# EL EDAFOPAISAJE EN LA MICROCUENCA PEÑA AZUL, MUNICIPIO DE SAN JOAQUÍN, QUERÉTARO

**[1*]Bobadilla-Ballesteros, MD; [1]Tapia-Sánchez, X;[2]Fuentes-Romero, E.; [2]García-Calderón, N. E.**

**[1]Licenciatura en Ciencias de la Tierra, Ciencias Ambientales, Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación-J, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.**
**[2]Laboratorio de Conservación y Rehabilitación del Recurso Edáfico, UMDI-FC-UNAM, Campus Juriquilla.**

daniela.bobadilla@ciencias.unam.mx, Boulevard Juriquilla 3001, Juriquilla, Santiago de Querétaro, Querétaro. México. CP 76230; Tel +52 (442)-1926215

## Resumen

La microcuenca Peña Azul se localiza en la Sierra Gorda del estado de Querétaro. En un ecosistema de bosque templado subhúmedo de pino y encino. Su geomorfología consiste en una ladera convexa (SW), otra cóncava (NW), con un valle central en la parte baja. Para entender la influencia del relieve sobre los grupos de suelo que se forman en la zona, se describieron y analizaron las características físicas, químicas y morfológicas de seis perfiles de suelo distribuidos a través de la toposecuencia. Los Grupos de suelos encontrados en la ladera cóncava corresponden a Acrisol cutánico úmbrico (ladera alta), Luvisol cutánico húmico esquelético (ladera media), y Acrisol cutánico úmbrico (pie de monte), en los cuales dominan procesos de acumulación, traslocación, argilización y humificación por lo que la edafogénesis es muy evolucionada. Por otro lado, en la ladera convexa, los suelos encontrados son Cambisol háplico húmico (ladera alta y ladera media), con procesos dominantes de pérdida, por lo que se encuentran suelos más frágiles conforme su morfogenéticos. En el valle central se desarrolla un Cambisol stágnico que se asocia a un continuo aporte de material de ambas laderas.

## Palabras clave

Edafogenéticos; morfogenésis, catena

## Introducción

Los suelos no existen como entes aislados, si no que presentan una organización espacial en el paisaje (Gerard, 1980). Por ello, es posible enfocar los estudios de génesis del suelo desde una perspectiva que tenga en cuenta los procesos, que han dado lugar a los edafopaisajes donde su evolución y su distribución se explican en conjunto con los procesos geomórficos. El estudio de las formas del paisaje, los factores que determinan los procesos formadores constituye un enfoque para intentar explicar la distribución de los suelos en un paisaje determinado. El concepto de catena y toposecuencia resultan fundamentales en este enfoque, para explicar el modelo de distribución en una ladera (Porta, 2003).
El objetivo de este estudio es determinar la influencia de la geomorfología y el relieve como factores principales de la distribución de los suelos en el edafopaisaje.

## Materiales y Métodos

El estudio se realizó en Peña Grande, perteneciente al Mpio. de San Joaquín, estado de Querétaro. Se localiza geográficamente entre x= 0439449 y= 2312129 y x=0439834 y= 2312058 (UTM) a una altitud de 2435 a 2500 m snm. en la sub-provincia del Carso Huasteco de la provincia fisiográfica Sierra Madre Oriental, (INEGI, 2014). El paisaje es montañoso, con laderas inclinadas de 25° con orientación NO y SO de formas cóncava y convexa, respectivamente. Las rocas son calci-lutitas de origen marino de la formación Soyatal-Mezcala del Mesozoico Superior. El suelo dominante en son Luvisoles. El clima es templado sub-húmedo C(w2) y C(wo) con verano fresco (García 1998), tma 14°C y ppma 1150 mm con canícula en el mes de julio (Figura 2). El tipo de vegetación de bosque templado de pino y encino. El uso de suelo es agrícola dominatemente. En el sitio se eligió una toposecuencia en dos laderas de orientación NO SO, se consideraron tres perfiles en cada sitio, tomando en cuenta el relieve y unidades geomórficas, formando una catena de suelos. La descripción morfológica se hizo de acuerdo a Siebe *et al.* (2006) y FAO (2009).

