

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA “ANTONIO
NARRO”

UNIDAD LAGUNA

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS



**VALORACIÓN DE SOLUCIONES HUMECTANTES PARA
ELECTORREMEDIACIÓN DE UN SUELO INTEMPERIZADO CON ALTO
CONTENIDO DE CARBONATOS**

POR

STEFANY MARTÍNEZ GUTIÉRREZ

TESIS

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL PARA

OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA
"ANTONIO NARRO"
UNIDAD LAGUNA

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

TESIS DE LA C. STEFANY MARTÍNEZ GUTIÉRREZ QUE SE SOMETE A LA
CONSIDERACIÓN DEL H. JURADO EXAMINADOR, COMO REQUISITO
PARCIAL PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

COMITÉ EXAMINADOR:

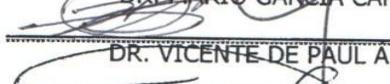
PRESIDENTE:


DR. JOSE LUIS REYES CARRILLO

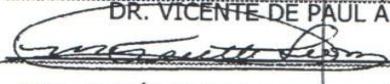
VOCAL:


DR. MARIO GARCIA CARRILLO

VOCAL:


DR. VICENTE DE PAUL ALVAREZ

VOCAL
SUPLENTE:


DRA. MARÍA MAURA MARGARITA TEUTLI LEÓN


DR. FRANCISCO JAVIER SANCHEZ RAMOS
COORDINADOR DE LA DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONOMICAS



Coordinación de la División de
Carreras Agronómicas

Torreón, Coahuila, México

Junio 2012

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA
"ANTONIO NARRO"
UNIDAD LAGUNA

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

**VALORACIÓN DE SOLUCIONES HUMECTANTES PARA
ELECTRORREMEDIACIÓN DE UN SUELO
INTEMPERIZADO CON ALTO CONTENIDO DE
CARBONATOS**

Por

STEFANY MARTÍNEZ GUTIÉRREZ

TESIS

Que somete a la consideración del Comité Asesor, como requisito parcial
para obtener el título de:

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

APROBADA POR:

Asesor
Principal:

DR. JOSE LUIS REYES CARRILLO

Asesor:

DR. MARIO GARCÍA CARRILLO

Asesor:

DR. VICENTE DE PAUL ÁLVAREZ

Asesor:

DRA. MARÍA MAURITIA MARGARITA TEUTLI LEÓN

DR. FRANCISCO JAVIER SANCHEZ RAMOS
COORDINADOR DE LA DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONOMICAS



Coordinación de la División de
Carreras Agronómicas

Torreón, Coahuila, México

Junio 2012

DEDICATORIA

A mi abuelo

Álvaro Gutiérrez Fernández

Por el tiempo que has dedicado a pensar en mi futuro y en el futuro del mundo donde viviré, este pequeño gran paso que doy a una nueva etapa de mi vida te lo quiero dedicar, a ti que siempre estuviste presente cuando visualizaba esta meta a conseguir.

A mis padres

Manuel Ignacio Martínez Potisek y María Eugenia del Carmen Gutiérrez González

Por siempre apoyar mis sueños sin dejarme olvidar la realidad, sin importar que tan grandes o desmedidos, estaban a mi lado dándome lo que fuera necesario para que pudiera seguir adelante.

A mis profesores

M.C. Hugo Aguilar Márquez

Porque gracias a tus consejos y asesorías tome grandes decisiones, entre ellas formar parte de esta institución y no permitir que nada ni nadie me tumbaran en el camino.

Ing. Rubí Soto Muñoz

Por aprender a trabajar conmigo y mis caprichos, gracias. De igual manera, por impulsarme y presionarme para terminar antes.

A mis amigas y compañeras

Claudia Natalia González Guerrero, Sara Gabriela Mares de León y Verónica
Alejandra Cárdenas García

Niñas GRACIAS. Ustedes fueron mi alegría estos años de universidad. Nunca pensé tener amigas tan fieles y queridas como lo son ustedes. Por su tiempo y esfuerzo en los trabajos, así como su disposición ante mis exigencias y su precisión ante mis descuidos. Por su cariño y paciencia les agradezco. Las AMO A TODAS.

A todos aquellos que me apoyaron y creyeron que podía lograrlo, gracias.

AGRADECIMIENTOS

Dr. José Luis Reyes Carrillo:

Por su paciencia, su dirección y estímulos, que me llevaron a crecer en mis estudios, así como de manera personal. Gracias por permanecer a mi lado aun cuando tenía las ideas más disparatadas y fuera de lugar.

Dr. Vicente de Paul Álvarez:

Gracias por recordarme las razones por las cuales ingrese a esta institución, por que todo el mundo necesita que le pongan los pies en la tierra a la mitad del camino. Y para mi usted fue esa ancla que me permitió no perderme en aquel momento.

Dr. Mario García Carrillo:

Por darme el conocimiento que necesitaba para amar más mi carrera, de forma que me pudiera avocar de manera real, coherente, y por completo a aquello que es mi vocación.

Dra. María Maura Margarita Teutli León:

Gracias por trabajar conmigo y tenerme fe. Por sus enseñanzas, su disposición y su gran participación en este trabajo.

Gracias a su apoyo, guía y dedicación, este trabajo fue posible.

ÍNDICE DE CONTENIDO

DEDICATORIA	iv
AGRADECIMIENTOS	vi
ÍNDICE DE CONTENIDO	vii
ÍNDICE DE CUADROS	x
ÍNDICE DE FIGURAS	xi
RESUMEN	xii
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Objetivo	4
2. REVISIÓN DE LITERATURA	5
2.1. Suelos	5
2.1.1. Generalidades	5
2.1.2. Características del suelo	6
2.1.2.1.1. Textura	6
2.1.2.1.2. Estructura	7
2.1.2.1.3. Densidad aparente	7
2.1.2.1.4. Capacidad de campo	7
2.1.2.1.5. Tasa de infiltración	8
2.1.2.2. Características químicas	8
2.1.2.2.1. pH	8
2.1.2.2.2. Capacidad de Intercambio Catiónico	8
2.1.3. Arcillas	9
2.1.4. Arenas	9
2.2. Contaminación de suelo	9
2.2.1. Generalidades	9
2.2.2. Metales pesados como contaminantes	10
2.2.2.1. Plomo (Pb)	10
2.2.2.2. Arsénico (As)	11
2.2.2.3. Zinc (Zn)	11
2.2.3. Fuentes contaminantes	11

2.2.4. Efectos	14
2.3. Remediación de suelos	15
2.3.1. Generalidades	15
2.3.2. Objeto	16
2.3.2.1. Normatividad	16
2.3.3. Usos	17
2.4. Electrorremediación	8
2.4.1. Generalidades	18
2.4.2. Método	19
2.4.3. Bases de operación	20
2.4.3.1. Suelo humectado	21
2.4.3.1.1. Electrolito	22
2.4.3.1.1.1. EDTA	23
2.4.3.1.1.2. NaOH	23
2.4.3.1.1.3. $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	24
2.4.3.2. Electrodo	24
2.4.3.2.1. Grafito	24
2.4.3.3. Fuente de poder	25
2.4.4. Sistema suelo-electrodo-electrolito	25
2.4.5. Remediación de metales pesados	26
2.4.5.1. Plomo (Pb)	27
3. MATERIALES Y MÉTODOS	29
3.1. Localización del sitio experimental	29
3.2. Muestras de suelo	29
3.3. Preparación de la celda	29
3.4. Remediación	31
3.5. Parámetros evaluados	31
3.6. Análisis de Resultados	32
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	34
4.1. Variable eléctrica	34
4.2. pH	34

4.3. Conductividad eléctrica	37
4.4. Porosidad	38
5. CONCLUSIONES	44
6. LITERATURA CITADA	45

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 2.1	Contenidos de metales en los estados de la república.	12
Cuadro 2.2	Contenidos de metales en los estados de la república.	13
Cuadro 2.3	Concentraciones de CRT	17
Cuadro 2.4	Estudios detallados sobre electrorremediación de Pb.	27
Cuadro 2.5	Estudios detallados sobre electrorremediación de Pb.	28
Cuadro 3.1	Nomenclatura de experimentos.	31

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1	Esquema de celda de electroremediación.	21
Figura 3.1	Celda de electroremediación.	30
Figura 4.1	Evolución de las variables eléctricas. BUAP. 2011.	34
Figura 4.2	Evolución pH en pozo anódico. BUAP. 2011.	36
Figura 4.3	Evolución pH en pozo catódico. BUAP. 2011.	36
Figura 4.4	Evolución pH en suelo. BUAP. 2011.	37
Figura 4.5	Evolución de Conductividad eléctrica. BUAP. 2011.	38
Figura 4.6	Desplazamiento de carbonatos. BUAP. 2011.	39
Figura 4.7	Desplazamiento de bicarbonatos. BUAP. 2011.	40
Figura 4.8	Desplazamiento de plomo. BUAP. 2011.	41
Figura 4.9	Desplazamiento de arsénico. BUAP. 2011.	42
Figura 4.10	Desplazamiento de zinc. BUAP. 2011.	42

RESUMEN

La remediación de sitios contaminados se ha vuelto más importante en los últimos años en la mayoría de los países en desarrollo. En este trabajo se presento una propuesta de valoración de soluciones humectantes (medio acuoso) para un suelo intemperizado con alto contenido de carbonatos, el cual se trata por electroremediación. Tal es para determinar la efectividad de soluciones humectantes para la remoción de metales pesados: Plomo, Arsénico y Zinc. Para el desarrollo de la investigación se utilizaron muestras de suelo provenientes de jales de mina mexicanas, más específicamente del distrito minero de Zimapán, Hidalgo. La eficiencia del tratamiento vario según la solución usada, pues en todos los tratamientos propuestos se llevó a cabo un cierto grado de remoción, donde la solución humectante con mayor remoción para el suelo arcilloso con altos contenidos de carbonatos fue la de sulfato de amonio.

Palabras clave: Electroremediación, metales pesados, suelo.

I. INTRODUCCIÓN

El estado de Hidalgo ha sido durante siglos un importante productor de oro, plata, plomo, zinc y cobre en México, gracias a la explotación minera de recursos metálicos de yacimientos tipo vetas epitermales y tipo skarn, generando un gran volumen de residuos depositados en presas de jales. La composición química de los jales de Zimapán contienen concentraciones relativamente importantes de As, Sb, Se, Zn, Cu, Pb, Cd, Bi y Mn, considerados elementos potencialmente tóxicos (EPT's)(Moreno-Tovar, 2005).

La remediación de sitios contaminados se ha vuelto más importante en los últimos años en la mayoría de los países en desarrollo. Sitios contaminados con metales pesados, compuestos orgánicos y por cualquier otro contaminante pueden ser el origen de contaminación para mantos freáticos y ser potencialmente dañinos para los habitantes de área expuesta. En los años recientes muchos investigadores han estudiado nuevas técnicas de remoción de contaminantes del suelo. Los metales pesados son generalmente reconocidos como el contaminante con más dificultades para su remoción, en este contexto varios métodos de remediación han sido ideados(Rutigliano *et al.*, 2008). La problemática con los metales pesados surge de hechos como su elevado carácter toxico, y su solubilidad por intercambio iónico, cuando la solución del suelo saturando exhibe un pH ácido(Teutli-León *et al.*, 2005).

Como una tecnología emergente en la ultima década, el enfoque electrocinético a despertado el interés tanto de científicos e ingenieros investigadores, así como de muchos experimentos a nivel laboratorio y varios estudios piloto a escala, que han sido reportados con resultados prometedores(Zhang *et al*, 2008).El método electrocinético fue específicamente creado para suelos contaminados caracterizados por su baja permeabilidad y por ello difícilmente remediados a través de otras técnicas(Rutigliano *et al*, 2008).

Suelos en condiciones similares se presentan en diversas partes de la Republica Mexicana, donde se encuentran altas concentraciones de estos metales

pesados en el sustrato. Razón por la cual se han buscado diversas vías de rehabilitación y remediación del suelo, entre ellas la electrorremediación se ha aplicado con éxito en la remoción de metales y compuestos orgánicos presentes en suelos contaminados.

Dicho método se avoca al estudio de la influencia del campo eléctrico sobre cada una de las partes involucradas en el tratamiento electroquímico (suelo, contaminante, medio acuoso). Lo que permite mostrar la potencialidad de un tratamiento electrocinético de suelos de manera sistemática y evaluar su efectividad (Murillo-Rivera, 2005). En diversos estudios de investigación la aplicación de la electrorremediación ha permitido alcanzar eficiencias de remoción cercanas al 100 %, principalmente si la contaminación es causada por un solo metal ([Pb] Hamed *et al.* 1991, Reed *et al.* 1995, Acar y Alshawabkeh 1996, [Cd] Acar *et al.* 1994, Hicks y Tondorf 1994, [Hg] Cox *et al.* 1996, [Ca] Maini y Sharman 1999). En las aplicaciones en campo, los resultados han sido variables dependiendo del tipo de suelo, el tipo de contaminante y la variante tecnológica utilizada (De la Rosa-Pérez *et al.* 2007).

