



## ELECTRO-REMEDIACIÓN DE Pb EN SUELOS CONTAMINADOS DE ZIMAPÁN HIDALGO, USANDO AGUA Y ÁCIDO ACÉTICO COMO ELECTROLITOS

L. García-Hernández\*, M. Vargas-Ramírez<sup>1</sup>, V. E. Reyes-Cruz

Área Académica de Ciencias de la Tierra y Materiales, ICBI, UAEH. Carretera Pachuca-Tulancingo Km. 4.5, Col. Carboneras, Mineral de la Reforma, Hidalgo, México, CP 42184.

\*Tel. (771) 7172000 ext. 6713; lauragh09@yahoo.com.mx; marissa\_42093@yahoo.com

### RESUMEN

En el presente trabajo se llevaron a cabo estudios potenciostáticos en una celda cilíndrica de electro-remediación, con un suelo real de clase arenosa, contaminado por residuos mineros de la zona de Zimapán Hidalgo, con una concentración inicial de Pb total de 483 ppm. Utilizando agua desionizada, CH<sub>3</sub>COOH y CH<sub>3</sub>COONH<sub>4</sub>, ya sea como humectante del suelo, como anólito o católito, para facilitar la solubilidad de las especies, la conductividad eléctrica y para el control del pH. En estos experimentos se aplicó un potencial constante de 20 V durante 24 horas. Los resultados muestran una disminución en la conductividad eléctrica del suelo y un aumento de esta en los electrolitos, lo que indica el movimiento de especies iónicas hacia estos, mientras que la variación del pH al final de los experimentos es de 0.6 unidades. Asimismo se observó una remoción del Pb en todos los experimentos planteados, pero para el caso particular cuando se utilizó CH<sub>3</sub>COOH como anólito y católito, y el suelo se humectó con agua, se presentó una remoción del 12 % con respecto a la concentración inicial.

**Palabras Clave:** Electro-Remediación, Suelos Contaminados, Plomo, Zimapán.



## 1. INTRODUCCIÓN

La actividad minera ha sido un factor primordial en el desarrollo económico de México, el auge de esta industria ha estado aunado a la producción de diferentes tipos de residuos. Los diferentes procesos mineros, tales como la exploración, explotación, beneficio, fundición, refinación, causan diversos impactos ambientales tales como la destrucción de la vegetación y la operación de presas de jales, que en su mayoría fueron depositados sin considerar sus posibles afectaciones ambientales, y que traen consigo el arrastre de residuos peligrosos, la descarga de aguas residuales y la emisión de polvo [1]. La exposición a las condiciones climáticas prevalecientes en el sitio de disposición, puede dar lugar a una dispersión de contaminantes por medios físicos, o bien una alteración de los residuos con la consecuente movilidad química de elementos potencialmente tóxicos (EPT's) [2], los cuales afectan la salud de la población expuesta.

Dentro de los residuos y en función de factores fisicoquímicos y de su mineralogía, se desarrollan procesos que pueden promover o limitar la liberación de los metales al ambiente [3]. El grado de desarrollo de estos procesos define la movilización hacia el entorno [4]. Los procesos de transformación del contaminante dependen de las especies químicas y de las condiciones del medioambiente. No obstante, la mayoría de los contaminantes puede transformarse a sus especies solubles. 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. 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 catódica, además muchos acetatos metálicos son altamente solubles. La concentración de iones generados por la disociación del agua es bajo debido a su alto valor de pKa del ácido acético, los iones acetato previenen la formación de otras sales insolubles en la vecindad del cátodo, esto previene el desarrollo de una zona de baja conductividad eléctrica, y la disipación excesiva de energía en el suelo cerca a esta región y la conductividad eléctrica del suelo no se afecta grandemente, también es ambientalmente seguro y biodegradable [5].

Por lo anterior expuesto, en este trabajo se realiza macroelectrólisis en una celda experimental de electro-remediación utilizando  $\text{CH}_3\text{COOH}$  y  $\text{CH}_3\text{COONH}_4$  como electrolitos, para tratar un suelo contaminado por residuos mineros.

## 2. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

### 2.1. Caracterización Electroquímica

El suelo para llevar a cabo los experimentos se obtuvo de un muestreo sistemático cerrado de las principales zonas de exposición de riesgo en el distrito minero de Zimapán, Hidalgo (México) en donde se ha determinado una alta bioaccesibilidad de EPT's [6]. Se recolectaron muestras a diferentes profundidades; estas fueron secadas a temperatura ambiente durante 48 horas y se separó la grava gruesa, posteriormente se tamizaron a un tamaño de partícula de 2 mm (10 mallas) para su empleo, también se analizó por granulometría para determinar la clase textural del suelo.