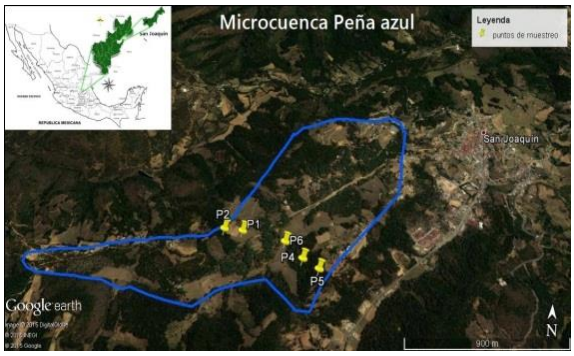
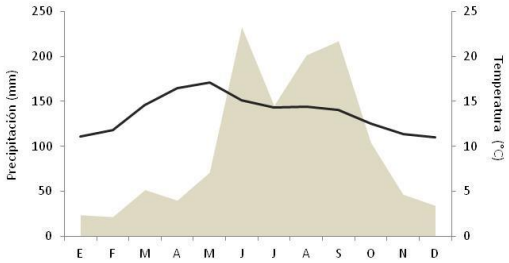



Figura 1.- Ubicación de los sitios de estudio en la microcuenca de Peña Grande, San Joaquín,




y

Figura 2.- Climograma de San Joaquín, Qro. Estación climatológica 00022016 S. (SMN

El color se identificó por comparación conforme Munsell (2000). Se tomaron muestras de los horizontes del suelo, para determinar pH suspensión en $H_2O$ y en KCl *1M* 1:2.5; contenido carbono orgánico (CO) y densidad aparente (DAp). Los datos se procesaron en el software Matlab v2010. La clasificación de los suelos se realizó de acuerdo a la WRB (FAO, 2006).

## Resultados y Discusión

En el perfil 1 el cambio textural muestra una migración de arcillas a horizontes subsuperficiales y el pH varía de moderadamente ácido a fuertemente ácido (Siebe et al. 2006). Presenta un horizonte árgico entre 60 a 105 cms. Este suelo se clasifica como un Acrisol úmbrico cutánico esquelético.

El perfil 2 es un suelo más desarrollado con un proceso de argiluviación intenso, es un suelo profundo, la acumulación de arcillas en el horizonte de 20 a 48 cm indica la presencia de un horizonte árgico por el aumento en el contenido de arcilla y con cutanes formados por iluviación.

La acumulación de CO en el horizonte 120 a 155 cm, se interpreta como un suelo enterrado. Por estas características se clasifica como Luvisol cutánico húmico esquelético. El perfil 3 muestra un alto contenido de CO en el horizonte superficial con respecto a los horizontes subyacentes, así mismo se observa un cambio en la estructura que va de migajosa a bloques angulares y subangulares, tiene color oscuro profundo con acumulación de carbono. Estas características indican la presencia de un horizonte mólico.

Tabla 1. Propiedades morfológicas y físicas de la ladera NW

| ***Hori-zonte*** | ***Prof*** *cm* | *Color* | *Textura* | *Estructura* | *Cutanes* | *Raíces* | *Pedregosidad %* | *Porosidad %* |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **P1- Hombro de la ladera** | | | | | | | | |
| **A** | 0-15 | 10YR 4/4 | CA | BSA | P y Cn | 3 | 43.2 | 54.7 |
| **AB** | 15-25 | 10YR 7/6 | CR | BSA | P y Cn | 2 | 54.2 | 43.0 |
| **$Bt_1$** | 25-60 | 7.5YR 5/6 | R | BA | P y Cr | 2 | 54.9 | 50.0 |
| **$Bt_2$** | 60-105 | 2.5YR 4/8 | R | BSA | P y Cr | 2 | 22.2 | 54.1 |
| **$Bt_3$** | 105-126 | 5 YR 5/8 | RA | BSA | P y Cr | 1 | 30.8 | 56.9 |
| **P2- Ladera media** | | | | | | | | |
| **A** | 0-20 | 7.5YR 5/6 | RA | BA | P | 3 | 45.8 | 52.2 |
| **$Bt_1$** | 20-48 | 7.5YR 5/6 | RA | BSA | P | 2 | 43.4 | 42.4 |
| **$Bt_2$** | 48-120 | 7.5YR 5/6 | CRA | BSA | P | 2 | 48.0 | 48.4 |
| **2A** | 120-155 | 5YR 4/6 | CR | BA | P | 2 | 44.6 | 40.5 |
| **2B** | 155-200 | 2.5YR 4/6 | CRA | BA | Cr | 1 | 51.3 | 51.8 |
| **P3-Pie de monte** | | | | | | | | |
| **A** | 0-10 | 10 YR 2/3 | RL | M | P y Cn | 4 | 48.3 | 57.5 |
| **AB** | 10-20 | 7.5YR 4/4 | LR | BA | Cn y Cr | 4 | 22.8 | 61.8 |
| **$Bt_1$** | 20-50 | 5 YR 5/6 | CL | BSA | P y Cr | 3 | 39.1 | 61.4 |
| **$Bt_2$** | 50-67 | 5 YR 5/6 | CL | BSA | P y Cr | 1 | 38.7 | 54.0 |
| **BC** | 67-110 | 7.5YR 4/6 | CL | BA | P y Cr | 1 | 44.1 | 49.0 |
| | 110-135 | 7.5YR 5/6 | L | L | P y Cr | 0 | 37.4 | 50.8 |