La electromigración depende del tamaño del grano de suelo, la movilidad iónica, concentración de contaminante, concentración total iónica, y significativamente en la densidad de corriente en los poros del suelo. El proceso puede ser mejorado a través del uso de surfactantes o reactivos para incrementar la tasa de remoción del contaminante a los electrodos. En su migración hacia los electrodos, los contaminantes pueden ser removidos por galvanoplastia, precipitación/ co-precipitación, bombeo cerca del electrodo o complejos con resinas de intercambio iónico (Van Cauwenberghe, 1997). En principio, si la estructura, dimensiones, y la polaridad de los agregados interfaciales y la posición del centro electroactivo dentro del mismo son conocidos, el efecto en la electroquímica cinética puede ser predecible, usando teorías modernas de transferencia de electrones (Vittal *et al.*, 2006).

Bajo las condiciones de la migración obstaculizada en los suelos, el proceso da como resultado inmediato un cambio local en el pH de la solución de los poros

de manera que la acidez aumenta con el tiempo en que aumenta la alcalinidad de ánodo y en el cátodo (Fernandez-Gonzalez 1966; Gray ySchlocker 1969). Cuando se utilizan sustancias electrolíticas, para aumentar el gradiente eléctrico en el proceso de remoción, las condiciones del medio cambian, lo cual crea un resultado relativamente distinto en el momento de utilizar distintos surfactantes en la electroremediación.

1.1 Objetivos

Determinar la efectividad de soluciones humectantes para la remoción de metales pesados: Plomo, Arsénico y Zinc.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Suelos

2.1.1 Generalidades

Silva y Correa (2009) mencionan al suelo como un componente esencial del ambiente en el que se desarrolla la vida; es vulnerable, de difícil y larga recuperación (tarda desde miles a cientos de miles de años en formarse), y de extensión limitada, por lo que se considera un recurso natural no renovable. (Silva y Correa, 2009). De acuerdo con Dorransoro (2007), este recurso se utiliza para fines muy diversos: agricultura, ganadería, pastos y montes, extracción de minerales y de materiales para la construcción, soporte para las edificaciones, eliminación de residuos y actividades de ocio y recreo, entre otros. En este sentido, puede decirse que el suelo provee importantes funciones ambientales, dentro de los cuales se destaca ser el sustento de alimento para las plantas, almacenar nutrientes, poseer y albergar materia orgánica proveniente de restos animales y vegetales, ser el hábitat de diversos organismos que transforman la materia orgánica presente en él, entre otros factores que lo hacen ser esencial en el desarrollo de los ecosistemas de los cuales forma parte. (Silva y Correa, 2009).

Mientras Echarri (1998), expresa que “el suelo es una parte fundamental de los ecosistemas terrestres debido a que contiene agua y elementos nutritivos que los seres vivos utilizan, y en él se apoyan y nutren las plantas y otros organismos”, razón por la cual el suelo es considerado un recurso natural vital para el sustento de las actividades del ser humano, por lo que debe ser estudiado y analizado con el fin de encontrar la mejor manera de conservarlo a través del tiempo.

El suelo es un componente muy específico de la biosfera debido a que actúa como amortiguador natural, controlando el transporte de elementos y sustancias químicas a la atmósfera, la hidrosfera y la biota. Por tanto, se dice que el mantenimiento de las funciones ecológicas del suelo es responsabilidad de la humanidad (Kabata y Pendias, 1992).

El suelo se forma en un largo proceso en el que intervienen el clima, los seres vivos y la roca más superficial de la litosfera. Este proceso es una sucesión ecológica en la que va madurando el ecosistema suelo. La roca es meteorizada por los agentes meteorológicos (frío/calor, lluvia, oxidaciones, hidrataciones, etc.) y así la roca se va fragmentando. Los fragmentos de roca se entremezclan con restos orgánicos: heces, organismos muertos o en descomposición, fragmentos de vegetales, pequeños organismos que viven en el suelo, etc. Con el paso del tiempo todos estos materiales se van estratificando¹ y terminan por formar lo que comúnmente se conoce como suelo (Echarri, 1998).

Este recurso natural desempeña una serie de funciones clave, tanto medioambientales como sociales y económicas, que resultan fundamentales para la vida, dentro de las cuales pueden mencionarse: producción, ambiente biótico, regulación climática e hidrológica, almacenamiento de nutrientes y materias primas, control de residuos y contaminación, espacio vital, archivo patrimonial y espacio conectivo, entre otras (Silva y Correa, 2009).

2.1.2 Características del suelo

Algunos puntos importantes a considerar en la composición del suelo, son los siguientes:

2.1.2.1 Características físicas

2.1.2.1.1 Textura

La textura es una propiedad física relacionada con la proporción de partículas de diferentes tamaños existentes en un suelo, la cual influye de forma tal que suelos arenosos y arcillosos contrastan en cantidad y tipo de porosidad. En los primeros, el espacio poroso va de 35 a 50 %, predominando los macroporos, mientras que en los segundos, éste alcanza valores de 40 a 60 %, estando dominado por microporos. Debido a ello, en los suelos arenosos hay un rápido movimiento de aire y agua en el interior, mientras que en los suelos arcillosos, por la deficiente circulación del aire y agua, la infiltración se ve limitada y genera un

ambiente anaeróbico, que afecta el desarrollo de la raíz y el crecimiento de las plantas en general (Ortiz-Villanueva 1975; Scott 2000; Warrick 2002).

2.1.2.1.2 Estructura

La unión de partículas primarias individuales del suelo forma partículas secundarias de mayor tamaño llamadas agregados. Así mismo, el tamaño, forma y arreglo de los agregados, así como los poros contenidos entre y dentro de ellos, da lugar a la estructura del suelo, propiedad que influye en los flujos del agua, solutos, aire y calor en el interior del suelo. La estabilidad de los agregados indica cuán resistentes son estos al rompimiento y dispersión por efecto de causas externas, y está correlacionada positivamente con la presencia de los agentes cementantes, especialmente la materia orgánica (Lal and Greenland, 1979; Wild, 1992; Rienk, 1997; Gibbs and Reid, 1988).

2.1.2.1.3 Densidad aparente

Medina (2005) habla de la densidad aparente (D_a) es dependiente de la porosidad, y por esto mismo, adquiere valores muy variables aún en un mismo tipo de suelo, y es muy afectada por las actividades de manejo y la cantidad de materia orgánica.

2.1.2.1.4 Capacidad de campo

El término capacidad de campo (CC) o también conocida como capacidad de retención de aguase refiere al contenido de humedad que un suelo saturado puede retener dentro de sus poros bajo la acción de drenado que origina la fuerza de gravedad. Normalmente es aceptado que la CC es equivalente a la humedad que un suelo saturado retiene al aplicársele una fuerza de succión de 33 kPa. El contenido de materia orgánica afecta directa y positivamente la CC, al igual que el contenido de arcilla, de manera tal que a mayor cantidad de materia orgánica y arcilla se incrementan el valor de la CC (Medina-Méndez *et al.*, 2005).

2.1.2.1.5 Tasa de infiltración

La tasa de infiltración del agua en el suelo es importante en varios sentidos; por una parte, en relación con el agua que se infiltra y puede ser almacenada en el perfil del suelo, y por otro lado, con respecto al agua que no se infiltra y escurre sobre la superficie y es causante de erosión (Grossman and Prigle, 1985).

2.1.2.2 Características químicas

La importancia de las propiedades químicas del suelo para el crecimiento de los árboles fue ignorada por mucho tiempo, pero ha ganado considerable atención en años recientes, básicamente debido a las grandes demandas de tierras aptas para la reforestación industrial (De Las Salas, 1987). Las características químicas de los suelos, por otra parte, son indicadoras de los procesos evolutivos que están ocurriendo y son fundamentales para aplicar los sistemas de clasificación (Sadzawka *et al.*, 1995).

2.1.2.2.1 pH

Logaritmo negativo de la actividad de los iones de hidrógeno en el suelo. El grado de acidez o alcalinidad de un suelo, expresado en términos de la escala de pH, de 0 a 14 (SEMARNAT, 2000). El pH del suelo está regulado, principalmente, por los componentes de la fase sólida del suelo: minerales arcillosos, monómeros y polímeros de hidroxialuminio, materia orgánica, etc. (Hernández *et al.*, 2006).

2.1.2.2.2 Capacidad de Intercambio Catiónico

El CIC se define como la suma de los cationes que pueden ser adsorbidos por unidad de peso o de volumen del sustrato. Dichos cationes quedan así retenidos frente a la lixiviación del agua (Urrestarazu, 2004). Y según la normatividad mexicana la CIC es la suma de cationes intercambiables adsorbidos por un suelo, expresados en miliequivalentes por cada 100g de suelo secado al horno y actualmente en Cmol (+) Kg^{-1} (SEMARNAT, 2000).

2.1.3 Arcillas

La arcilla es una ocurrencia natural, componente inorgánico de la mayoría de los suelos. Químicamente, las arcillas son aluminosilicatos $[Al_4Si_4O_{10}(OH)_8]$ y poseen cargas negativas. La arcilla se compone de partículas diminutas menos de 0,002 mm de diámetro. Debido a que las partículas de arcilla son tan pequeñas, arcilla pura tiene al menos 1000 veces más superficie externa de arena gruesa. Debido a que las arcillas tienen un área superficial grande y negativo cargas, pueden atraer y retener iones cargados positivamente.

La arcilla actúa como un agente de unión entre las partículas del suelo. Se da la elasticidad del suelo y ofrece la cohesión de las partículas del suelo. El resultado es una red de poros capilares que mantienen la humedad contra la fuerza de la gravedad (Trucker, 1999).

2.1.4 Arenas

La arena, por otro lado, está compuesta de partículas grandes, neutras de dióxido de silicio (SiO_2). Por comparación, las partículas de limo varían desde 0,002 hasta 0,05 mm de tamaño y partículas de arena de 0,05 a 2,0 mm. Por esta razón, los suelos arcillosos son considerados como de textura fina, limos, de textura media, y arenas, de textura gruesa.

De todos los tipos de suelo, los suelos arenosos tienen los valores más bajos de la CIC. Estos suelos tienen pocos nutrientes y suelen perderlos fácilmente cuando el agua se mueve a través del suelo. Toda capacidad de retención de nutrientes que pueden tener proviene de una capa de arcilla y materia orgánica en las partículas de arena (Trucker, 1999).

2.2 Contaminación de Suelos

2.2.1 Generalidades

La contaminación de suelos es uno de los problemas ambientales que más ha llamado la atención de los científicos, los gobernantes y la sociedad civil en los

últimos años, ya que la mayor parte de los esfuerzos estaban concentrados en el estudio de la contaminación de aguas y aire, porque en estos casos la contaminación es más evidente que en los suelos (Fontúrbel *et al.*, 2004). Bridges (1981) dice que el hombre ha tenido una relación de trabajo con el suelo a lo largo de su historia, desde a la prehistoria. El uso inadecuado de este recurso trae como consecuencia la imposibilidad de hacer un uso óptimo del suelo en la agricultura, la ganadería, la recreación, etc. (Silva y Correa, 2009).

2.2.2 Metales pesados como contaminantes

Los metales que causan el problema más común que por metales catiónicos (elementos metálicos, cuyas formas en el suelo están cargados positivamente cationes, por ejemplo, Pb^{2+}) son el mercurio, cadmio, plomo, níquel, cobre, cinc, cromo y manganeso. Los compuestos aniónicos más comunes (elementos cuyas formas en el suelo se combinan con el oxígeno y están cargadas negativamente, por ejemplo, MoO_4^{2-}) son arsénico, molibdeno, selenio y boro.

Una vez que los metales se han introducido al medio ambiente como contaminantes, estos permanecerán ahí. Los metales no se degradan como las moléculas basadas en carbón (material orgánica). Exceptuando al mercurio y el selenio, los cuales pueden transformarse y ser volatilizados por microorganismos. Sin embargo, en general es muy difícil eliminar estos elementos del medio. La prevención es el mejor método para proteger al ambiente la contaminación por metales pesados (Auburn, 2000).

2.2.2.1 Plomo (Pb)

La exposición al plomo puede causar efectos adversos en la salud humana y en el ambiente. Existe una gran cantidad de información publicada sobre los rangos de concentración de plomo encontrada en suelo. Investigaciones sobre el Pb en el suelo han sido llevadas a cabo en países enteros, regiones agrícolas y ciudades, también se han enfocado en sitios industriales específicos, parques y zonas cercanas a vías de tránsito (Markus and McBratney, 2001).