### 2.2. Celda de Electro-Remediación.

Se realizaron estudios potenciostáticos en una celda de electro-remediación cilíndrica, experimental de 0.045 m de diámetro y 0.1 m de longitud, con dos compartimientos de 0.045 cm de longitud, para recepción de los electrolitos. La celda cuenta con 5 perforaciones cada 2 cm a lo largo de la celda para el monitoreo del pH. Se utilizaron dos electrodos de Ti/RuO que funcionaron como ánodo y cátodo [7]. La celda experimental se empacó con aproximadamente 250 gramos de suelo contaminado, denominado MCP31, humectado a capacidad de campo (aproximadamente 26%). Los electrolitos se hicieron recircular con una bomba peristáltica de 2 vías con un flujo de  $0.015 \text{ L min}^{-1}$  para los dos compartimientos anódico y catódico para el control del pH. Se aplicó un potencial constante de 20 V, los experimentos se llevaron a cabo durante 24 horas. El potencial aplicado se determinó a partir de un estudio cronopotenciométricos. Durante el desarrollo se monitoreó el potencial de la celda, el pH del suelo, así como de los electrolitos. Terminados los experimentos se recuperó el suelo y se fraccionó en 5 secciones como se muestra en la Figura 1, se secó a temperatura ambiente, se molió y se analizó químicamente por absorción atómica para determinar la concentración de plomo y cadmio

presentes antes y después de los experimentos, se determina el pH y la conductividad en una dilución de 1:2.5 (suelo / agua) de cada sección.

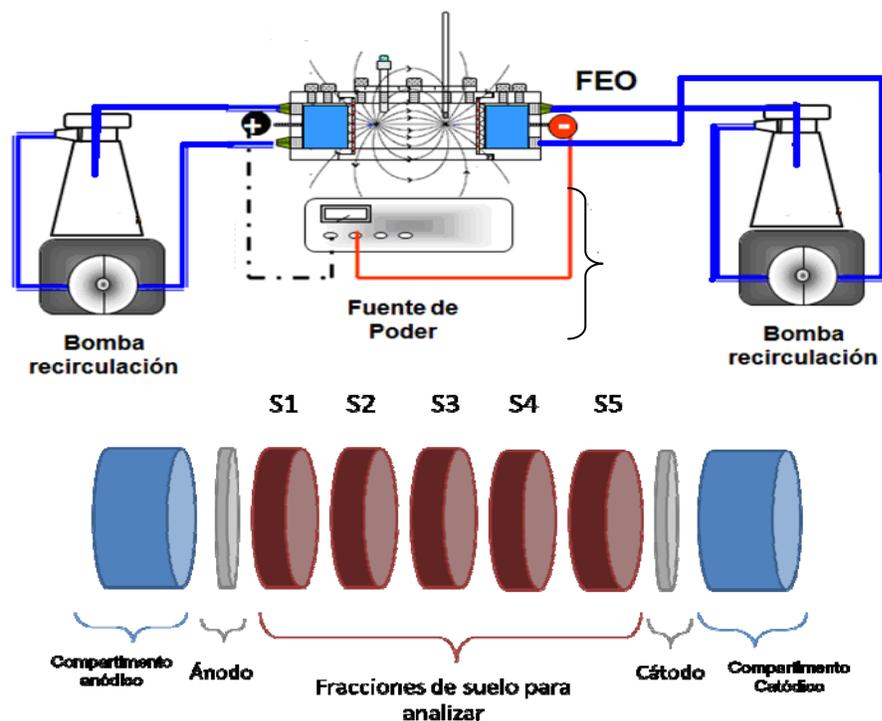


Figura 1. Que muestra el diseño experimental para celda experimental de electro-remediación, así como las secciones en que se fracciona el suelo para su posterior análisis químico.