R: arcillosa; C: franca; A: arenosa; L: limosa., BA: bloques angulares; BSA: bloques subangulares; M: migajosa; L: laminar; P: poros; Cn: canales; Cr: caras. Para raíces: 4: muy alta; 3: alta; 2: moderada; 1: poca; 0: nula; P% P Pedregosidad

El pH fuertemente ácido es indicativo de la perdida de bases por lo que el suelo fue clasificado como Acrisol cutánico úmbrico. En general, en la ladera NW existen suelos profundos, bien desarrollados y con procesos edafogenéticos definidos. La evolución del suelo en la ladera se asocia a su forma cóncava que permite la acumulación y la estabilidad de los materiales.

Los suelos en la ladera SW son suelos someros y poco evolucionados asociados a la forma convexa por lo que lo que los materiales son arrastrados hacia la parte baja de la ladera donde se acumulan, por lo tanto los procesos edafogenéticos son incipientes. En el perfil 4 se presenta un horizonte superficial con acumulación de CO mayor a los horizontes subyacentes con coloraciones oscuras aunque con una textura dominantemente limosa con presencia de cutanes delgados.

El pH va de fuertemente ácido a moderadamente ácido; la pedregosidad aumenta con la profundidad y el material parental (lutitas) está presente a partir de los 58 cm como saprolita. El suelo es considerado como Cambisol háplico húmico esquelético.

**Tabla 2.-** Propiedades químicas de la ladera NW con bosque de pino-encino

| *Horizonte* | *Prof (cm)* | D Ap *g cm$^3$* | *HR %* | *pH 1:2.5 $H_2O$* | *KCl* | *CO g kg$^{-1}$* | *$CE_{pF\ 1.2.5}$ mS m$^{-1}$* |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **P1, hombro de la ladera** | | | | | | | |
| **A** | 0-15 | 1.04 | 31.7 | 5.6 | 4.4 | 4.0 | 0.05 |
| **AB** | 15-25 | 1.39 | 22.0 | 5.3 | 3.8 | 1.2 | 0.16 |
| **$Bt_1$** | 25-60 | 1.33 | 22.7 | 5.8 | 4.3 | 0.2 | 0.01 |
| **$Bt_2$** | 60-105 | 1.28 | 11.81 | 4.8 | 4.7 | 0.4 | 0.14 |
| **$Bt_3$** | 105-126 | 1.19 | 4.59 | 4.9 | 5.2 | 0.2 | 0.09 |
| **P2, ladera media** | | | | | | | |
| **A** | 0-20 | 1.11 | 12.6 | 6.2 | 5.2 | 27.8 | 0.04 |
| **$Bt_1$** | 20-48 | 1.28 | 21.3 | 6.4 | 5.6 | 4.7 | 0.02 |
| **$Bt_2$** | 48-120 | 1.21 | 23.8 | 6.2 | 5.6 | 1.8 | 0.01 |
| **2A** | 120-155 | 1.14 | 23.0 | 6.1 | 5.6 | 5.7 | 0.01 |
| **2B** | 155-200 | 1.12 | 21.6 | 6.1 | 5.2 | 3.7 | 0.01 |
| **P3, valle** | | | | | | | |
| **A** | 0-10 | 0.86 | 10.62 | 5.0 | 4.7 | 9.5 | 0.09 |
| **AB** | 10.-20 | 0.96 | 10.0 | 4.6 | 4.5 | 2.0 | 0.08 |
| **$Bt_1$** | 20-50 | 1.03 | 3.28 | 4.2 | 4.1 | 0.9 | 0.22 |
| **$Bt_2$** | 50-67 | 1.17 | 12.34 | 4.1 | 4.1 | 1.4 | 0.24 |
| **BC** | 67-110 | 1.31 | 13.31 | 4.1 | 4.1 | 0.2 | 0.07 |
| | 110-135 | 1.31 | 11.52 | 4.3 | 4.2 | 0.6 | 0.09 |

DAp-Densidad aparente; HR- Humedad relativa; CO-carbono orgánico, C.E- Conductividad eléctrica**.**