2.2.2.2 Arsénico (As)

La toxicidad del arsénico es un problema mundial como contaminante natural, es uno de los iones inorgánicos más tóxicos (Touw *et al.*, 2007).

2.2.2.3 Zinc (Zn)

El zinc es un elemento traza, que puede ser tóxico en algunos casos, pero también tiene útiles funciones fisiológicas. Altas concentraciones de zinc en agua son particularmente tóxicas para varias especies (Irwin *et al.*, 1997).

2.2.3 Fuentes contaminantes

Las características físicas y las condiciones climáticas del sitio de estudio contribuyen al transporte de los contaminantes. Por consiguiente, es necesaria la información acerca de la topografía, tipos de suelo y ubicación, tipo de cubierta del suelo, precipitación anual, condiciones de temperatura, entre otros, para poder estimar hacia donde pudiera desplazarse el contaminante (INE, 2000).

La minería, la manufactura y el uso de productos sintéticos (pesticidas, pinturas, baterías, desechos industriales y el uso de tierras para lodos domésticos e industriales) pueden resultar en la contaminación por metales pesados en suelos urbanos o agrícolas. La presencia de metales pesados también ocurre naturalmente, pero rara vez se presenta en niveles tóxicos. Suelos potencialmente contaminados pueden ocurrir en viejos sitios de cultivo (particularmente en aquellos que aceptan desechos industriales), viejos huertos que utilizaban insecticidas con arsénico como ingrediente activo, campos que tenían aplicaciones para agua residual o lodos municipales, áreas dentro o aledañas a desechos y jales de minas, áreas industriales donde pudieran haber sido arrojados químicos al suelo natural, o en zonas ubicadas a contraviento de sitios industriales (Auburn, 2000).

En México, la minería es una de las actividades económicas de mayor tradición, la cual se ha desarrollado por casi cinco siglos. Siendo relevante este tipo de actividad por la evolución tecnológica en el beneficio y recuperación de

metales, desde los procesos primitivos de fundición, amalgamación (método de patio), cianuración, flotación, hasta la actual aplicación de la lixiviación. México es mundialmente reconocido como el primer productor de plata (aportando el 6% de la producción mundial en 1999) y como el cuarto más importante productor mundial de arsénico (INEGI, 2011).

Cuadro 2.1 Contenidos de metales en los estados de la republica (INEGI, 2011).

Concepto	2009	2010	Variacion porcentaje anual		
			2008/2007	2009/2008	2010/2009
<u>Oro (kg)</u>	62437	69905	16.3	22.9	12.0
Durango	8149	9054	-19.1	7.0	11.1
Guanajuato	1153	730	13.3	-20.5	-36.7
Querétaro	663	588	-25.2	3.2	-11.3
Sinaloa	83	92	45.1	-60.1	11.1
Sonora	17562	22590	19.6	20.0	28.6
Otros	34827	36851	32.8	32.6	5.8
<u>Plata(t)</u>	3554	4000	3.2	9.8	12.5
Chihuahua	580	616	3.3	24.5	6.1
Durango	451	468	-3.3	4.2	3.9
Guanajuato	73	56	23.1	-21.4	-23.7
Hidalgo	2	1	-21.2	-93.8	-54.5
Sonora	278	321	27.7	-3.3	15.3
Zacatecas	1628	1855	-1.7	9.1	14.0
Otros	542	683	13.7	23.1	26.0
<u>Plomo (t)</u>	143838	161587	2.9	1.9	12.3
Chihuahua	53169	46025	-4.1	-5.5	-13.4
Zacatecas	50972	73931	-5.2	16.8	45.0
Otros	39697	41631	27.2	-3.7	4.9

Cuadro 2.2 Contenidos de metales en los estados de la republica (INEGI, 2011).

Concepto	2009	2010	Variacion porcentaje anual		
			2008/2007	2009/2008	2010/2009
<u>Cobre (t)</u>	240648	260873	-26.9	-3.3	8.4
Sonora	160838	176617	-34.7	-8.2	9.8
Zacatecas	34488	37781	7.5	23.2	9.5
Otros	45312	46475	3.2	-0.2	2.6
<u>Zinc (t)</u>	489766	476493	0.4	7.9	-2.7
Chihuahua	150211	133050	4.1	5.8	-11.4
San Luis Potosi	62673	57620	-3.3	-1.2	-8.1
Zacatecas	158361	154184	-9.7	1.6	-2.6
Otros	118521	131639	19.8	28.1	11.1
<u>Pellets de fierro (t)</u>	7073440	7937223	5.5	-8.4	12.2
Coahuila de Zaragoza	2272914	2567865	-1.6	-11.6	13.0
Colima	3937278	3889452	-2.1	3.0	-1.2
Michoacan de Ocampo	863248	1479906	65.2	-35.2	71.4

A pesar de su importancia, la industria minero-metalúrgica es globalmente considerada como una de las principales fuentes de metales tóxicos que contaminan a los medios del ambiente, afectando a los ecosistemas desde el subsuelo hasta la atmósfera, incluyendo suelos y cuerpos de agua superficiales y subsuperficiales (Nriagu y Pacyna, 1988).

La falta de restauración de los jales históricos de San Miguel y Santa María, parece haber provocado la dispersión física (erosión, transporte eólico y pluvial) y movilidad química (alteración, disolución y transporte en solución) de los contaminantes hacia suelos y sedimentos del área, por lo que medidas de

remediación parecen ser necesarias para disminuir los impactos en el ambiente y los riesgos en la salud de la población expuesta. Sin embargo, para establecer las áreas prioritarias de remediación, es necesario combinar metodologías de evaluación geoquímica de distribución y especiación de los elementos potencialmente tóxicos y de evaluación de riesgo, que es lo que desarrolla en su trabajo Jiménez-Arévalo (2005). También se ha visto que los suelos pueden ser afectados indirectamente por la contaminación de la atmósfera y del agua (Fontúrbelet *et al.*, 2004).

En algunas partes del globo, la formación natural de ecosistemas locales puede deliberadamente incrementar concentraciones particulares de iones consideradostóxicos, como los mantos freáticos con arsénico de Bagladesh, Chile o la Comarca Lagunera, en México (Khaleqet *al.*, 2005; Harder 2002, Rosas *et al.*, 1997).

Los metales pesados incorporados al suelo toman diferentes forma químicas, incluyendo:

- Formas iónicas disueltas
- Formas absorbidas electrostáticamente
- Forma superficial compleja (Darmawan yWada, 1999)

2.2.4 Efectos

Los metales pesados y sustancias orgánicas nocivas pueden causar daño significativo al medio ambiente y a la salud humana, como resultado de la movilidad o solubilidad de estas sustancias (Lee *et al.*, 2007). Iones tóxicos en aguas subterráneas y/o en suelos, poseen un daño significativo a la salud de aquellos residentes del área afectada (Leszczynska y Ahmad, 2006).

La excesiva acumulación de metales pesados en el suelo es toxico para el ser humano y para otras especies animales. Normalmente la exposición a metales pesados es de forma crónica (exposición durante un lapso prolongado de tiempo), debido al proceso de la cadena alimenticia. La intoxicación aguada (inmediata) por

metales pesados a través de ingestión o vía cutánea es posible, pero extrañamente se ve. Algunos problemas crónicos asociados con la exposición a metales pesados son:

- Plomo: Lapsus mental (perdidas de la memoria).
- Arsénico: Envenenamiento de la piel, afecta a los riñones y el sistema nervioso central. (Auburn, 2000).
- Zinc: Deficiencia de cobre y fierro (Irwin *et al.*, 1997).

2.3 Remediación de suelos

2.3.1 Generalidades

Hay muchas tecnologías de remediación disponibles para el tratamiento de suelos y aguas subterráneas contaminados, que se clasifican ya sea como técnicas *ex-situ* o *in situ* (Reddy *et al.*, 2003).

Cuando un contaminante de tipo metálico es detectado en agua o suelo, la forma apropiada de remediación se basa usualmente en la inmovilización o extracción del contaminante de interés (Leszczynskay Ahmad, 2006).

La remediación de suelos y mantos freáticos contaminados por metales pesados y líquidos de fase no-acuosa, han sido uno de los retos en el campo geo-ambiental. La remoción, limpieza o remediación *in-situ* de los contaminantes de los ambientes geológicos de baja permeabilidad, como los estratos de arcilla, es particularmente difícil debido a la baja movilidad, fuerte adsorción, y / o diversas interacciones dentro de los estratos geológicos (Zhang *et al.*, 2008).

El manejo de tierras contaminadas a través de inspecciones, evaluación y remediación es un tema complejo. Los investigadores han tenido un rol vital, sin embargo un enfoque eficaz a la tierra contaminada requiere la entrada de un amplia gama de especialidades (Wrightson *et al.*, 2009). Además como lo menciona Fontúrbel (2004) en los estudios de investigación de suelos contaminados, la fase de reconocimiento del terreno y de caracterización de materiales (laboratorio) es generalmente la más costosa, por lo que

fundamentalmente una buena planificación previa de las labores a realizar, igualmente menciona que la selección del método idóneo varía en función del tipo de estudio que se desea realizar, de su alcance y, por supuesto, del presupuesto disponible.

2.3.2 Objeto

El objetivo de la remediación de suelos es reducir el riesgo de la introducción de los metales pesados a los organismos, ya sea por ingestión, respirar partículas de suelo contaminado, a través de comida producida en suelo contaminado, o tomando agua contaminado con metales lixiviables (Finzgar *et al.*, 2007).

2.3.2.1 Normatividad

La presente Norma Oficial Mexicana establece criterios para la caracterización y determinación de concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo, hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio, vanadio y sus compuestos inorgánicos; así como los criterios de remediación. Y habla de cuando el suelo que se presume contaminado tiene una superficie menor o igual a 1000m^2 , el responsable procederá a remediar a las concentraciones de referencia totales (CR_T) señaladas en la Tabla 1 de la norma, o a seguir cualquiera de las metodologías descritas en la misma (SEMARNAT/SSA, 2004).

Cuadro 2.3 Concentraciones de CR_T, (SEMARNAT/SSA, 2004)

Tabla 1		
Concentraciones de referencia totales (CR_T) por tipo de uso de suelo.		
Contaminante	Uso agrícola / residencial / comercial	Uso industrial
	(mg/kg)	(mg/kg)
Arsénico	22	260
Bario	5400	67000
Berilio	150	1900
Cadmio	37	450
Cromo	280	510
Hexavalente		
Mercurio	23	310
Níquel	1600	20000
Plata	390	5100
Plomo	400	800
Selenio	390	5100
Talio	5.2	67
Vanadio	78	1000

NOTA:

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

2.3.3 Uso

El uso inadecuado de este recurso trae como consecuencia la imposibilidad de hacer un uso óptimo del suelo, disminuir el impacto ambiental negativo que se produce sobre el suelo (consecuencia de diversas actividades que se llevan a

cabo en los procesos productivos de la industria y demás sectores económicos), y generar una conciencia sobre la importancia de conservar los recursos naturales presentes en el medio, además de regular permanentemente las actividades económicas de las empresas, generación de impactos ambientales negativos sobre el suelo y conservación de los recursos naturales (Silva y Correa, 2009).

2.4 Electrorremediación

2.4.1 Generalidades

Dentro de los tratamientos fisicoquímicos, la remediación electrocinética también conocida como electrorremediación, es una tecnología emergente y promisoría que aprovecha las propiedades conductivas del suelo, cuyo objetivo es separar y extraer contaminantes orgánicos e inorgánicos (metales) de suelos, lodos y sedimentos, con el uso de un campo eléctrico que permite remover las especies cargadas (iones) (García *et al.*, 2011).

Zhang (2008) menciona que el enfoque electrocinético, no ha sido ampliamente utilizado en la práctica debido a las bajas tasas de recuperación, bajo eficiencia económica y / o inaceptables períodos largos de remediación. Condición que a través de los años ha cambiado, volviendo eficiente tal método, según diversos trabajos.

Entre varias tecnologías desarrolladas para descontaminar suelos de metales pesados, se menciona al método electrocinético como una técnica efectiva, particularmente para suelos con baja conductividad hidráulica (AcaryAlshawabkeh, 1993). En la electrorremediación, una corriente directa pasa por el suelo induciendo la electromigración y la electroósmosis, hacia el electrodo donde el contaminante será recolectado (DarmawanyWada, 2002). De acuerdo con un análisis por Acar y Alshawabkeh (1993), la electromigración es más importante al menos para la remoción de contaminantes iónicos. Por lo cual para una descontaminación exitosa de iones metálicos, es importante convertir los precipitados y los iones absorbidos en formas disueltas (DarmawanyWada, 2002).

Electrorremediación, electrorrestauración, electroreclamación, la descontaminación electroquímica, o electromigración son los otros términos con los cuales pudieran ser llamada dicha tecnología(Bongay yNgo, 2012).