### 2.3. Diseño de Experimentos

El diseño de experimentos se realiza de acuerdo a la Tabla I:

Tabla I. Diseño y nombre de los experimentos planteados para el suelo MCP31

Experi- mento	Solución humectante del suelo	pH	Conductiv- idad $\mu\text{S} / \text{cm}$	Anolito	pH	Conductivid ad $\mu\text{S} / \text{cm}$	Catolito	PH	Conductivid ad $\mu\text{S} / \text{cm}$
I	CH <sub>3</sub> COONH <sub>4</sub> 0.001 M	6.32	123.3	CH <sub>3</sub> COOH 0.001M	3.46	44	CH <sub>3</sub> COO H 0.001M	3.4 6	44
II	H <sub>2</sub> O	6.45	1.4	CH <sub>3</sub> COOH 0.001M	3.46	44	CH <sub>3</sub> COO H 0.001M	3.4 6	44
III	H <sub>2</sub> O	6.45	1.4	H <sub>2</sub> O	6.45	1.4	CH <sub>3</sub> COO H 0.001M	3.4 6	44
IV	H <sub>2</sub> O	6.45	1.4	H <sub>2</sub> O	6.45	1.4	H <sub>2</sub> O	6.4 5	1.4

### 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

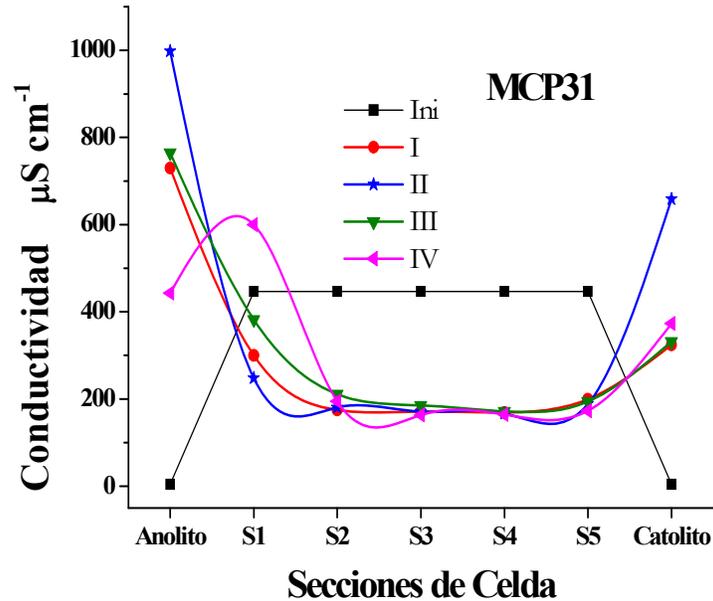
En la tabla II se muestran los resultados del análisis de granulométrico realizado por tamaño de partícula para ubicar al suelo dentro de una clase textural.

**Tabla II.** Muestra los resultados del análisis granulométrico para el suelo MCP31

Suelo MCP31		
Tamaño en micras	Porcentaje	
1700 >	3.49	} 51.54 % Arena gruesa
850 >	19.32	
600 >	9.63	
425 >	9.98	
300 >	9.12	
212 >	9.59	} 42.92 % Arena fina
150 >	8.68	
106 >	6.57	
75 >	6.42	
53 >	4.85	
38 >	3.77	
25 >	3.04	
20 -5	0.083	0.083 % Limo
2 <	5.45	5.45 % Arcilla

De acuerdo a los resultados obtenidos y en base al triángulo internacional de clasificación de suelos, se determina que la clase textural para los suelos del presente estudio es tipo arenoso. Lo cual indica que la capacidad de almacenamiento y retención de agua de los suelos esta condicionada a su textura y esta influye mucho sobre las propiedades físicas y químicas, especialmente en la proporción y magnitud de las reacciones de los suelos, ya que define el espacio sobre el cual ocurrirán las reacciones. Las arcillas junto con la materia orgánica determinan la capacidad de intercambio catiónico (CIC) de los suelos. Los suelos arenosos no tienen la misma capacidad de almacenar y retener agua como las arcillas, y poseen una CIC de media a baja, en general son fragmentos de cuarzo (SiO<sub>2</sub>), feldspatos y micas y por eso su inactividad.

Las Figura 2, se muestra la conductividad final de cada sección del suelo en cada una de las macroelectrólisis, I, II, III y IV planteadas para el suelo MCP31, comparados con la conductividad inicial antes de electro-remediar, las diluciones se llevaron acabo a 1:2.5 Suelo/Agua.



