1):115-125.
- McKay, G. 2002. Dioxin characterisation, formation and minimisation during municipal solid waste (MSW) incineration. *Chemical Engineering Journal* 86(3):343-368.
- Mejía, J., Carrizalez, L., Rodríguez, V.M., Jiménez-Capdeville, M.E., Díaz-Barriga, F. 1999. Un método para la evaluación de riesgos para la salud en zonas mineras. *Salud Pública México* 41(2): S132-S140.
- Méndez, J. P., Ramírez, C. A. G., Gutiérrez, A. D. R., García, F. P. 2009. Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 10(1): 29-44.
- Mendez, M.O., Maier, R.M. 2008. Phytostabilization of mine tailings in arid and semiarid environments: an emerging remediation technology. *Environmental Health Perspectives* 116: 278-283.
- Méndez-Ramírez, M., Armienta-Hernández, M. A. 2012. Distribución de Fe, Zn, Pb, Cu, Cd y As originada por residuos mineros y aguas residuales en un transecto del Río Taxco en Guerrero, México. *Revista mexicana de ciencias geológicas* 29(2):450-462.
- Montaño, M. A. C., Velásquez, L. R. S., López, M. D. R. P., Guzmán, R. C. 2003. Calidad y potencial forrajero de especies del bosque tropical caducifolio de la Sierra de Manantlán, México. *Agrociencia* 37(2):203-210.
- Moreno, G. R., Monroy, M. G., Pedro C. E. 2009. Evaluación geoquímica de residuos mineros "jales o colas" de mineralización de tipo epitermal, Hidalgo, México. *Revista geológica de América Central* 41: 79-98.
- Mosler, C. 2012. Situación actual de los residuos peligrosos. En: Cortinas, C. y C. Mosler (eds).
- Murillo-Herrera, A.I. 2015. Detección de daño genotóxico en *Prosopis laevigata* de los jales de la Sierra de Huautla, Morelos, México provocado por metales pesados. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Mussali-Galante, P. 2013. Análisis de poblaciones de *Peromyscus* sp. (RODENDIA: MURIDAE) asociadas a jales dentro de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, Morelos, México: un enfoque ecotoxicogenómico. Tesis de doctorado. Instituto de investigaciones biomédicas. Universidad Nacional Autónoma de México. D. F. México. 180 p.
- Navar, J. 2009. Allometric equations for tree species and carbon stocks for forests of northwestern Mexico. *Forest ecology and Management* 257(2):427-434.
- Navarro-Aviñó, J.P., Aguilar Alonso, I., López-Moya, J.R. 2007. Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. *Ecosistemas* 16(2):10-25.
- Nedelkoska, T.V., Doran, P.M. 2000. Characteristics of heavy metal uptake by plant species with potential for phytoremediation and phytomining. *Minerals Engineering* 13(5):549-561.
- Norma Mexicana, NMX-AA-132-SCFI-2006. Muestreo de suelos para la identificación y la cuantificación de metales y metaloides, y manejo de la muestra (cancela a la NMX-AA-132-SCFI-2006). Consultado en: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?Codigo=5475373&fecha=06/03/2017&print=true
- Norma Oficial Mexicana, NOM-021-SEMARNAT-2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudio, muestreo y análisis. Disponible en línea: <http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/libros2009/DO2280n.pdf>
- Norma Oficial Mexicana, NOM-052-SEMARNAT-2005. Que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos. Secretaría de

- Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación (DOF) publicada el 23 de junio de 2006. Consultado en: <http://www.dof.gob.mx/normasOficiales/1055/SEMARNA/SEMARNA.htm>
- Norma Oficial Mexicana, NOM-053-SEMARNAT-2003. Que establece el procedimiento para llevar a cabo la prueba de extracción para determinar los constituyentes que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente. Diario Oficial de la Federación (DOF) publicada el 23 de abril de 2003. Consultado en: https://www.cmic.org.mx/comisiones/Sectoriales/medioambiente/Varios/Leyes_y_Normas_SEMARNAT/NOM/Residuos%20Peligrosos/14.%201993.pdf
- Norma Oficial Mexicana, NOM-141-SEMARNAT-2003. Que establece el procedimiento para caracterizar los jales, así como las especificaciones y criterios para la caracterización y preparación del sitio, proyecto, construcción, operación y postoperación de presas de jales. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación (DOF) publicada 13 de septiembre de 2004. Consultado en: http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=661988&fecha=13/09/2004
- Norma Oficial Mexicana, NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación (DOF) publicada 02 de marzo de 2007. Consultado en: http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4964569&fecha=02/03/2007
- Norma Oficial Mexicana, NOM-157-SEMARNAT-2009. Que establece los elementos y procedimientos para instrumentar planes de manejo de residuos mineros. Diario Oficial de la Federación (DOF) publicada el 30 de agosto de 2011. Consultado en: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5206928&fecha=30/08/2011
- Núñez-López, R. A., Y. Meas-Vong, R. Ortega y E. Olguín. 2003. Aprovechamiento del lirio acuático para el tratamiento de aguas contaminadas con plomo. Memorias del Simposio "La Investigación y el Desarrollo Tecnológico en Querétaro 2003", CONCYTEQ, Querétaro, Qro. Octubre 2003, 1-10 p.
- Olivares-Pérez, J., Avilés-Nova, F., Albarrán-Portillo, B., Rojas-Hernández, S., Castelán-Ortega, O. A. 2011. Identificación, usos y medición de leguminosas arbóreas forrajeras en ranchos ganaderos del sur del estado de México. *Tropical and subtropical agroecosystems* 14(2):739-748.
- Oropesa, Ortuno, L., Oropesa, Garcia, J. C., Oropesa, Garcia, F. 2005. Manual internacional de investigación y control químico antinarcóticos. *FTM editors, La Paz, Bolivia*.
- Orozco-Lugo, C. L., A. Guillén-Servent, D. Valenzuela-Galván, H. T. Arita., N. A. Mariano-Bonigo. 2017. Variación espacio-temporal en la actividad relativa de murciélagos insectívoros aéreos en la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, Morelos. *Áreas Naturales Protegidas Scripta* 3:37-57.
- Paillat, T, E. Moreau, P.O Grimaud y G. Touchard 2000. Electrokinetic phenomena in porous media applied to soil decontamination. *IEEE Transactions on Dielectrics and Electrical Insulation* 7: 693-704.
- Polletini, A., Pomi, R., Valente, M. 2004. Remediation of Heavy Metal-Contaminated Soil by Means of Agglomeration. *Journal of Environmental Science and Health* A39:999-1010.
- Prieto-García, F., Callejas, H.J., Lechuga, M.A., Gaytán, J.C., Barrado, E.E. 2005. Acumulación en tejidos vegetales de Arsénico provenientes de aguas y suelos de Zimapán estado de Hidalgo, México. *Bioagro* 17:129-135.
- Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA). 1998. Informe Trianual 1995-1997. PROFEPA, SEMARNAP. México.
- Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de Residuos, (PNPGIR). 2009-2012. Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de Residuos 2009-2012. Disponible en: www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/187438/pnp_gir_2009-2012.pdf
- Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de Residuos, (PNPGIR). 2017-2018. Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de Residuos 2017-2018. Disponible en línea: dsiappsdev.semarnat.gob.mx/datos/portal/publicaciones/PNPGIR%20_2017-2018.pdf