2.4.2 Método

El método electrocinético fue específicamente creado para suelos contaminados caracterizados por su baja permeabilidad y por ello difícilmente remediados a través de otras técnicas, el sistema suelo-agua subterránea-sedimento junto con los electrodos puede considerarse una celda electroquímica (Rutigliano *et al*, 2008).

El tratamiento electroquímico de suelos al igual que una celda electroquímica (electrolítica), involucra el paso de una corriente entre un par de electrodos insertados en la masa de suelo, generalmente saturada con agua o cualquier otro líquido que actúe como medio conductor. En esta celda electroquímica, la conducción o transporte de corriente eléctrica dentro de la solución del suelo, la realizan las especies iónicas disueltas. Para poder cerrar el circuito en esta celda, es necesario que se lleve a cabo la transferencia de carga, en la interfase entre un conductor electrónico (electrodos) y un conductor iónico (electrolito). Para tal efecto, se requiere que las especies iónicas se oxiden y/o reduzcan en la superficie de los electrodos, a este conjunto de reacciones se les conoce como electrólisis(Murillo-Rivera, 2005).Esto implica la aplicación de una corriente eléctrica a una matriz de electrodos incrustados en el suelo. La electrólisis, electroforesis y electro-ósmosis buscan inducir el movimiento de los contaminantes en el agua a través de los poros hacia los electrodos. Para purgar soluciones se bombea en las carcasas de los electrodos porosos, para así eliminar los contaminantes a superficie, donde se bombea a una planta de tratamiento de agua para la eliminación de contaminantes(Wrightson *et al.*, 2009).

Como resultado del gradiente eléctrico producido, diferentes reacciones fisicoquímicas y el transporte de contaminantes ocurre, debido a diversos mecanismos que se llevan a cabo dentro del suelo. Varios métodos han sido

sugeridos para el control y la mejora de la eliminación de contaminantes en la remediación electrocinética.

Para proporcionar condiciones uniformes entre los electrodos, la simple inversión periódica de la polaridad del electrodo puede ser utilizado. Este método ayuda a evitar la acumulación excesiva de productos químicos y otras complicaciones en el suelo (BongayyNgo, 2012).

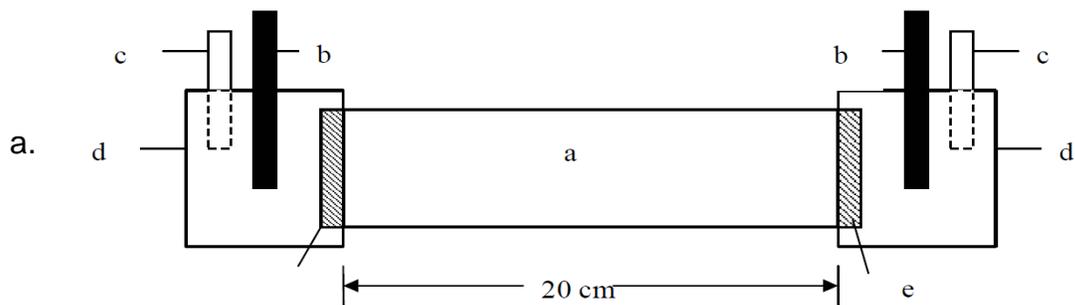
Como consecuencia de la aplicación del campo eléctrico, se generan principalmente tres fenómenos electrocinéticos, estos son:

- Electroósmosis; que representa el movimiento del líquido con respecto a las superficies sólidas inducido por el campo eléctrico. Esto se produce debido a que en las superficies no equilibradas de las partículas del suelo predominan las cargas negativas, y atraen al líquido hacia el cátodo, que se comporta como un gran catión.
- Electromigración; es el mecanismo primario de la remediación, también llamado migración iónica, es el movimiento de especies iónicas disueltas, que están presentes en el fluido del poro, debido a la influencia de un campo eléctrico.
- Electroforesis; corresponde al desplazamiento de partículas coloidales cargadas en suspensión en un líquido (García *et al.*, 2011).

2.4.3 Bases de operación

La remoción electrocinética de contaminantes del suelo se lleva a cabo bajo la influencia de varios procesos(Korolev, 2006).Célula y componentes para llevar a cabo la electrolisis:

Figura 2.1 Esquema de celda de electroremediación.



suelo- agua

b. electrodos

c. salida de gases

d. ventana transparente

e. rejilla perforada y papel filtro (Hernández *et al.*, 2006)

Cualquiera procedimiento para el acondicionamiento un proceso electrocinético, debe satisfacer los siguientes criterios:

1. Impedir la precipitación y la adsorción de contaminantes.
2. Impedir la producción de iones de hidrógeno en un período relativamente corto de tiempo que dará lugar a la reducción del flujo de electroósmosis y eliminación contaminantes catiónicos.
3. Prevenir cualquier reacción con los contaminantes que causan la precipitación.
4. Prevenir los efectos tóxicos sobre el suelo (Shenbagavalli and Mahimairaja, 2010).

2.4.3.1 Suelo humectado

La electroremediación, involucra la aplicación de un campo eléctrico en una matriz porosa que generalmente se encuentra saturada con agua o algún electrolito de interés, en algunos casos, es necesario utilizar soluciones para

reforzar la solubilización y transporte de contaminantes metálico (García *et al.*, 2011).

Es necesario saber el tipo de agente contaminante presente y las condiciones del suelo para una mejor elección del reactivo a ser utilizado. Para suelos no saturados, en la adición de agua del ánodo es necesaria la reposición el agua perdida en el cátodo. La desorción y el transporte de los iones metálicos hasta el cátodo puede ser mejorada mediante el lavado del suelo con un ácido (BongayyNgo, 2012).

En algunos casos, es necesario utilizar reactivos para reforzar la solubilización y transporte de contaminantes metálicos; ácidos como el acético, puede utilizarse en el cátodo para neutralizar los hidroxilos generados por la reducción electrolítica del agua; existen ventajas en el uso de ácido acético para despolarizar los iones hidroxilo generados por el proceso de reducción (García *et al.*, 2012).

Cuando el suelo contiene grandes cantidades de compuestos metálicos solubles, (por ejemplo, carbonatos, fosfatos, hidróxidos y sulfuros), pueden surgir dificultades durante el proceso de remediación electrocinética. Para evitar estas complicaciones, las soluciones electrolíticas se necesita en gran medida (BongayyNgo, 2012).

2.4.3.1.1 Electrolitos

La característica distintiva de la estructura de los surfactantes es la región hidrofilia de la molécula o la cabeza polar grupal que puede ser positiva, negativa, neutral o dipolar, mientras que la región hidrofobia o la cola que consiste de una o más cadenas de hidrocarburos, usualmente con 6-22 átomos de carbón. Por ello que también se les llame anfifilos, compuestos teniendo ambas regiones polares y no polares en sus moléculas. Dependiendo de si el resto de la estructura se encuentra unida, la hidrófilica a la porción hidrófobica, el tensioactivo puede ser clasificado como catiónicos, aniónicos, no iónicos o dipolar.

Además dos propiedades importantes de los surfactantes son la adsorción en interfase y la agregación a la estructura supramolecular, son utilizados ventajosamente en la electroquímica. Estos son capaces de modificar y controlar las propiedades de la superficie de electrodos. El uso de la estructura de surfactantes para alterar o mejorar la velocidad de reacción se ha conocido por décadas. Recientemente, estas estructuras han sido utilizadas para controlar la dirección de las reacciones.

En principio, si la estructura, dimensiones, y la polaridad de los agregados interfaciales y la posición del centro electroactivo dentro del mismo son conocidos, el efecto en la electroquímica cinética puede ser predecible, usando teorías modernas de transferencia de electrones. La introducción de los surfactantes a área trae una nueva y útil dimensión. Numerosas referencias indican la variedad de influencia que estos tienen, en la catálisis de reacciones orgánicas, solubilización de compuestos orgánicos, control electroquímica de reacciones, la alteración o mejoramiento de la velocidad de reacción y control de la dirección de reacciones (Vittal *et al.*, 2006).

2.4.3.1.1.1 EDTA

El EDTA es un agente quelante que es fácil de obtener y es benigno con el medio ambiente y no interactúa con el suelo. Muchos de los agentes quelantes distintos de EDTA son iónicos y puede, en principio, ser introducido en el suelo por la migración iónica (Hakansson *et al.*, 2008; Karim, 2000).

2.4.3.1.1.2 NaOH

El hidróxido de sodio es altamente soluble, así que el efecto de formación de hidróxidos en el cátodo no debería ser significativa (McKinley and Savidou, 1997). Van Diemen y Stein (1978) se encuentran entre otros tantos que han utilizado este electrolito entre sus experimentaciones, especialmente para controlar la adsorción en el proceso.

2.4.3.1.1.3 (NH₄)₂SO₄

El pH se eleva a causa de la generación de iones hidroxilos, como el resultado de la evolución de la reacción del hidrogeno catódico durante la remediación. La alcalinización del suelo favorece la absorción de contaminantes y la formación de precipitados de metales pesados (Li et al., 1998). Razones por las cuales se puede observar algunos trabajos con dicho surfactante (Hakansson *et al.*, 2008).

2.4.3.2 Electroodos

La remediación electrocinética es altamente dependiente de la reacción con el electrodo, por que se ve afectado por las variaciones de pH. Estas reacciones crean el frente acido y básico, en el ánodo y cátodo, respectivamente. Los electrodos deben ser de material inerte y barato: grafito, acero inoxidable, titanio, o plástico conductor, son materiales adecuados (Rutigliano *et al.*, 2008).

Esta tendencia para que el material se acumule en los electrodos es compensada por una mayor tasa de difusión en los pozos, y por la mayor tasa de dispersión que resulta de asumir que la dispersión en los pozos es un orden de magnitud mayor que en el suelo (McKinley and Savvidou, 1997).

2.4.3.2.1 Grafito

Con la finalidad de evitar introducir contaminantes en el sistema, para la fabricación de los electrodos generalmente se eligen materiales inertes como titanio con cubierta electrocatalítica de varios óxidos; sin embargo, también pueden elegirse materiales reactivos como el hierro o el grafito. La estructura de los electrodos debe ser porosa para establecer un buen contacto con los electrolitos y para poder liberar los gases producidos por la electrólisis del agua. El tamaño, forma y arreglo de los electrodos, así como la distancia entre ellos afecta las tasas de remoción de contaminantes (De la Rosa *et al.*, 2007) . Varias investigaciones han utilizado grafito por sus resultados (Akretche, 2002).

2.4.3.3 Fuente de poder

Los resultados muestran que la tasa de sedimentación y la velocidad son variados y controlados por el voltaje aplicado (Mathewson, 2010). El único inconveniente sería que consume mucho tiempo debido a la baja tensión generada (Rajić *et al.*, 2012).

2.4.4 Sistema suelo-electrodo-electrolito

El flujo electrocinético ocurre cuando un gradiente eléctrico se aplica a un sistema suelo-fluido contaminado (Karim, 2000). Como resultado del gradiente eléctrico, diferentes propiedades físico-químicas reaccionan y producen un transporte de contaminantes que se debe a diversos mecanismos dentro del suelo y las aguas subterráneas, así las reacciones de electrólisis causan la generación de una solución ácida en el ánodo y una solución alcalina en el cátodo (Reddy *et al.*, 2003).

La influencia de la textura arcillosa, ocasiona una disminución de la velocidad de infiltración a medida que se reduce el espacio poroso del mismo; es decir, está en función de la dimensión de los poros lo cual es ocasionado por un aumento en su densidad aparente (Duchaufour y Souchier, 1987; Pritchett, 1986). Los cambios geoquímicos en la arcilla suponen un cambio en la conductividad electrosmótica, consecuentemente en la tasa de flujo del medio acuoso. Causas de este efecto son el cambio de cargas superficiales en los minerales de la arcilla (dependiendo de su dependencia en el pH), cambiando la ocupación de los cationes y/o la formación de precipitados en poros. En adición un pH bajo dará lugar a un deterioro de la estructura de cristales de la arcilla (Gustav *et al.*, 2010).

El flujo electrocinético, siendo un proceso superficial, es relativamente insensible al tamaño de los poros o su distribución, y por ello en principio atractivo para el trabajo con partículas finas, como la arcilla (Lockhart, 1982). Un campo eléctrico puede eliminar los metales de suelos arcillosos, como se ha demostrado en varias aplicaciones en campo (Hakansson *et al.*, 2008).

La eficiencia del proceso puede verse afectada por las reacciones que ocurran en los electrodos. Por ejemplo las reacciones de la electrolisis del medio acuoso pueden significar una modificación del pH. En caso de un pH alto o una gran cantidad de carbonatos, estos parámetros ocasionan oclusión de poros, debido a un fenómeno de precipitación. Por consecuencia un descenso en el coeficiente electroosmótico de conductividad eléctrica, que da lugar a un flujo del líquido (Rutigliano *et al.*, 2008).