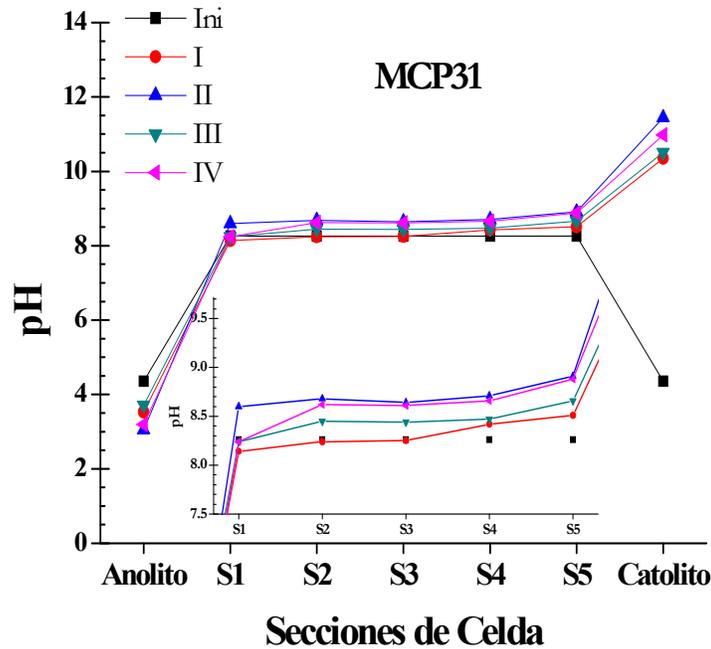
**Figura 2.** Muestra las conductividades finales de cada sección del suelo para los experimentos I, II, III y IV, planteados para el suelo MCP31, comparadas con la conductividad inicial del mismo, estas se realizaron a una dilución 1:2.5 Suelo / Agua.

En el suelo MCP31 se aprecia un incremento en la conductividad en los anolitos con respecto al inicial la cual disminuye hasta la sección S2 en todos los experimentos. Posteriormente la conductividad permanece constante en las secciones S2, S3, S4 y S5 en todos los experimentos, para finalmente incrementarse en los catolitos. Lo que se atribuye a la migración iónica hacia ambos electrodos, y que finalmente los iones pasan a los electrolitos ya que el aumento en la conductividad de estos es significativa.

En la Figura 3, se muestra la variación del pH inicial (previo a realizar la macroelectrolisis) comparado con el final (una vez que a concluido la macroelectrólisis y el suelo ha sido secado a temperatura ambiente) en cada una de las secciones de suelo; el pH se determinó a una relación 1:2.5 Suelo/Agua.

En la Figura 3, se puede observar que la variación del pH en todos los anolitos es de 1.5 unidades, además se aprecia que las variaciones del pH en las secciones son mínimas, y que todos los catolitos presentan tendencias alcalinas. En la S1 el pH vuelve a ser prácticamente el mismo, salvo para el experimento II se presenta un aumento de 0.3 unidades con respecto al inicial (ver ampliación) y en el resto de los experimentos en las secciones S2, S3 y S4 la

variación del pH es pequeña ya que solo se presenta un aumento de 0.4 unidades, mientras que para S5 el aumento de pH llega hasta las 0.6 unidades (ver ampliación).

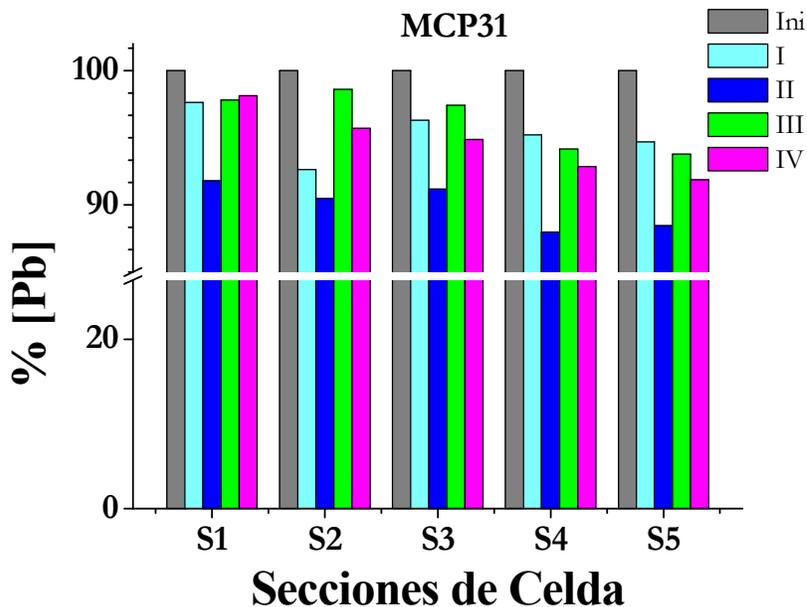


**Figura 3.** Muestra la variación del pH inicial (previo a la electrolisis) y final (terminada la electrolisis y secadas las muestras a temperatura ambiente) de cada sección de suelo y de los electrolitos determinada a una relación 1:2.5 suelo/agua, para los experimentos planteados para la muestra MCP31, indicando el detalle de las secciones de suelo.