- Puga, S., Sosa, M., de la Mora, A., Pinedo, C., Jiménez, J. 2006. Concentraciones de As y Zn en vegetación nativa cercana a una presa de jales. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 22:75–82.
- Quina, M.J.; Bordado, J.C.; Quinta-Ferreira, R.M. 2008. Treatment and use of air pollution control residues from MSW incineration: An overview. *Waste Management* 28:2097-2121.
- Rebollo-Salinas, D.B. 2019. Biomagnificación de metales pesados en una cadena trófica en los jales de Huautla, Morelos. Tesis de Licenciatura en Biología, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM). 96pp.
- Reglamento de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (RLGPGIR). 2014. Diario Oficial de la Federación (DOF) publicada el 30 de noviembre de 2006. Consultado en: http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/regley/Reg_LGPGIR_311014.pdf
- Reyes, N. R. R., Vargas, L. E., Pérez, S. S. 2018. Termo-cinética de la lixiviación de plomo a partir de baterías recicladas. *Ingeniería y Desarrollo* 36(1):155-171.
- Reyes, Y., Vergara, I., Torres, O., Lagos, M. D., Jimenez, E. E. G. 2016. Contaminación por metales pesados: Implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria. *Ingeniería Investigación y Desarrollo* 16(2):66-77.
- Riser-Roberts, E. 1998. Remediation of petroleum contaminated soils: biological, physical, and chemical processes. CRC press.
- Robinson, B.H., Brooks, R.R., Clothier, B.E., 1999. Soil amendments affecting nickel and cobalt uptake by *Berkheya coddii*: potential use for phytomining and phytoremediation. *Annals of Botany* 84:689–694.
- Rodríguez, T., Maldonado, B., Arias, D. M., Rueda, R. 2005. Diagnóstico de los sistemas productivos en ocho localidades de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, Morelos.
- Rojas-Rodríguez, J. 2011. El papel de la minería en la configuración territorial y la problemática socio-ambiental del municipio de cerro de San Pedro en el estado de San Luis Potosí. UNAM, Facultad de Economía. Especialización en economía ambiental y ecológica.
- Romero-Salvador, A. 2010. La incineradora de residuos: ¿Está justificado el rechazo social? *Revista de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 104:175-187.
- Rosas-Domínguez, A., Peña Luna, A., Ramos Rodríguez, G., Izumikawa, C., Aguilar, G., Velasco Trejo, J., Flores Martínez, S., Díaz Ramos, A., Magdaleno Gutiérrez, A., García Romero, L., Salgado Figueroa, P. 2003. Evaluación de la incineración de residuos peligrosos. *Gaceta Ecológica* 66: 27-40.
- Romero, F. M., Armienta, M. A., Gutiérrez, M. E., Villaseñor, G. 2008. Factores geológicos y climáticos que determinan la peligrosidad y el impacto ambiental de jales mineros. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 24: 43–54.
- Rosas-Ramírez, M. E. 2018. Relación entre la bioacumulación de metales pesados y la concentración de clorofila en *Sanvitalia procumbens*. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos.
- Ruda de Schenquer, E.E., Mongiello, A., Acosta, A. 2004. Contaminación y salud del suelo. Ed. UNL. Argentina. pp. 39
- Ruiz, H. E.A., Armienta, H M.A. 2012. Acumulación de arsénico y metales pesados en maíz en suelos cercanos a jales o residuos mineros. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 28(2):103-117.
- Ruiz-Olivares A., Carrillo-González R., González-Chávez M.C.A., Soto-Hernández R.M. 2013. Potential of castor bean (*Ricinus communis* L.) for phytoremediation of mine tailings and oil production. *Journal of Environmental Management*. 15: 316- 323.
- Rzedowski, GCdJ., Rzedowski, J., colaboradores. 2005. Flora fanerogámica del Valle de México. Instituto de Ecología, A.C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Pátzcuaro (Michoacán). 1406 pp.