Electrodos recubiertos con películas de arcilla han sido examinados en soluciones de surfactantes. Las arcillas naturales son intercambiadores de cationes de aluminosilicato. Ellos adsorben los tensioactivos catiónicos. Investigaciones sobre la influencia de agentes superficiales activos (electrolito) en la cinética de las reacciones de transferencia de electrones en los electrodos se extiende por medio de un siglo (Vittal *et al.*, 2006).

El medio ácido en el ánodo favorece la desorción y disolución de algunos iones metálicos y pueden existir como cationes o como complejos aniónicos. Sin embargo, el ambiente generado al cátodo puede impedir la solubilización de los contaminantes metálicos (García *et al.*, 2012).

2.4.5 Electrorremediación en metales pesados

Los metales pesados son muy comentados entre los contaminantes de los territorios de varias ciudades. En el campo de una corriente eléctrica constante los metales pesados se mueven entre la arcilla a modo variadas formas. Numerosos trabajos, tanto locales como autores extranjeros, se han dedicado al análisis de la remediación electrocinética de suelos de metales pesados (Korolev, 2006).

Las extracciones de iones metálicos para varios sólidos se han hecho mediante procesos electrocinético que utilizan membranas de intercambio iónico. En efecto, los procesos de electrorremediación se han aplicado a:

- La remediación de suelos contaminados por plomo y zinc.
- La lixiviación de cobre.

Buscando unir la naturaleza de dichos solidos con la eficiencia del proceso (Akretche, 2002).

La técnica de la despolarización esta siendo utilizada con éxito en la recuperación de plomo, cromo, zinc y otros metales pesados de los suelos en los EE.UU. y Europa, la técnica genera grandes cantidades de líquido por lo cual requiere la transformación secundaria (Sogorka *et al.*, 1997).En el caso de las arcillas Lockhart (1982).dice que las partículas y poros más pequeños son encontrados, estos son tan impermeables que la electroósmosis parecería el único medio.

2.4.5.1 Plomo (Pb)

La contaminación del suelo por plomo ha ocurrido a una escala global. Es por ello que es deseable identificar tierras contaminadas y desarrollar parámetros ambientales de mejora (Markus and McBratney, 2001).

Cuadro 2.4 Estudios detallados sobre electrorremediación en Pb (Page and PAGE, 2002).

Metal	Suelo Natural (N) o Sintetico (S)	Contaminado o alterado	Mejorado ([en el ánodo (A) o el cátodo (C)]	Referencia
Pb	kaolita (S)	alterado	ninguno	Hamed <i>et al.</i> 1991
	kaolita (S)	alterado	ninguno	West and Stewart 1995
	kaolita (S)	alterado	ninguno	Acar and Alshawabkeh 1996
	kaolita (S)	alterado	ninguno	Alshawabkeh and Acar 1996
	kaolita (S)	alterado	ninguno	Menon <i>et al.</i> 1996

Cuadro 2.5 Estudios detallados sobre electroremediación en Pb (Page and PAGE, 2002).

Metal	Suelo Natural (M) o Sintético (S)	Contaminado o alterado	Mejorado ([en el ánodo (A) o el cátodo (C)])	Referencia
Pb	kaolita (S)	alterado	EDTA (C)	Yeung <i>et al.</i> 1996, 1997b
	arena (S)	alterado	agua (C)	Denisov <i>et al.</i> 1996
	arena (S)	alterado	EDTA (C)	Wong <i>et al.</i> 1997
	arena (S)	alterado	solucion conductiva (C)	Li <i>et al.</i> 1997b
	arcilla ilitica / arena (S)	alterado	C ₂ H ₄ O ₂ (C) o ion	Puppala <i>et al.</i> 1997
	arcilla ilitica marina (M)	alterado	membrana selectiva (C) C ₂ H ₄ O ₂ (C) o ion membrana selectiva (C)	Rodsand <i>et al.</i> 1995
	arcilla marina (M)	alterado	C ₂ H ₄ O ₂ (C) + HNO ₃ (en el suelo)	Jeong and Kang 1997
	franco limoso (M)	alterado	C ₂ H ₄ O ₂ (C) ±HCl (A) o EDTA (C)	Reed <i>et al.</i> 1995
	arcilla, franco arcilloso y arena arcillosa (M)	alterado	HCl (en el suelo)	Sah and Chen 1998
	arena arcillosa (M)	contaminado	membrana de intercambio ionico (A y C)	Hansen <i>et al.</i> 1997

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Localización del sitio experimental

La parte experimental de esta investigación se llevó a cabo durante el periodo de junio 2011 a agosto 2011, en el Laboratorio de Ambiental de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, situada en la Ciudad Universitaria, ubicada en la colonia San Manuel, calle 14 Sur y Avenida San Claudio, en Puebla, Puebla.

3.2 Muestras de suelo

Para el desarrollo de la investigación se utilizaron muestras de suelo provenientes de jales de mina mexicanas, más específicamente del distrito minero de Zimapán, que se sitúa en la porción occidental del estado de Hidalgo a 95 km al noroeste de la ciudad de Pachuca, por la carretera estatal no. 85 Actopan-Ixmiquilpan-Tasquillo. Sus coordenadas geográficas son 20° 44' 00" de latitud norte y 99° 23' 00" de longitud oeste. Este distrito está situado en una región con un clima subcálido, con una precipitación media anual de 1 070 mm y una temperatura promedio de 21°C.

El suelo objeto de estudio se caracterizó observando que tiene un contenido de 49.8% de arena, 25.8% de arcilla, 23.9% de limo. Donde los metales de interés (arsénico, plomo y zinc) están asociados a sulfuros, sulfatos y carbonatos

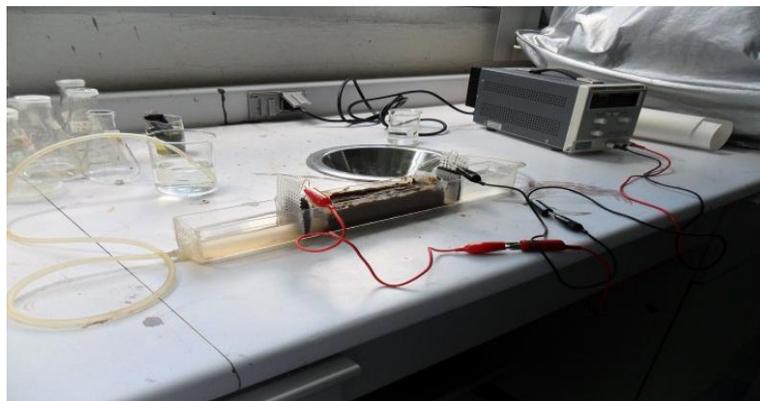
* Información entregada por el personal que obsequió la muestra de suelo.

3.3 Preparación de la celda

El suelo intemperizado con alto contenido de carbonatos y contaminado con metales pesados se pesa para obtener 200gr de suelo que serán mezclados con la solución humectante respectiva al experimento. Debido al contenido de arcilla se consideró establecer 2 variantes:

- El suelo natural humectado con el electrolito en una proporción 2:1. las soluciones humectantes utilizadas son $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 0.1 M, EDTA 0.1 M, y NaOH 0.1 M,
- El suelo mezclado con gravilla en una proporción 4:1 (incremento de la porosidad), y posteriormente humectado en la misma proporción que el suelo natural.

Figura 3.1 Celda de electroremediación.



El instrumental empleado es una celda electroquímica, hecha a base de un material acrílico, para proporcionar la aislación eléctrica necesaria. El aparato posee una forma rectangular (45cm ancho x 5cm largo x 7cm alto), dividida en 5 compartimentos por maya plástica, y los electrodos de grafito en el ánodo y cátodo, protegidos con papel filtro, adicionándose una fuente de poder de 1.5 mA cm^2 , en cada experimento y sus respectivas conexiones eléctricas.

Se coloca la pasta de suelo y electrolito en el área central de la celda de electroremediación, mientras en las áreas anódica y catódica se adiciona el electrolito en función. Durante la realización del experimento, se debe proveer solución humectante para mantener el nivel en el pozo anódico y coleccionar el fluido drenado, como se presenta en la Imagen. Un sistema de presión hídrica permite que la solución electrolítica, colocada en el vaso de precipitado, fluyera a través

del suelo tratado, permitiendo un flujo constante en el movimiento de contaminantes.

3.4 Remediación

El sistema se trabaja a densidad de corriente constante aplicando 1.5 mA cm², durante 10 horas.

Los experimentos de electroremediación comprendieron las siguientes preparaciones:

Cuadro 3.1 Nomenclatura del experimento.

Descripción	Nomenclatura
Suelo natural humectado con sulfato de amonio	EXP 1
Suelo mezclado con gravilla, humectado con sulfato de amonio	EXP 2
Suelo natural humectado con EDTA	EXP 3
Suelo mezclado con gravilla, humectado con EDTA	EXP 4
Suelo natural humectado con NaOH	EXP 5
Suelo mezclado con gravilla humectado con NaOH	EXP 6

Al término del experimento el suelo se corta en 5 secciones. La valoración de aniones se hace a través de muestras analíticas preparadas con suelo y agua destilada en una proporción 1:2. Mientras que la concentración residual de metales se evalúa por digestión ácida y absorción atómica.

3.5 Parámetros evaluados

El seguimiento experimental ha comprendido:

- a. Evolución de pH en los pozos de electrodo y suelo; a través de un electrodo para pH, acoplado a un potenciómetro marca Conductronic.
- b. Evolución de flujo electroosmótico; mediante el líquido acumulado en el recipiente de captación del pozo catódico y con titulación.
- c. Evolución de Variables eléctricas; que se midió con conductímetro y pHmetro.
- d. Detección de concentraciones residuales, espectrofotómetro HACH 2100 y cromatógrafo de gases.

Las titulaciones fueron respectivamente de Alcalinidad (1N AgNO₃ + indicador de cromato de potasio), Cloruros (1N NaOH + indicador de Murexida), Dureza de Calcio (1.031N EDTA + indicador de negro de ericromo) y Dureza Total (.021N H₂SO₄ + indicador de fenolftaleína o naranja de metilo).

3.6 Análisis de Resultados

Para el análisis de los resultados se utilizaron las siguientes formulas, para los datos respectivos:

Cloruro

$$\frac{mg}{l} Cl = \frac{[(ml_{AgNO_3} \text{ muestra} - ml_{AgNO_3} \text{ testigo}) * Normalidad_{AgNO_3} * 35460]}{ml \text{ muestra}}$$

Alcalinidad

$$\frac{mg}{l} CaCO_3 = \frac{[ml_{EDTA} \text{ titulador} * 1000 * f]}{ml \text{ muestra}}$$

$$f = \frac{mg_{CaCO_3}}{ml_{EDTA} \text{ titulador}}$$

Dureza

$$\frac{mg}{l} CaCO_3 = \frac{[ml_{H_2SO_4} \text{ valorado} * Normalidad_{H_2SO_4} * 50000]}{ml \text{ muestra}}$$

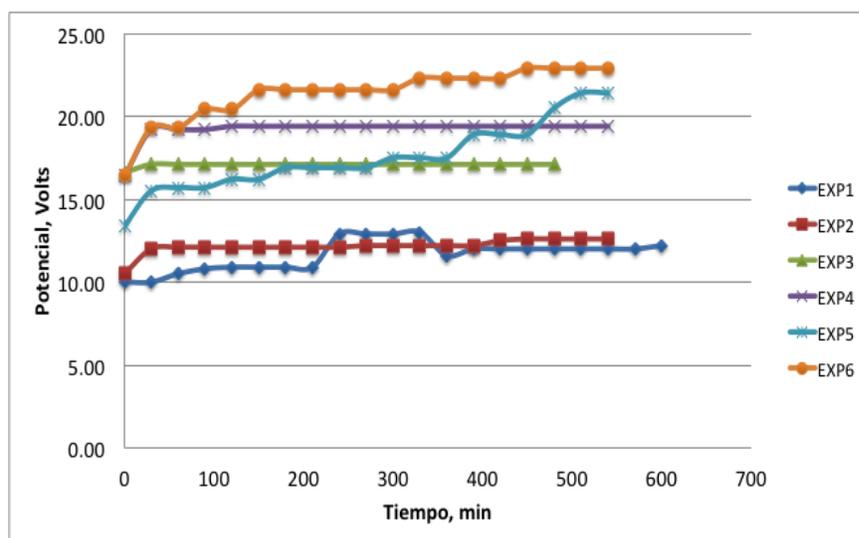
Mientras tanto los resultados arrojados por el cromatografo de gases fueron interpretados de dicha manera. Las curvas de regresión que se aplicaron a los resultados se obtuvieron con el programa Microsoft Office Excel.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Variables eléctricas

De los resultados experimentales se observa (Figura 4.1) que el sistema de menor resistividad corresponde al $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ya que el potencial eléctrico inicia en 10 V y a las 10 horas finaliza en 12.2 V, no existiendo diferencia al incluir la gravilla; mientras que con EDTA inicia en 16.6V y finaliza en 17 V y 19 V (con gravilla); asimismo, con NaOH inicia en 13 V y finaliza en 21 V y 22 V (con gravilla).