A partir de estos resultados se puede decir que los suelos poseen una gran capacidad amortiguadora ya que a pesar de las grandes variaciones de pH que se presentan en los suelos durante el desarrollo de las macroelectrólisis, de ser ácidos en la región anódica, y fuertemente alcalinos en la región catódica, una vez que se retira la imposición del campo eléctrico y al darle tiempo al suelo de secarse a temperatura ambiente, este logra estabilizar el pH, este solo presenta variaciones mínimas de 0.3 a 0.6 unidades de pH con respecto al inicial. Por lo que se considera que no se alteran las propiedades fisicoquímicas del suelo después de un tratamiento de electroremediación, y que las pequeñas variaciones de este se podría compensar con la adición de algún fertilizante.

En la Figura 4, se muestran los resultados del análisis por absorción atómica para el Plomo de cada una de las secciones del suelo, una vez que este se ha secado a temperatura ambiente,

molido y tamizado, para los experimentos I, II, III y IV planteados para el suelo MCP31, llevados a cabo con una imposición de potencial de 20 V con duración de 24 horas.



**Figura 4.** Muestra los resultados del análisis de absorción atómica para la concentración de Pb de las secciones S1, S2, S3, S4 y S5 para los experimentos I, II, III y IV, llevados a cabo con una imposición de potencial de 20 V durante 24 horas para el suelo MCP31

Se observa una disminución de la concentración de Pb en todas las secciones de suelo en todos los experimentos con respecto al inicial, pero la solución que mayor remoción presenta cuando se utilizó  $\text{CH}_3\text{COOH}$  como ánolito y catolito, y el suelo se humectó con agua, alcanzándose una remoción del 12 % en la concentración del contaminante.

Es importante mencionar que para tener una mayor remoción de los EPT's (en este caso el Pb) en un suelo real contaminado por residuos mineros se recomendaría un mayor tiempo de macroelectrólisis para que se obtenga una remoción más significativa, ya que a las 24 horas de tratamiento, un tiempo corto para este tipo de procesos, si se observa disminución de la concentración del Pb.

#### 4. CONCLUSIONES

La variación del pH en los electrolitos utilizados en los procesos de electro-remediación está regida principalmente por la reacción de electrolisis del agua, por lo que no se logra un control del mismo con soluciones de bajas concentraciones de las soluciones utilizadas.

Los suelos arenosos presentan una gran capacidad de amortiguamiento, ya que a pesar de las grandes variaciones del pH que se presentan durante el desarrollo de los experimentos, una vez que el suelo se seca a temperatura ambiente, la diferencia entre los pH inicial y final no es mayor a 0.5 unidades de pH.

La diferencia entre la conductividad inicial y final de los experimentos indica la totalidad de la migración iónica hacia ambos electrodos, ya que disminuye cerca de 200  $\mu$ S en todas las secciones del suelo, y presenta un aumento considerable en la conductividad de los electrolitos.

La disminución en la concentración de Pb con respecto al inicial se presenta en todos los experimentos y para todas las secciones del suelo, pero se encontraron mejores resultados (12%) cuando se utiliza ácido acético tanto de ánolito como de catolito, y el suelo es humectado con agua.

#### 5. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al CONACYT y al SNI, por el apoyo para la realización del presente trabajo.

#### 6. REFERENCIAS

- [1] T. Volke, JA. Velasco, *Tecnologías de remediación para suelos contaminados*, Primera Edición. INE-SEMANART, México (2002).
- [2] KS. Smith, HLO. Huyck, *Soc. Econ. Geol. Review in Econ. Geol.*, **6A**, 29, (1999).
- [3] C. Roussel, C. Neel, H. Bril, *The Science of the Total Environment*, **263**, 209, (2000).
- [4] MA. Armienta, G. Villaseñor, FM romero, *Memorias de XXVI Convención Internacional de Minería*, Veracruz, México, (2005).
- [5] AN. Alshawabkeh, AT.Yeung, MR. Bricka, *J. Of Environmental Engineering* **125**, 1, (1999).

- [6] I. Jiménez, Tesis de maestría, UASLP (2005).
- [7] B. Murillo, *Diseño y Construcción de un Dispositivo Para Evaluar y Caracterizar la Electrorremediación de Suelos Contaminados Con Hidrocarburos*. Tesis Maestría Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, (2006)
- [8] R.J. Lynch, A. Muntoni, R. Ruggeri, K.C. Winfield, *Electrochim Acta*, **55**, 3432, (2007).