- Santoyo-Martínez, M. 2016. Bioacumulación, daño genotóxico y cambios en la estructura y morfología foliar de *Acacia farnesiana* en los jales de Huautla, Morelos. Maestría en Biología Integrativa de la Biodiversidad y la Conservación. UAEM.
- Saucedo, P. E. 2014. Suelos contaminados con elementos potencialmente tóxicos. Un nuevo método de detección. Ed. Palibrio.
- Secretaría de Desarrollo Social (SEDESOL). 2001. Manual Técnico-Administrativo para el Servicio de Limpia Municipal. 89-97.
- Secretaría de Economía (SE). 2019. Minería: México en el mundo. Consultado en: <https://www.gob.mx/se/acciones-y-programas/mineria>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2006. Bases para Legislar la Prevención y Gestión Integral de Residuos. Cortinas de Nava, C. Dirección General de Gestión Integral de Materiales y Actividades Riesgosas (DGGIMAR).
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2007a. Tecnologías de remediación. Consultado en: <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/372/tecnolog.html>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2007b. Tecnologías de remediación para suelos contaminados por EPT. Consultado en: <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/459/cap4.html>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2019. Empresas autorizadas para el manejo de residuos peligrosos. Consultado en: <https://www.gob.mx/semarnat/documentos/empresas-autorizadas-para-el-manejo-de-residuos-peligrosos>.
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2001. Bases de política para la prevención de la contaminación del suelo y su remediación.
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2009. Estudio para elaborar el diagnóstico básico para la gestión integral de residuos mineros. Realizado por Francisco Querol Suñe para la Dirección General de Energía y Actividades Extractivas de la Subsecretaría de Fomento y Normatividad Ambiental de la SEMARNAT.
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2012. Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos 2012. Realizado por Gutiérrez, A, V, J., Ramírez, H, I., Encarnación, A, G., Medina, A, A., Cortinas, N, C., Díaz Terán, O, M, O., Jiménez, P, J y Mendoza, U, R. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) y el Centro Nacional de Investigación y Capacitación Ambiental (CENICA).
- Segura-Bailón, B.A. 2018. Lixiviación y recuperación selectivas de cobre a partir de basura electrónica. Maestría en Ciencias (Ingeniería Química), Universidad Autónoma Metropolitana (UAM-I). 65 p.
- Sellers, K. 1999. Fundamentals of Hazardous Waste Site Remediation. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Simple, K.T., B.J. Reid y T.R. Fermor 2001. Impact of composting strategies on the treatment of soils contaminated with organic pollutants. *Environmengal Pollution* 112: 269-283.
- Serrem, C. K., López-Castañeda, C., Kohashi-Shibata, J. 2009. Efecto del nivel de humedad y nitrógeno en el suelo en el comportamiento de maíces híbridos y criollos de los Valles Altos de México. *Agronomía Costarricense* 33(1):103-120.
- Servicio Geológico Mexicano (SGM). 2017. Panorama Minero del Estado de Morelos. Secretaría de Economía.
- Servicio Geológico Mexicano (SGM). 2018. Anuario Estadístico de la Minería Mexicana, 2017. Consultado en: http://www.sgm.gob.mx/productos/pdf/Anuario_2017_Edicion_2018.pdf
- Sheoran, V., A. S. Sheoran., P. Poonia. 2009. Phytomining: A Review. *Minerals Engineering* 22(12):1007-1019. doi: <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2009.04.001>.

- Silveira, B.I., Dantas, AEM., Blasques, JEM. 2003a. Effectiveness of Cement-Based Systems for Stabilization and Solidification of Spent Pot Liner Inorganic Fraction, *Journal of Hazardous Materials* 98:183-190.
- Silveira, M.L.A., Alleoni, L.R.F., Guilherme L.R.G. 2003b. Biosolids and heavy metals in soils. *Scientia Agricola* 60 (4):793-806.
- Sistema Integral sobre Economía Minera (SINEM). 2019. Consultado en: <https://www.gob.mx/sgm/articulos/utiliza-el-sistema-integral-sobre-economia-minera-sinem?idiom=es>
- Smaniotto, A., Antunes, A.I., Filho, I.D., Venquiaruto, L.D., Oliveira, D.D., Mossi, A.J., Luccio, M.D., Treichel, H., Dallago, R.M. 2009. Qualitative lead extraction from recycled lead-acid batteries slag. *Journal of Hazardous Materials* (172):1677-1680.
- Solís-Miranda, B.M. 2016. Aislamiento de bacterias de jales mineros y análisis de su potencial para la remediación de sitios contaminados con metales pesados. Tesis de Maestría. Centro de Investigación en Biotecnología. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. 147pp.
- Souza, F.J., Dolder, H., Cortelazzo, A.L. 2005. Effect of excess cadmium and zinc ion on roots and shoots of maize seedlings. *Journal Plant Nutrition* 28(11):1923-1931.
- Srivastava, NK, Ram, LC, Masto E. 2014. Reclamation of overburden and lowland in coal mining area with fly ash and selective plantation: A sustainable ecological approach. *Ecological engineering* 71: 479-489.
- Stone, A. D., O'Shaughnessy, J. C. 2005. Chapter 15: sorption, desorption and leaching transport of heavy metals in soils common to New England. In: *Contaminated Soils, Sediments and Water*, 189-249. Springer, Boston, MA.
- Tarbutck, E.J., Lutgens, F.K. 2005. Ciencias de la Tierra: Una introducción a la Geología física. 8ª ed. 710 pp. Pearson Prentice Hall.
- Tovar-Sánchez, E., Cervantes, L. T, Martínez, C., Rojas, E., Valverde, M., Ortiz-Hernández, M. L. y Mussali-Galante, P. 2012. Comparison of two wild rodent species as sentinels of environmental contamination by mine tailings. *Environmental Science and Pollution Research* 19:1677-1686.
- Tovar-Sánchez, E., Cervantes-Ramírez, T., Castañeda-Bautista, J., Gómez-Arroyo, S., Ortiz-Hernández, L., Sánchez-Salinas, E., Mussali-Galante P. 2018. Response of *Zea mays* to multimetal contaminated soils: a multibiomarker approach. *Ecotoxicology* 27:1161-1177.
- Trujillo, L. 2002. Capítulo II-III. En Trujillo, L., Participación local, manejo y conservación de los recursos naturales en la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, Morelos. Tesis para obtener el grado de maestría en Desarrollo Rural. Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco.
- Tsydenova, N., Morillas, A. V., Hernández, Á. M., Soria, D. R., Wilches, C., Pehlken, A. 2018. Feasibility and Barriers for Anaerobic Digestion in Mexico City. *Sustainability* 11(15):4114.
- Udoeyo, F.F, Inyang, H., Young, DT. 2006. Potencial of Wood Waste Ash as an Additive in Concrete, *Journal of Materials in Civil Engineering* 18(4):605-611.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2006. Guide to site and soil description for hazardous waste site characterization: Metals. EPA-US. Estados Unidos de América. 288 pp.
- Vamerali, T., Bandiera, M., Mosca, G. 2010. Field crops for phytoremediation of metal-contaminated land. A review. *Environmental Chemical Letters* 8:1-17.
- Van Cauwenberghe, L. 1997. Electrokinetics. Technology Evaluation Reports TO-97-03. GWRTAC E Series. USA. Disponible en: <http://www.gwrtac.org>
- Van Deuren, J., T. Lloyd, S. Chetry, R. Liou y J. Peck. 2002. Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, 4th Edition. Technology Innovation Office, EPA Platinum International, Inc. Disponible en Internet en: http://www.frtr.gov/matrix2/top_page.html.