Figura 4.1 Evolución de las variables eléctricas. BUAP. 2011.



La explicación según Lockhart (1982) es que la electroósmosis es inherentemente un proceso de corriente directa, en el cual la corriente se mantiene por la formación y descarga de iones en los respectivos electrodos. La conductividad es solo una parte de la concentración iónica para corriente alterna relativamente alta y no por la situación de corriente directa.

4.2 pH

En cuanto a los valores de pH se considera la evolución en los pozos de los electrodos, así como en las muestras de suelo al final del experimento; los

resultados para $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ muestran que el pozo anódico logra acidificarse hasta un valor de 4.5, mientras que el pozo catódico alcanza un valor de 9.5; cuando el humectante es EDTA el pozo anódico logra un valor de 4 con el suelo natural, pero cuando se incorpora gravilla el pH anódico tiende a aumentar para posteriormente disminuir al valor inicial de 7 y finalizar en 6.5, mientras que el pozo catódico se alcaliniza hasta 10; finalmente con NaOH el pH inicial es de 12, observándose cambios sólo en el pozo anódico el cual se acidifica lentamente finalizando en 6.5, pero la inclusión de gravilla obstaculiza la acidificación y sólo se alcanza un valor de 8.5. Asimismo, en las secciones de suelo el pH final oscila entre 5.5 y 7, lo cual evidencia el fuerte amortiguamiento ejercido por los carbonatos del suelo.

El sulfato de amonio y EDTA favorecen la acidificación del pozo anódico con el suelo natural (EXP1, EXP2 y EXP3), pero al incorporar gravilla el pH oscila entre 6 y 8 (EXP4). El NaOH es el que menor acidificación permite. En el cátodo ocurre alcalinización para todos. Como se ve en la Figura 4.2 y Figura 4.3 La reacción del EDTA permite observar lo que menciona Gustav (2010) sobre que si la arcilla contiene carbonatos, el pH en el ánodo no bajara de 7. Sin embargo, en el cátodo podrá aumentar a altos niveles el pH. Los pH extremadamente alto o bajos causan un deterioro en la estructura o superficie de la arcilla, lo cual conduce a cambios en la conductividad electroosmótica, y como resultado en la tasa de flujo del medio acuoso.

Figura 4.2 Evolución del pH en pozo anódico. BUAP. 2011.

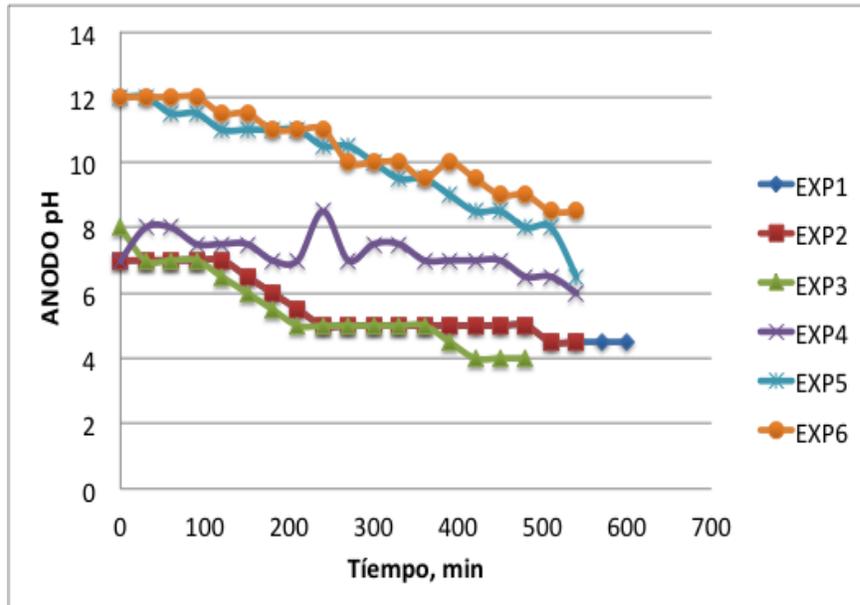


Figura 4.3 Evolución del pH en pozo catódico. BUAP. 2011.

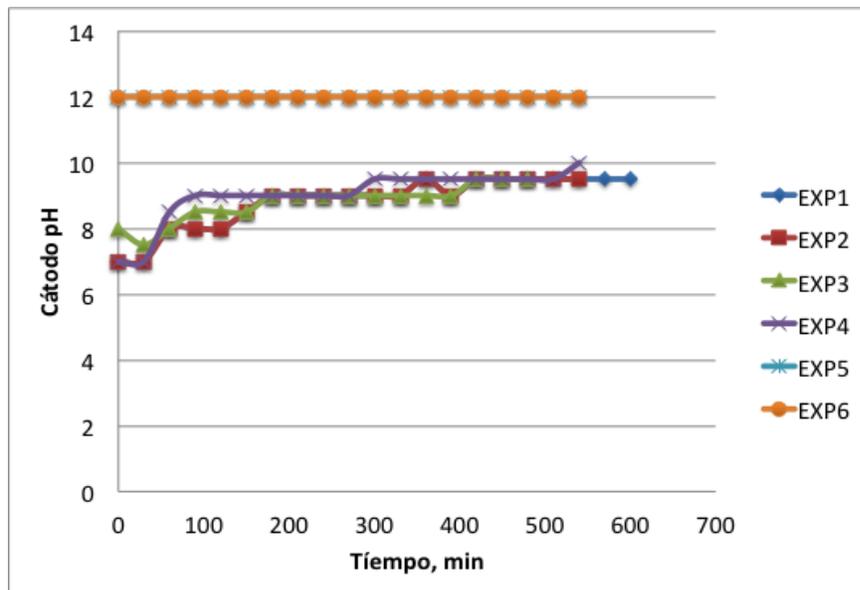
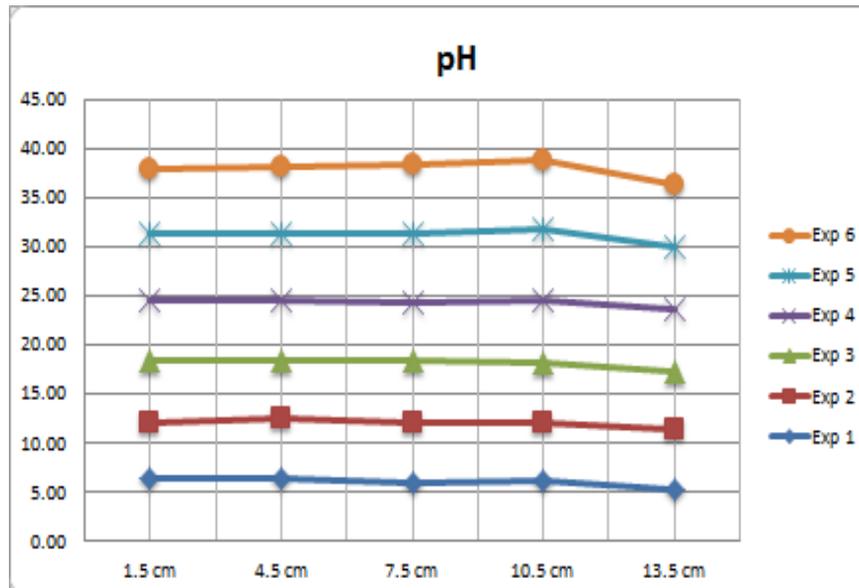


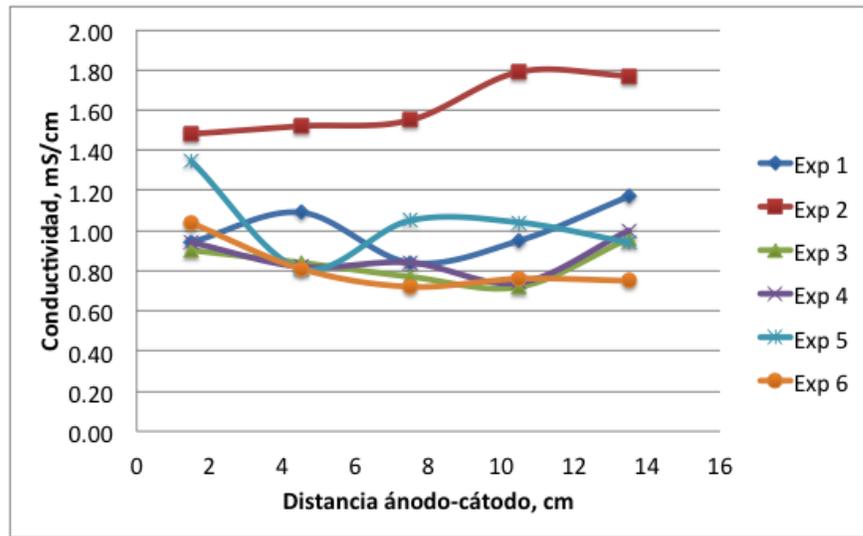
Figura 4.4 Evolución del pH en suelo. BUAP. 2011



4.3 Conductividad eléctrica

Analizando la conductividad eléctrica de las muestras analíticas, en las diferentes secciones del suelo, se observa que la muestra con mayor conductividad corresponde a la humectación con $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ y la porosidad aumentada con gravilla. Este incremento de conductividad permite la solubilización y movilidad de aniones y metales.

Figura 4.5 Evolución de Conductividad eléctrica. BUAP. 2011

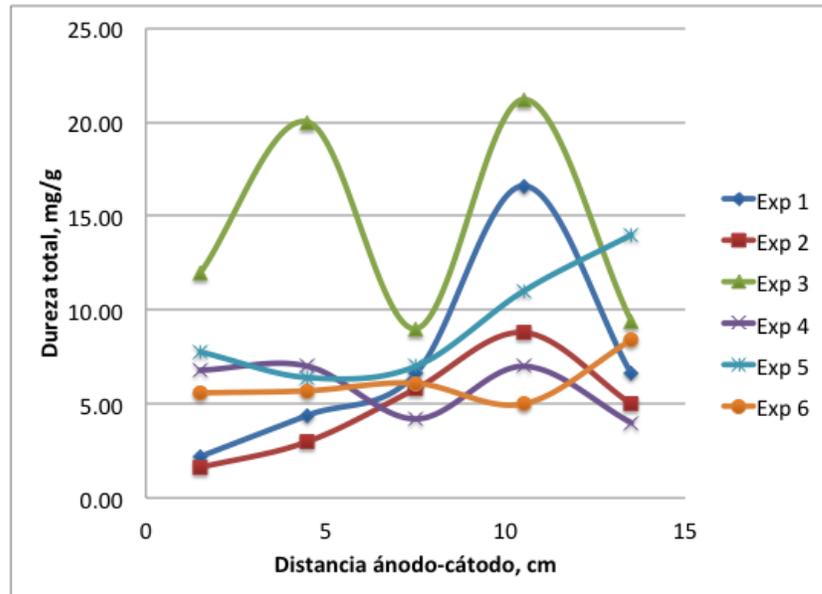


4.4 Porosidad

Observándose que el aumento de porosidad por inclusión de gravilla favorece la movilidad de complejos de carbonatos hacia el cátodo, mientras que los bicarbonatos migran hacia el ánodo.