- Velarde, E. S., L. A. Cruz. 2015. La fauna silvestre y su relación con el bienestar de tres comunidades de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, Morelos. *Etnobiología* 13(1): 39-52.
- Vergara-Allende, C. 2019. Bioacumulación de metales pesados y daño genotóxico en cultivos de traspatio *Zea mays* L. (raza pepitilla) en suelos expuesto a jales mineros, en Huautla, Morelos: bases para generar una propuesta de mitigación. Tesis de maestría. Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación (CIByC). Universidad Autónoma del Estado de Morelos. México. 63 pp.
- Villa, L. C., Agudelo, W. S., Rojas, N. R. 2018. Estudio termodinámico de la lixiviación de plomo reciclado con citrato de sodio. *Ciencia en Desarrollo* 9:119-126.
- Volke, S. T., Velasco, T. J.A., Rosa, P. D.A. 2005. Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación. Instituto Nacional de Ecología.
- Volke, T. y Velasco J. 2002. Tecnologías de remediación para suelos contaminados. México: INE-SEMARNAT, 2002, 64 pp.
- Wei, Z., Xi, B., Zhao, Y., Wang, S., Liu, H., Jiang, Y. 2007. Effect of inoculating microbes in municipal solid waste composting on characteristics of humic acid. *Chemosphere* 68(2):368-374.
- Wilson-Corral, V., Anderson, C., Rodríguez-Lopez, M., Arenas-Vargas, M., Lopez-Perez, J. 2011. Phytoextraction of gold and copper from mine tailings with *Helianthus annuus* L. and *Kalanchoe serrata* L. *Minerals Engineering* 24:1488-1494.
- Wilson-Corral, V., C. W.N. Anderson., Rodríguez-Lopez, M. 2012. Gold Phytomining. A Review of the Relevance of This Technology to Mineral Extraction in the 21st Century. *Journal of Environmental Management* 111:249-257. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.07.037>.
- Yerena-Yamallel, J. I., Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, O. A., Treviño-Garza, E. J. 2011. Concentración de carbono en la biomasa aérea del matorral espinoso tamaulipeco. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente* 17(2): 283-291.
- Young, R. 2012. Soil properties and behaviour (Vol. 5). Elsevier.
- Zhu, X., He, X.F., Yang, J., Gao, L., Liu, J., Yang, D., Sun, X., Zhang, W., Wang, Q., Kumar, R.V. 2013. Leaching of spent lead acid battery paste components by sodium citrate and acetic acid. *Journal of Hazardous Materials* 250:387-396.

13. Anexo

Tabla 17. Análisis financiero fitominero en *Pithecellobium dulce* de los metales Cu, Pb y Zn. Basado en el modelo de Wilson *et al.* (2012).

Concepto	Nota	Costo en US \$
Costo agrícola (por ha)		1630
Precio del producto químico (\$)	\$8/kg	
Tasa de aplicación a 0.25 g/ kg suelo	Volumen total necesario: 180 kg	
Costo del reactivo químico		1440
Costo de aplicación del reactivo químico		500
Monitoreo de cultivos		2200
Costo de producción de biomasa/ha		5770
Biomasa (kg/ha)	236.55	
Concentración de Cu (mg/kg)	0.22	
Incineración a \$250/ton		6
Conversión a ceniza 10%	0.024/ton	
Costo de operación	\$1000/ton	24
Costo capital	\$480/ton	11.52
Costo de recuperación de Cu/ha		41.52
Cu recuperado (asume 100% en g)	0.052	
Precio de mercado del Cu \$US/lb	2.817	
Precio de mercado del Cu \$US/g	1277.76	
Valor del Cu extraído en dólares		66.50
Valor total de la cosecha/ha		66.50
Ganancia bruta/ha (Valor-Costo)		-5,745.02
Conversión de USD a MXN	19.12	-109,844.86

Concepto	Nota	Costo en US \$
Costo agrícola (por ha)		1630
Precio del producto químico (\$)	\$8/kg	
Tasa de aplicación a 0.25 g/ kg suelo	Volumen total necesario: 180 kg	
Costo del reactivo químico		1440
Costo de aplicación del reactivo químico		500
Monitoreo de cultivos		2200
Costo de producción de biomasa/ha		5770
Biomasa (kg/ha)	236.55	
Concentración de Pb (mg/kg)	0.56	
Incineración a \$250/ton		6

Conversión a ceniza 10%	0.024/ton	
Costo de operación	\$1000/ton	24
Costo capital	\$480/ton	11.52
	Costo de recuperación de Pb/ha	41.52
Pb recuperado (asume 100% en g)	0.132	
Precio de mercado del Pb \$US/lb	0.893	
Precio de mercado del Pb \$US/g	405.01	
Valor del Pb extraído en dólares		53.65
	Valor total de la cosecha/ha	53.65
Ganancia bruta/ha (Valor-Costo)		-5,757.87
Conversión de USD a MXN	19.12	-110,090.46

Concepto	Nota	Costo en US \$
Costo agrícola (por ha)		1630
Precio del producto químico (\$)	\$8/kg	
Tasa de aplicación a 0.25 g/ kg suelo	Volumen total necesario: 180 kg	
Costo del reactivo químico		1440
Costo de aplicación del reactivo químico		500
Monitoreo de cultivos		2200
	Costo de producción de biomasa/ha	5770
Biomasa (kg/ha)	236.55	
Concentración de Zn (mg/kg)	2.47	
Incineración a \$250/ton		6
Conversión a ceniza 10%	0.024/ton	
Costo de operación	\$1000/ton	24
Costo capital	\$480/ton	11.52
	Costo de recuperación de Zn/ha	41.52
Zn recuperado (asume 100% en g)	0.585	
Precio de mercado del Zn \$US/lb	1.251	
Precio de mercado del Zn \$US/g	567.38	
Valor del Zn extraído en dólares		331.91
	Valor total de la cosecha/ha	331.91
Ganancia bruta/ha (Valor-Costo)		-5,479.61
Conversión de USD a MXN	19.12	-104,770.13

Tabla 18. Análisis financiero fitominero en *Prosopis laevis* de los metales Cu, Pb y Zn. Basado en el modelo de Wilson *et al.* (2012).

Concepto	Nota	Costo en US \$
Costo agrícola (por ha)		1630
Precio del producto químico (\$)	\$8/kg	
Tasa de aplicación a 0.25 g/ kg suelo	Volumen total necesario: 180 kg	
Costo del reactivo químico		1440
Costo de aplicación del reactivo químico		500
Monitoreo de cultivos		2200
Costo de producción de biomasa/ha		5770
Biomasa (kg/ha)	11340	
Concentración de Cu (mg/kg)	44.54	
Incineración a \$250/ton		283.5
Conversión a ceniza 10%	1.134 ton	
Costo de operación	\$1000/ton	1134
Costo capital	\$480/ton	544.32
Costo de recuperación de Cu/ha		1961.82
Cu recuperado (asume 100% en g)	505.08	
Precio de mercado del Cu \$US/lb	2.817	
Precio de mercado del Cu \$US/g	1277.76	
Valor del Cu extraído en dólares		645368.38
Valor total de la cosecha/ha		645368.38
Ganancia bruta/ha (Valor-Costo)		637,636.56
Conversión de USD a MXN	19.12	12,191,610.95

Concepto	Nota	Costo en US \$
Costo agrícola (por ha)		1630
Precio del producto químico (\$)	\$8/kg	
Tasa de aplicación a 0.25 g/ kg suelo	Volumen total necesario: 180 kg	
Costo del reactivo químico		1440
Costo de aplicación del reactivo químico		500
Monitoreo de cultivos		2200
Costo de producción de biomasa/ha		5770
Biomasa (kg/ha)	11340	
Concentración de Pb (mg/kg)	335.728	
Incineración a \$250/ton		283.5
Conversión a ceniza 10%	1.134/ton	
Costo de operación	\$1000/ton	1134

Costo capital	\$480/ton	544.32
	Costo de recuperación de Pb/ha	1961.82
Pb recuperado (asume 100% en g)	3,807.16	
Precio de mercado del Pb \$US/lb	0.893	
Precio de mercado del Pb \$US/g	405.01	
Valor del Pb extraído en dólares		1541936.06
	Valor total de la cosecha/ha	1541936.06
Ganancia bruta/ha (Valor-Costo)		1,534,204.24
<hr/>		
Conversión de USD a MXN	19.12	29,333,985.01
<hr/>		

Concepto	Nota	Costo en US \$
Costo agrícola (por ha)		1630
Precio del producto químico (\$)	\$8/kg	
Tasa de aplicación a 0.25 g/ kg suelo	Volumen total necesario: 180 kg	
Costo del reactivo químico		1440
Costo de aplicación del reactivo químico		500
Monitoreo de cultivos		2200
	Costo de producción de biomasa/ha	5770
Biomasa (kg/ha)	11340	
Concentración de Zn (mg/kg)	1226.15	
Incineración a \$250/ton		283.5
Conversión a ceniza 10%	1.134/ton	
Costo de operación	\$1000/ton	1134
Costo capital	\$480/ton	544.32
	Costo de recuperación de Zn/ha	1961.82
Zn recuperado (asume 100% en g)	13,904.58	
Precio de mercado del Zn \$US/lb	1.251	
Precio de mercado del Zn \$US/g	567.38	
Valor del Zn extraído en dólares		7889180.99
	Valor total de la cosecha/ha	7889180.99
Ganancia bruta/ha (Valor-Costo)		7,881,449.17
<hr/>		
Conversión de USD a MXN	19.12	150,693,308.17
<hr/>		

Tabla 19. Análisis financiero fitominero en *Sanvitalia procumbens* de los metales Pb y Zn. Basado en el modelo de Wilson *et al.* (2012).