El sulfato de amonio permite que los carbonatos se desplacen y acumulen hacia el cátodo (EXP1, EXP2), el EDTA da un comportamiento aleatorio (EXP3, EXP4) El mejor transporte de carbonatos ocurre en el suelo natural, incluir la gravilla disminuye el transporte. (Figura 4.6)

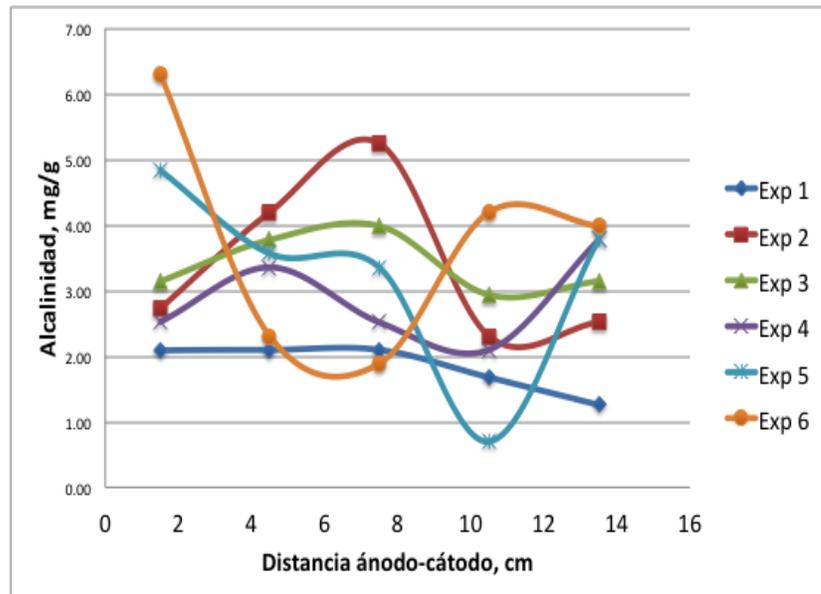
Figura 4.6 Desplazamiento de carbonatos. BUAP. 2011



Mientras el transporte de bicarbonatos ocurre en dirección anódica con el sulfato de amonio y NaOH, se favorece por la gravilla. El EDTA indica un transporte aleatorio. (Figura.4.7)

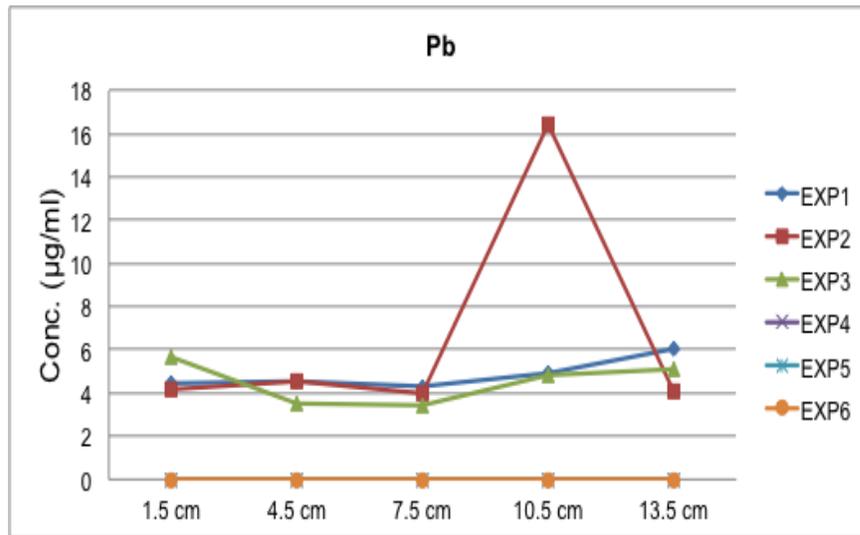
El comportamiento del EDTA se puede entender un poco al saber que en las áreas de pH alto, cerca del cátodo, la precipitación de metales pesados en forma de hidróxidos y carbonatos puede causar formación de sedimentos, es decir, que aunque la remoción se esté llevando a cabo, cuando los iones metálicos llegan al sitio con alto nivel de pH, estos pueden ser adsorbidos por el suelo o llegan a precipitarse, por lo cual la efectividad de la remoción del contaminante es baja (Rutigliano *et al.*, 2008).

Figura 4.7 Desplazamiento de bicarbonatos. BUAP. 2011



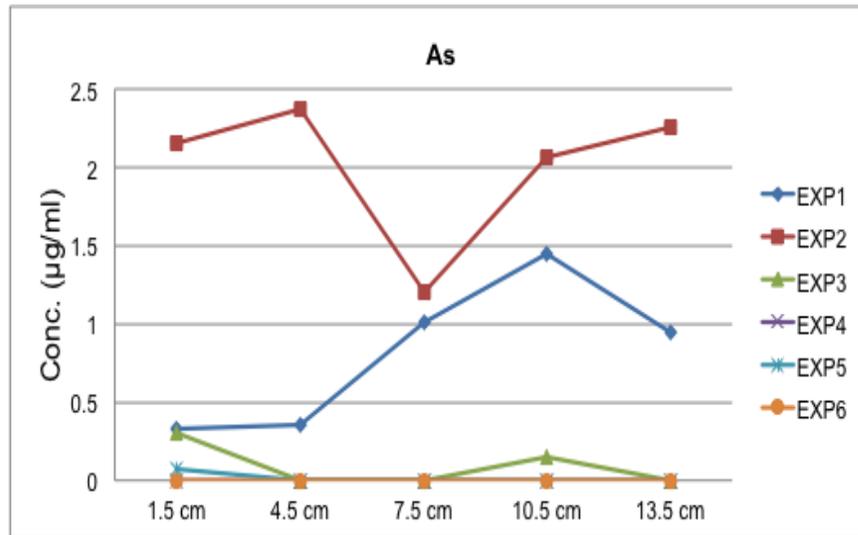
Asimismo, en el suelo natural se retarda el movimiento de la solución humectante y se favorece la movilidad hacia el cátodo de Pb, As y Zn, los cuales tienen menor concentración en las secciones entre el ánodo y la parte media, y exhiben una acumulación en una sección previa al cátodo. Asimismo, el aumento de porosidad favorece la movilidad de Pb y As logrando que en la sección previa al cátodo se alcancen concentraciones de hasta 3 veces las observadas en el suelo natural.

Figura 4.8 Desplazamiento de plomo. BUAP. 2011



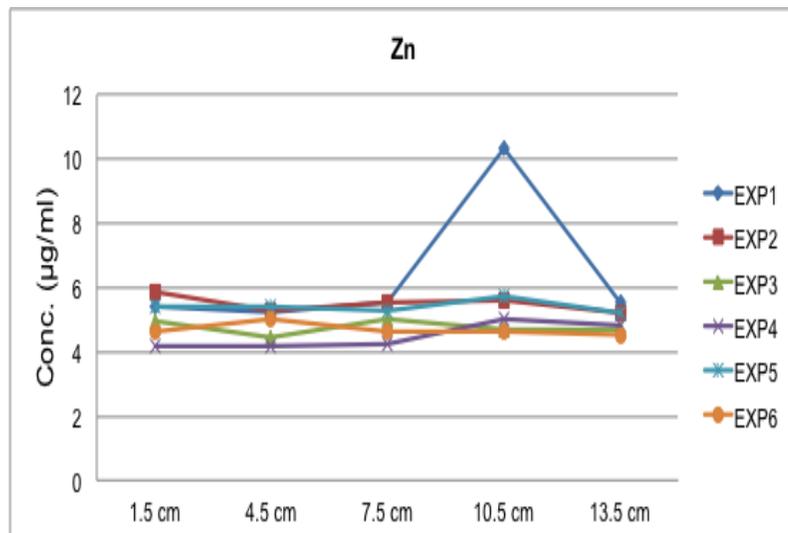
El mejor humectante es el sulfato de amonio, en este caso el transporte de plomo se favorece cuando se incrementa la porosidad (EXP2). En el EDTA se puede observar que entre más estables sean los complejos que se forman con los ácidos húmicos y fúlvicos, se puede crear una baja conductividad en ciertas zonas del suelo, evitando un buen transporte de plomo. Esto se debe a la presencia de carbonatos con el uso de dicho electrolito, pues se disuelve fácilmente el elemento, mientras el resto se presenta en forma de carbonatada (Akretche, 2002).

Figura 4.9 Desplazamiento de arsénico. BUAP. 2011



El mejor humectante es el sulfato de amonio, el suelo natural (EXP1) favorece un transporte selectivo hacia el cátodo. Aumentar la porosidad propicia un transporte bidireccional.

Figura 4.10 Desplazamiento de zinc. BUAP. 2011



El mejor transporte de zinc ocurre cuando el humectante es el sulfato de amonio (EXP1), exhibiendo acumulación en la sección previa al cátodo. En el caso del EDTA una gran parte del zinc se acumula en la materia orgánica, lo cual explica la extracción tan pobre de este, por la baja movilidad como compuesto organometálico (Akretche, 2002).

El suelo natural parece proveer el mejor tiempo de residencia para favorecer la disolución y movilización iónica, mientras que la incorporación de gravilla queda sujeta a considerar cuál es el metal que se prefiere movilizar selectivamente.

V. CONCLUSIONES

Los resultados del presente estudio arrojaron las siguientes conclusiones:

1. En todos los tratamientos propuestos se llevó a cabo un cierto grado de remoción.
2. La solución humectante con mayor remoción para el suelo arcilloso con altos contenidos de carbonatos fue la de sulfato de amonio.

RECOMENDACIONES

Para tener una mayor remoción de los metales contaminantes, en este caso el Pb, Zn y As, se recomendaría evaluar un mayor tiempo de electrólisis, ya que a las 10 horas de tratamiento efectuados en este estudio, un tiempo corto para este tipo de procesos, se observa disminución de la concentración de estos metales.

VI. LITERATURA CITADA

- Acar, Y. B., Alshawabkeh, A. 1993. Principles of Electrokinetic Remediation. *Environmental Science and Technology*. 27: 2638-2647.
- Acar, Y. B., Alshawabkeh, A. 1996. Electrokinetic Remediation 1. Pilot Scale Test with Pb-Spiked Kaolinite. *Journal of Geotechnology and Engineering*. 122: 173-185.
- Acar, Y. B., Hamed, J., Alshawabkeh, A., Gale, R. J. 1994. Removal of Cd(II) from Saturated Kaolinite by the Application of an Electrical Current. *Geotechnology*. 44: 239-254.
- Akretche, D. 2002. Influence of the Solid Nature in the Efficiency of an Electrokinetic Process. *Desalination*. 147: 381-385.
- Auburn. 2000. Heavy Metal Soil Contamination. United States Department of Agriculture - Natural Resources Conservation Service. Soil Quality-Urban Technical Note 3. 3: 1-7.
- Bongay, D. J. R., Ngo, R. L. 2012. Electroremediation of Cu-Contaminated Soil. *International Journal of Chemical and Biological Engineering*. 96-101
- Bridges, E. 1981. Soil geography: a subject transformed. *Progress in Physical Geography*. 5: 398-407
- Cox, C., Shoosmith, M., Ghosh, M. 1996. Electrokinetic Remediation of Mercury-Contaminated Soil Using Iodine/Iodide Lixiviant. *Environmental Science and Technology*. 30: 1933-1938.
- Darmawan, Wada S. 1999. Kinetics of Speciation of Cu, Pb and Zn Loaded to Moisture Content. *Commun. Soil Science and Plant Analysis*. 30: 2363-2375.
- Darmawan, Wada S. 2002. Effect of Clay Mineralogy on the Feasibility of Electrokinetic Soil Decontamination Technology. *Applied Clay Science*. 20: 283-293.
- De la Rosa, D. P., Teutli, M. M. M. L., Ramírez, M.E. I. 2007. Electrorremediación de Suelos Contaminados, una Revisión Técnica para su Aplicación en Campo. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 23; 003: 129-138.

- De las Salas, G. 1987. Suelos y Ecosistemas Forestales con Énfasis en América Tropical. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura, San José, Costa Rica. 447.
- Dorronso, C. 2007. Edafología y Química Agrícola. Universidad de Granada, España, Disponible en: <http://edafologia.ugr.es/conta/tema10/import.htm>. Fecha de recuperación: 31/05/12.
- Duchaufour, Ph., Souchier, B. 1987 Manual de Edafología:Constituyentes y Propiedades del Suelo. Toray-Masson, Barcelona, 1987. 461.
- Echarri, L. 1998. Ciencias de la Tierra y del Medio Ambiente. Universidad de Navarra, España. Disponible en: <http://www.tecnun.es/Asignaturas/ecologia/Hipertexto/05PrinEcos/110Suelo.htm>. Fecha de recuperación: 31/05/12
- Fernandez, R. 1966. The Process of Soil Water Movement by Electricity (Electroosmosis) and its Application to the Reclamation of a Sodic Soil. Dissertation Abstracts, 26: 4166.
- Finzgar, N., Kos, B., Lestan, D. 2007. Bioavailability and Mobility of Pb after Soil Treatment with Different Remediation Methods.PlantSoilEnvironment. 52: 25-34.
- Fontúrbel, F. R., Ibañez, C. N., Palomeque, S. D., Salinas, T. L., Galleguillos, F. L. 2004. Descontaminación y Tratamiento de Contaminantes en Suelos. El Recurso Suelo: Bases Edafológicas, Problemáticas, Administración Y Contaminación. CD-ROM interactivo, Ed. Publicaciones Integrales, La Paz.
- García, L. H., Vargas, M. R., Reyes, V. E. C. 2010 Electro-Remediación de Pb en Suelos Contaminados de Zimapán Hidalgo, Usando Agua y Ácido Acético como Electrolitos. XXV Congreso de la Sociedad Mexicana de Electroquímica, Zacatecas, México. 31 de Mayo a 4 de Junio, 2010. 1158 – 1167
- García, L. H., Vargas, M. R., Reyes, V. E. C. 2011 Electrorremediación de Suelos Arenosos Contaminados por Pb, Cd y As Provenientes de Residuos Mineros, Utilizando Agua y Ácido Acético como Electrolitos. Superficies y Vacío. 24(1) : 24-29.