Concepto	Nota	Costo en US \$
Costo agrícola (por ha)		1630
Precio del producto químico (\$)	\$8/kg	
Tasa de aplicación a 0.25 g/ kg suelo	Volumen total necesario: 180 kg	
Costo del reactivo químico		1440
Costo de aplicación del reactivo químico		500
Monitoreo de cultivos		2200
	Costo de producción de biomasa/ha	5770
Biomasa (kg/ha)	98.4	
Concentración de Pb (mg/kg)	8.645	
Incineración a \$250/ton		2.45
Conversión a ceniza 10%	0.00984/ton	
Costo de operación	\$1000/ton	9.84
Costo capital	\$480/ton	4.7232
	Costo de recuperación de Pb/ha	17.01
Pb recuperado (asume 100% en g)	0.85	
Precio de mercado del Pb \$US/lb	0.893	
Precio de mercado del Pb \$US/g	405.01	
Valor del Pb extraído en dólares		344.53
	Valor total de la cosecha/ha	344.53
Ganancia bruta/ha (Valor-Costo)		-5,442.48
Conversión de USD a MXN	19.12	-104,060.30

Concepto	Nota	Costo en US \$
Costo agrícola (por ha)		1630
Precio del producto químico (\$)	\$8/kg	
Tasa de aplicación a 0.25 g/ kg suelo	Volumen total necesario: 180 kg	
Costo del reactivo químico		1440
Costo de aplicación del reactivo químico		500
Monitoreo de cultivos		2200
	Costo de producción de biomasa/ha	5770
Biomasa (kg/ha)	98.4	
Concentración de Zn (mg/kg)	2.23	
Incineración a \$250/ton		2.45
Conversión a ceniza 10%	0.00984/ton	
Costo de operación	\$1000/ton	9.84

Costo capital	\$480/ton	4.7232
	Costo de recuperación de Zn/ha	17.01
Zn recuperado (asume 100%)	0.22	
Precio de mercado del Zn \$US/lb	1.251	
Precio de mercado del Zn \$US/g	567.38	
Valor del Zn extraído en dólares		124.50
	Valor total de la cosecha/ha	124.50
Ganancia bruta/ha (Valor-Costo)		-5,662.51
<hr/>		
Conversión de USD a MXN	19.12	-108,267.23
<hr/>		

Tabla 20. Análisis financiero fitominero en *Vachellia farnesiana* de los metales Cu, Pb y Zn. Basado en el modelo de Wilson *et al.* (2012).

Concepto	Nota	Costo en US \$
Costo agrícola (por ha)		1630
Precio del producto químico (\$)	\$8/kg	
Tasa de aplicación a 0.25 g/ kg suelo	Volumen total necesario: 180 kg	
Costo del reactivo químico		1440
Costo de aplicación del reactivo químico		500
Monitoreo de cultivos		2200
	Costo de producción de biomasa/ha	5770
Biomasa (kg/ha)	3630	
Concentración de Cu (mg/kg)	0.081	
Incineración a \$250/ton		90.75
Conversión a ceniza 10%	0.363/ton	
Costo de operación	\$1000/ton	363
Costo capital	\$480/ton	174.24
	Costo de recuperación de Cu/ha	627.99
Cu recuperado (asume 100% en g)	0.29403	
Precio de mercado del Cu \$US/lb	2.817	
Precio de mercado del Cu \$US/g	1277.76	
Valor del Cu extraído en dólares		375.700
	Valor total de la cosecha/ha	375.700
Ganancia bruta/ha (Valor-Costo)		-6,022.290
Conversión de USD a MXN	19.12	-115,146.189

Concepto	Nota	Costo en US \$
Costo agrícola (por ha)		1630
Precio del producto químico (\$)	\$8/kg	
Tasa de aplicación a 0.25 g/ kg suelo	Volumen total necesario: 180 kg	
Costo del reactivo químico		1440
Costo de aplicación del reactivo químico		500
Monitoreo de cultivos		2200
	Costo de producción de biomasa/ha	5770
Biomasa (kg/ha)	3630	
Concentración de Pb (mg/kg)	0.149	
Incineración a \$250/ton		90.75
Conversión a ceniza 10%	0.363/ton	
Costo de operación	\$1000/ton	363

Costo capital	\$480/ton	174.24
	Costo de recuperación de Pb/ha	627.99
Pb recuperado (asume 100% en g)	0.540	
Precio de mercado del Pb \$US/lb	0.893	
Precio de mercado del Pb \$US/g	405.01	
Valor del Pb extraído en dólares		219.058
	Valor total de la cosecha/ha	219.058
Ganancia bruta/ha (Valor-Costo)		-6,178.932
<hr/>		
Conversión de USD a MXN	19.12	-118,141.184
<hr/>		

Concepto	Nota	Costo en US \$
Costo agrícola (por ha)		1630
Precio del producto químico (\$)	\$8/kg	
Tasa de aplicación a 0.25 g/ kg suelo	Volumen total necesario: 180 kg	
Costo del reactivo químico		1440
Costo de aplicación del reactivo químico		500
Monitoreo de cultivos		2200
	Costo de producción de biomasa/ha	5770
Biomasa (kg/ha)	3630	
Concentración de Zn (mg/kg)	2.497	
Incineración a \$250/ton		90.75
Conversión a ceniza 10%	0.363/ton	
Costo de operación	\$1000/ton	363
Costo capital	\$480/ton	174.24
	Costo de recuperación de Zn/ha	627.99
Zn recuperado (asume 100% en g)	9.064	
Precio de mercado del Zn \$US/lb	1.251	
Precio de mercado del Zn \$US/g	567.38	
Valor del Zn extraído en dólares		5142.79
	Valor total de la cosecha/ha	5,142.79
Ganancia bruta/ha (Valor-Costo)		-1,255.20
<hr/>		
Conversión de USD a MXN	19.12	-23,999.33
<hr/>		

Tabla 21. Análisis financiero fitominero en *Zea mays* de los metales Cu, Pb y Zn. Basado en el modelo de Wilson *et al.* (2012).