- Gibbs, R., Reid, J. 1988. A Conceptual Model of Changes in Soil Structure Under Different Cropping Systems. *Advances in Soil Science*. 8: 123-149.
- Gustav, J., Lima A., Kleingeld P. 2010. Geochemical Effects of Electro-osmosis in Elay. *Journal of Applied Electrochemistry*. 40: 1249-1254.
- Gray, D., Schlocker, J. 1969. "Electrochemical Alteration of Clay Soils. *Clays Clay Miner.*, 17: 309–322.
- Grossman, R., Prigle, F. 1985. Describing Surface Soil Properties: Their Seasonal Changes and Implications for Management. *Soil Survey Techniques. SSSA Special Publication No. 20*. Ed. WV. Reybold and G.W. Peterson. Mad. W. USA.
- Hakansson, T., Suer, P., Mattiasson, B., Allard, B. 2008. Sulphate Reducing Bacteria to Precipitate Mercury After Electrokinetic Soil Remediation. *International Journal of Environmental Science Technology*. 5(2): pp. 267-274.
- Hamed, J., Acar, Y. B., Gale, R. 1991. Pb(II) Removal From Kaolinite By Electrokinetics. *Journal of Geotechnology Engineering*. 117: 241-271.
- Harder, B. 2002. Arsenic Narrows Artery that Feeds Brain, *Science News*. 161(14): pp. 214.
- Hernández, L. F., Grandoso, D., Lemus, M., Benjumea, D., Arbelo, C. D., Naranjo D., Vázquez M. V. 2006. Electrokinetic Evaluation of the Buffer Capacity of Soils. *Potugaliae Electrochimica Acta*. 24: 229-239.
- Hicks, R., Tondorf, S. 1994. Electrorestoration Of Metal Contaminated Soils. *Environmental Sciences and Technology*. 28: 2203-2210.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI), 2011. La Minería En México. Disponible en: http://www.inegi.org.mx/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/integracion/sociodemografico/Mineria/2011/Mine-2011.pdf. Fecha de recuperación: 31/05/12
- Instituto Nacional de Ecología, (INE), 2000. Características Físico-Químicas de los Plaguicidas y su Transporte en el Ambiente. Disponible en:

http://www2.ine.gob.mx/sistemas/plaguicidas/descargas/caracteristicas_fyq_plaguicidas.pdf Fecha de recuperación: 31/05/12

- Irwin, R. J., Van-Mouwerik, M., Stevens, L., Seese, M. D., Basham, W. 1997. Environmental Contaminants Encyclopedia: Zinc Entry. NATURE. 1-88.
- Jiménez, I. Y. A. 2005. Evaluación de la Dispersión y Movilidad de Elementos Potencialmente Tóxicos (Arsénico, Plomo y Cadmio) en Suelos de Zimapán, Hgo. Tesis Posgrado nivel Maestría Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- Kabata, A., Pendias, H. 1992. The anthroposphere. Trace Elements in Soils and Plants. pp. 365
- Karim, M. A. 2000. EDTA-Enhanced Electrokinetic Extraction of Pb(II) and Zn(II) from Millpond Sludge. Journal of Civil Engineering. 28; 2: 113-128.
- Khaleq, M., Faruque, F., Mitra, A. 2005. Assessment of Arsenic Contamination of Groundwater and Health Problems in Bangladesh, International Journal of Environmental Research and Public Health. 2(2): 204-213
- Korolev, V. A. 2006. Electrokinetic Remediation of a Contaminated Land in Cities. Irish Association for Economic Geology. 134: 1-11.
- Lal, R., Greeland, D. 1979. Soil Physical Properties and Crop Production in the Tropics. John Wiley & Sons Ltd. 545.
- Lee D., Chung D., Hwang J., Choi H. 2007. Fixation of Lead Contaminants in Pb-Doped Solidified Waste Forms. Environment. Engineering Research. Vol. 12, No. 3: pp.101-108.
- Leszczynska, D., Ahmad, H. 2006. Toxic Elements in Soil and Groundwater: Short-Time Study on Electrokinetic Removal of Arsenic in the Presence of other Ions. International Journal of Environmental Research and Public Health. 3(2): 196-201.
- Li, Z., Yu, J. W., Neretnieks, I. 1998. Electroremediation: Removal of Heavy Metals from Soils by Using Cation Selective Membrane. Environmental Science and Technology. 32: 394-397.
- Lockhart, N., 1983. Electroosmotic Dewatering of Clays. I. Influence of Voltage. Elsevier Scientific Publishing Company. Colloids and Surfaces, 6: 239-251.

- Lockhart, N., 1983. Electroosmotic Dewatering of Clays. II. Influence of Salt, Acid, and Flocculants. Elsevier Scientific Publishing Company. Colloids and Surfaces, 6: 253-269.
- Lockhart, N., 1983. Electroosmotic Dewatering of Clays. III. Influence of Clay Type, Exchangeable Cations, and Electrode Materials. Elsevier Scientific Publishing Company. Colloids and Surfaces, 6: 253-269.
- Maini, G., Sharman, A. 1999. Enhanced Removal of Copper from Contaminated Soil Using Bioelectrokinetics. Battelle press, EUA, Columbus. 127-137.
- Markus, J., MacBratney, A. B. 2001. A Review of the Contamination of Soil with Lead: II. Spatial Distribution and Risk Assessment of Soil Lead. Environment International. 27: 399-411.
- Mathewson, E. 2010. Electrochemical Remediation Processes (WP3). Overview of Electrochemical Remediation Technologies. 1-30.
- McKinley, J. D., Savvidou, C. 1997. Numerical Modelling of the Electrokinetic Remediation of Heavy Metal Contaminated Soil. C tedra UNESCO de educación a distancia (CUED) /D. SOILS. 1-115.
- Medina, M. J., Volke, H. V. H., González, R. J., Galvis, S. A., Santiago, C. M. J., Cortés, F. J. I. 2006. Cambio en las Propiedades Físicas del Suelo a través del Tiempo en los Sistemas de Maíz bajo Temporal y Mango bajo Riego en Luvisoles del Estado de Campeche. Universidad y Ciencia, Trópico Húmedo. 22(2): 175-189.
- Moreno, R. T. 2005. Evaluación Geoquímico Ambiental de Residuos (Jales) de Mineralizaciones Polimet licas del Estado de Hidalgo, México". Tesis doctoral Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- Murillo, B. R. 2006. Diseño y Construcción de un Dispositivo para Evaluar y Caracterizar la Electrorremediación de Suelos Contaminados con Hidrocarburos. Tesis Posgrado nivel Maestría Universidad Autónoma Metropolitana.
- Nriagu, J., Pacyna J., 1988. Quantitative Assessment of Worldwide Contamination of Air, Water and Soils by Trace Metal. Nature, 333: 134-139.

- Ortiz, B. 1975. Edafología. E.N.A. Tesis Posgrado Universidad Autonoma de Chapingo.
- Page, M.M., Page, C. L. 2002. Electroremediation of Contaminated Soils. *Journal of Environmental Engineering*. 128; 3: 208-219.
- Pritchett, W. 1986. Suelos forestales y propiedades, conservación y mejoramiento. Noriega: Editorial Limusa.
- Rajić, L., Dalmacija, B., Perovic, S. U., Bokorov, M. 2012. Electrokinetic Treatment of Cu Contaminated Kaolin: Using an Fe/Cu Galvanic Cell. *International Journal of Electrochemical Science*. 7: 58 - 67
- Reed, B., Berg, M., Thompson, J., Hatfield, J. 1995. Chemical Conditioning of Electrode Reservoirs During Electrokinetic Soil Flushing Of Pb-Contaminated Slit Loam. *Journal of Environmental Engineering*. 121: 805-815.
- Reddy, K. R., Saichek, R. E., Maturi, K., Ala, P. 2003. Effects of Soil Moisture and Heavy Metal Concentrations on Electrokinetic Remediation. *Indian Geotechnical Journal*. 32 (2): 258-288.
- Rienk, M. 1997. Applications of Micromorphology of Relevance to Agronomy. *Advances in Agronomy*. 19: 119-159.
- Rosas, I., Belmonte, R., Armienta, A., Baez, A. 1997. Arsenic Concentrations in Water, Soil, Milk and Forage in Comarca Lagunera, Mexico. *Water, Air, and Soil Pollution*. 112: pp. 133-149.
- Rutigliano, L., Fino, D., Saracco, G., Specchia, V., Spinelli, P. 2008. Electrokinetic Remediation of Soils Contaminated with Heavy Metals. *Journal of Applied Electrochemical*. 38: 1035-1041.
- Sadzawka, A. R., Peralta M. P., Ibarra, M. I., Peralta, J. M. A., Fuentes, J. P. E. 1995. Características Químicas de Suelos Forestales Chilenos. *BOSQUE*. 16(1): 9-28.
- Scott, H (2000) *Soil Physics. Agricultural, and Environmental Applications*. Iowa State University Press. 421.
- Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) .Norma Oficial Mexicana. NOM-021-SEMARNAT-2000. Que Establece las Especificaciones

de Fertilidad, Salinidad y Clasificación de Suelos. Diario Oficial de la Federación del 23 de Abril de 2003.

Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) .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. Diario Oficial de la Federación del 11 de Noviembre de 2005.

Shenbagavalli, S., Mahimairaja, S. 2010. Electro Kinetic Electroremediation of Contaminated Habitats. African Journal of Environmental Science and Technology. 4(13): 930-935.

Silva, S. M. A.; Correa, F. J. R. 2009. Análisis de la Contaminación del Suelo: Revisión de la Normativa y Posibilidades de la Regulación Económica. Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal. 12; 23: 13-34.

Sogorka, B., Gombert, D., Gabert, H., Jensen, R. H., Goswami, D., Parker, R., Mueller, R., Sogorka, D., Berti, B., Tool, A. 1997. Electrokinetics Remediation. Emerging Technologies for the Remediation of Metals in Soils. 1-19.

Teutli, M. M. M. L., Oropeza, M. T., González, I., Sori, A. 2005 Mathematical Modeling of a Galvanostatic Soil Electroremediation Process. AIChE Journal. 51; 6: 1822-1833.

Teutli, M. M. M. L., Ruiz, A., Rodriguez, K., Gavito, I., Gonzalez, M., Oropeza, M. T., Gonzalez, I. 2003. Remediación de Suelos Contaminados por Hidrocarburos y de Lodos de Recorte Mediante Electrolisis, Compuestos Oxidantes y Zeolitas Naturales. Tecnol. Ciencia Ed. (IMIQ). 18(2): 81-89.

Touw, D. S., Nordman, C. E., Stuckey, J. A., Pecoraro V. L. 2007. Identifying Important Structural Characteristics of Arsenic Resistance Proteins by Using Designed Three-Stranded Coiled Coils. Proc. National Academy of Sciences. 104; 29: 11969-11974.

- Trucker, M. R. 1999. Clay Minerals: Their Importance and Function in Soils. NCDA&CS Agronomic Division. Soil Fertility Note 13. 13: 1-2.
- Urrestarazu, M. 2004. Tratado de Cultivos Sin Suelo. 3ª edición. Almería. Ediciones Mundi-Prensa. 914.
- Van Diemen, A. J. G., Stein, H. N. 1978. Adsorption and Electrokinetic Potentials at Solid/Aqueous Solution Interfaces Characterized by Mutually Stimulated Adsorption of Cations and Anions. Journal of Colloid and Interface Science. 67; 2: 213-218.
- Van Cauwenberghe, L. 1997. Electrokinetics. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center. TO-97-03. 1-21
- Vittal, R., Gomathi, H., Kim, K.-J. 2006. Beneficial Role of Surfactants in Electrochemistry and in the Modification of Electrodes. Advances in Colloid and Interface Science. 119: pp. 55-68.
- Warrick, A. W. (2002) Soil Physics Companion. CRC PRESS. Washington D.C., USA. Pp. 389.
- Wild, A. 1992. Condiciones del Suelo y Desarrollo de las Plantas Según Russell. Ediciones Mundiprensa. Madrid, España. 1045.
- Wrightson, I., Cooper, S. J., Crookes, M., King, N., Lewis, P., Lerner, J., Lohmann, D. H., Maxwell, C., Perry, D., Sanderson, D. M., Lipworth S. 2009. Contaminated Land. RSC Advancing the Chemical Sciences. Version 2:1-7.
- Zhang, M., Sawada, A., Nakajima, H., Komai, T., Ono, A., Sugita, H., Takeda, M. 2005. Remediation of Heavy Metal Contaminated Soil by Electrokinetics. XIV International Symposium on Environmental Geotechnology and Global Sustainable Development, Hong Kong, China. 1-4 June 2008. 74-83