Concepto	Nota	Costo en US \$
Costo agrícola (por ha)		1630
Precio del producto químico (\$)	\$8/kg	
Tasa de aplicación a 0.25 g/ kg suelo	Volumen total necesario: 180 kg	
Costo del reactivo químico		1440
Costo de aplicación del reactivo químico		500
Monitoreo de cultivos		2200
	Costo de producción de biomasa/ha	5770
Biomasa (kg/ha)	15025	
Concentración de Cu (mg/kg)	0.552	
Incineración a \$250/ton		375
Conversión a ceniza 10%	1.50/ton	
Costo de operación	\$1000/ton	1500
Costo capital	\$480/ton	720
	Costo de recuperación de Cu/ha	2595
Cu recuperado (asume 100% en g)	8.29	
Precio de mercado del Cu \$US/lb	2.817	
Precio de mercado del Cu \$US/g	1277.76	
Valor del Cu extraído en dólares		10597.49
	Valor total de la cosecha/ha	10597.49
Ganancia bruta/ha (Valor-Costo)		2,232.49
Conversión de USD a MXN	19.12	42,685.13

Concepto	Nota	Costo en US \$
Costo agrícola (por ha)		1630
Precio del producto químico (\$)	\$8/kg	
Tasa de aplicación a 0.25 g/ kg suelo	Volumen total necesario: 180 kg	
Costo del reactivo químico		1440
Costo de aplicación del reactivo químico		500
Monitoreo de cultivos		2200
	Costo de producción de biomasa/ha	5770
Biomasa (kg/ha)	15025	
Concentración de Pb (mg/kg)	3.882	
Incineración a \$250/ton		375
Conversión a ceniza 10%	1.50/ton	
Costo de operación	\$1000/ton	1500

Costo capital	\$480/ton	720
	Costo de recuperación de Pb/ha	2595
Pb recuperado (asume 100% en g)	58.33	
Precio de mercado del Pb \$US/lb	0.893	
Precio de mercado del Pb \$US/g	405.01	
Valor del Pb extraído en dólares		23623.04
	Valor total de la cosecha/ha	23623.04
Ganancia bruta/ha (Valor-Costo)		15,258.04
Conversión de USD a MXN	19.12	291,733.70

Concepto	Nota	Costo en US \$
Costo agrícola (por ha)		1630
Precio del producto químico (\$)	\$8/kg	
Tasa de aplicación a 0.25 g/ kg suelo	Volumen total necesario: 180 kg	
Costo del reactivo químico		1440
Costo de aplicación del reactivo químico		500
Monitoreo de cultivos		2200
	Costo de producción de biomasa/ha	5770
Biomasa (kg/ha)	15025	
Concentración de Zn (mg/kg)	0.912	
Incineración a \$250/ton		375
Conversión a ceniza 10%	1.50/ton	
Costo de operación	\$1000/ton	1500
Costo capital	\$480/ton	720
	Costo de recuperación de Zn/ha	2595
Zn recuperado (asume 100% en g)	13.70	
Precio de mercado del Zn \$US/lb	1.251	
Precio de mercado del Zn \$US/g	567.38	
Valor del Zn extraído en dólares		7774.69
	Valor total de la cosecha/ha	7774.69
Ganancia bruta/ha (Valor-Costo)		-590.31
Conversión de USD a MXN	19.12	-11,286.64



Centro de Investigación en Biotecnología

"1919-2019: en memoria del General Emiliano Zapata Salazar"

CUERNAVACA, MORELOS, 02 DE SEPTIEMBRE DE 2019

COMISIÓN DE SEGUIMIENTO DE LA
ESPECIALIDAD EN GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS
PRESENTE

COMO MIEMBRO DEL JURADO DEL ALUMNO C. ABIGAIL DÍAZ ARMENDÁRIZ CON NÚMERO DE MATRÍCULA 10022672, ASPIRANTE AL GRADO DE ESPECIALISTA EN GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS Y DESPUÉS DE HABER EVALUADO LA TESIS TITULADA "PROPUESTA PARA EL TRATAMIENTO DE RESIDUOS DERIVADOS DE LA FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR METALES PESADOS", CONSIDERO QUE EL DOCUMENTO REÚNE LOS REQUISITOS ACADÉMICOS PARA SU DEFENSA ORAL EN EL EXAMEN DE GRADO. POR LO TANTO, EMITO MI VOTO APROBATORIO.

AGRADEZCO DE ANTEMANO LA ATENCIÓN QUE SE SIRVA PRESTAR A LA PRESENTE.

ATENTAMENTE
POR UNA HUMANIDAD CULTA
UNA UNIVERSIDAD DE EXCELENCIA

DRA. PATRICIA MUSSALI GALANTE



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS



CEIB
CENTRO DE INVESTIGACIÓN
EN BIOTECNOLOGÍA

Centro de Investigación en Biotecnología

"1919-2019: en memoria del General Emiliano Zapata Salazar"

CUERNAVACA, MORELOS, 02 DE SEPTIEMBRE DE 2019

COMISIÓN DE SEGUIMIENTO DE LA
ESPECIALIDAD EN GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS
PRESENTE

COMO MIEMBRO DEL JURADO DEL ALUMNO C. ABIGAIL DÍAZ ARMENDÁRIZ CON NÚMERO DE MATRÍCULA 10022672, ASPIRANTE AL GRADO DE ESPECIALISTA EN GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS Y DESPUÉS DE HABER EVALUADO LA TESIS TITULADA "PROPUESTA PARA EL TRATAMIENTO DE RESIDUOS DERIVADOS DE LA FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR METALES PESADOS", CONSIDERO QUE EL DOCUMENTO REÚNE LOS REQUISITOS ACADÉMICOS PARA SU DEFENSA ORAL EN EL EXAMEN DE GRADO. POR LO TANTO, EMITO MI **VOTO APROBATORIO**.

AGRADEZCO DE ANTEMANO LA ATENCIÓN QUE SE SIRVA PRESTAR A LA PRESENTE.

ATENTAMENTE
POR UNA HUMANIDAD CULTA
UNA UNIVERSIDAD DE EXCELENCIA

DR. EFRAÍN TOVAR SÁNCHEZ



Centro de Investigación en Biotecnología

"1919-2019: en memoria del General Emiliano Zapata Salazar"

CUERNAVACA, MORELOS, 02 DE SEPTIEMBRE DE 2019

COMISIÓN DE SEGUIMIENTO DE LA
ESPECIALIDAD EN GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS
PRESENTE

COMO MIEMBRO DEL JURADO DEL ALUMNO C. ABIGAIL DÍAZ ARMENDÁRIZ CON NÚMERO DE MATRÍCULA 10022672, ASPIRANTE AL GRADO DE ESPECIALISTA EN GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS Y DESPUÉS DE HABER EVALUADO LA TESINA TITULADA "PROPUESTA PARA EL TRATAMIENTO DE RESIDUOS DERIVADOS DE LA FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR METALES PESADOS", CONSIDERO QUE EL DOCUMENTO REÚNE LOS REQUISITOS ACADÉMICOS PARA SU DEFENSA ORAL EN EL EXAMEN DE GRADO. POR LO TANTO, EMITO MI **VOTO APROBATORIO**.

AGRADEZCO DE ANTEMANO LA ATENCIÓN QUE SE SIRVA PRESTAR A LA PRESENTE.

ATENTAMENTE
POR UNA HUMANIDAD CULTA
UNA UNIVERSIDAD DE EXCELENCIA

DRA. MA. LAURA ORTIZ HERNÁNDEZ



CUERNAVACA, MORELOS, 02 DE SEPTIEMBRE DE 2019

COMISIÓN DE SEGUIMIENTO DE LA
ESPECIALIDAD EN GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS
PRESENTE

COMO MIEMBRO DEL JURADO DEL ALUMNO C. ABIGAIL DÍAZ ARMENDÁRIZ CON NÚMERO DE MATRÍCULA 10022672, ASPIRANTE AL GRADO DE ESPECIALISTA EN GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS Y DESPUÉS DE HABER EVALUADO LA TESIS TITULADA "PROPUESTA PARA EL TRATAMIENTO DE RESIDUOS DERIVADOS DE LA FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR METALES PESADOS", CONSIDERO QUE EL DOCUMENTO REÚNE LOS REQUISITOS ACADÉMICOS PARA SU DEFENSA ORAL EN EL EXAMEN DE GRADO. POR LO TANTO, EMITO MI VOTO APROBATORIO.

AGRADEZCO DE ANTEMANO LA ATENCIÓN QUE SE SIRVA PRESTAR A LA PRESENTE.

ATENTAMENTE
POR UNA HUMANIDAD OULTA
UNA UNIVERSIDAD DE EXCELENCIA

M. EN I. ARIADNA ZENIL RODRÍGUEZ



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS



CEIB
CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN
BIOTECNOLOGÍA

Centro de Investigación en Biotecnología

"1919-2019: en memoria del General Emiliano Zapata Salazar"

CUERNAVACA, MORELOS, 02 DE SEPTIEMBRE DE 2019

COMISIÓN DE SEGUIMIENTO DE LA
ESPECIALIDAD EN GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS
PRESENTE

COMO MIEMBRO DEL JURADO DEL ALUMNO C. ABIGAIL DÍAZ ARMENDÁRIZ CON NÚMERO DE MATRÍCULA 10022672, ASPIRANTE AL GRADO DE ESPECIALISTA EN GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS Y DESPUÉS DE HABER EVALUADO LA TESIS TITULADA "PROPUESTA PARA EL TRATAMIENTO DE RESIDUOS DERIVADOS DE LA FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR METALES PESADOS", CONSIDERO QUE EL DOCUMENTO REÚNE LOS REQUISITOS ACADÉMICOS PARA SU DEFENSA ORAL EN EL EXAMEN DE GRADO. POR LO TANTO, EMITO MI VOTO APROBATORIO.

AGRADEZCO DE ANTEMANO LA ATENCIÓN QUE SE SIRVA PRESTAR A LA PRESENTE.

ATENTAMENTE
POR UNA HUMANIDAD CULTA
UNA UNIVERSIDAD DE EXCELENCIA

DRA. ISELA HERNÁNDEZ PLATA



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS



CEIB
CENTRO DE INVESTIGACIÓN
EN BIOTECNOLOGÍA

Centro de Investigación en Biotecnología

"1919-2019: en memoria del General Emiliano Zapata Salazar"

CUERNAVACA, MORELOS, 02 DE SEPTIEMBRE DE 2018

COMISIÓN DE SEGUIMIENTO DE LA
ESPECIALIDAD EN GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS.
PRESENTE

COMO MIEMBRO DEL JURADO DEL ALUMNO C. ABIGAIL DÍAZ ARMENDÁRIZ CON NÚMERO DE MATRÍCULA 10022672, ASPIRANTE AL GRADO DE ESPECIALISTA EN GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS Y DESPUÉS DE HABER EVALUADO LA TESIS TITULADA "PROPUESTA PARA EL TRATAMIENTO DE RESIDUOS DERIVADOS DE LA FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR METALES PESADOS", CONSIDERO QUE EL DOCUMENTO REÚNE LOS REQUISITOS ACADÉMICOS PARA SU DEFENSA ORAL EN EL EXAMEN DE GRADO. POR LO TANTO, EMITO MI **VOTO APROBATORIO**.

AGRADEZCO DE ANTEMANO LA ATENCIÓN QUE SE SIRVA PRESTAR A LA PRESENTE.

ATENTAMENTE
POR UNA HUMANIDAD CULTA
UNA UNIVERSIDAD DE EXCELENCIA

DR. ALEXIS JOAVANY RODRÍGUEZ SOLÍS