**Tabla 4.-** Propiedades químicas de la catena de suelos en la ladera NW, bajo bosque de pinos.

| *Hz* | *Prof cm* | *Color* | *Textura* | *Estructura* | *Cutanes* | *Raíces* | *Pedregosidad (%)* | *Porosidad (%)* |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **P4, Hombro de la ladera** | | | | | | | | |
| **A** | 0-08 | 10YR 4/3 | L | M | NP | 4 | 43.2 | 53.0 |
| **AB** | 08-34 | 7.5YR 7/6 | CL | M | P Y Cr | 2 | 54.2 | 58.5 |
| **Bw** | 34-58 | 5YR 4/6 | CRL | G | P y Cr | 2 | 54.9 | 53.7 |
| **C** | 58-110 | 5YR 4/6 | RA | LF | P y Cr | 3 | 22.2 | 62.2 |
| **P5, ladera media** | | | | | | | | |
| **A** | 0-10 | 7.5YR 6/4 | CRL | M | NP | 3 | 33.9 | 72.3 |
| **AB** | 10-25 | 10YR 6/6 | RA | BA | NP | 3 | 62.0 | 61.7 |
| **Bw** | 25-40 | 5YR 6/8 | CR | BSA | P y Cn | 4 | 59.6 | 62.0 |
| **BwC** | 40-80 | 5YR 5/8 | RA | BSA | - | 3 | 45.0 | 63.7 |
| **Cw1** | 80-110 | 5YR 5/8 | CL | - | - | 1 | 49.7 | 64.3 |
| **Cw2** | 110-135 | 7.5YR 5/6 | CL | - | - | 2 | 37.0 | 70.2 |
| **P6, Valle** | | | | | | | | |
| **A** | 0-22 | 7.5YR 6/4 | CL | P | NP | 4 | 38.0 | 48.4 |
| **Bw** | 22-37 | 7.5YR 3/4 | CRL | BA | NP | 4 | 39.0 | 53.4 |
| **B w** | 37-58 | 2.5YR 3/6 | CRL | BSA | NP | 4 | 31.7 | 59.9 |
| **Bw** | 58-76 | 2.5Y 6/6 | CL | BA | NP | 2 | 0 | 66.2 |
| **2A** | 76-85 | 10YR 5/8 | RA | G | NP | 2 | 22.2 | 64.4 |
| **2B** | 85-110 | 5Y 5/4 | RA | BSA | NP | 1 | 35.0 | 67.4 |

R: arcillosa; C: franca; A: arenosa; L: limosa., BA: bloques angulares; BSA: bloques subangulares; M: migajosa; L: laminar; P: poros; Cn: canales; Cr: caras. Raíces: 4: muy alta; 3: alta; 2: moderada; 1: poca; 0: nula; P% P Edregosidd

Tabla 5. Propiedades físicas y químicas de los suelos de la catena en la ladera SO, bosque de pino.

| *Horiz* | *prof (cm)* | *DA g cm$^3$* | *HR %* | *pH 1:2.5 $H_2O$* | *KCl* | *CE $_{1:2.5}$ dS/m* | *CO g/kg* |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **P4, Hombro de la ladera** | | | | | | | |
| **A** | 0-08 | 2.33 | 21.60 | 4.8 | 3.7 | 0.14 | 4.62 |
| **AB** | 08-34 | 2.59 | 20.90 | 5.2 | 3.8 | 0.12 | 1.16 |
| **Bw1** | 34-58 | 2.69 | 20.5 | 6.3 | 4.0 | 0.07 | 1.88 |
| **Cw2** | 58-110 | 2.48 | 18.9 | 5.8 | 3.9 | 0.04 | 1.81 |
| **P5, Ladera media** | | | | | | | |
| **A** | 0-10 | 2.26 | 21.50 | 5.5 | 4.6 | 0.10 | 5.80 |
| **AB** | 10-25 | 2.42 | 15.90 | 5.2 | 4.0 | 0.02 | 0.56 |
| **Bw** | 25-40 | 2.49 | 15.90 | 5.5 | 4.1 | 0.20 | 0.77 |
| **BC** | 40-80 | 2.53 | 19.70 | 5.7 | 4.0 | 0.01 | 1.30 |
| **Cw1** | 80-110 | 2.50 | 19.00 | 5.6 | 3.8 | 0.01 | 0.57 |
| **Cw2** | 110-135 | 2.55 | | 5.7 | 3.8 | 0.01 | 0.38 |
| **P6, Valle** | | | | | | | |
| **A** | 0-22 | 2.59 | 20.5 | 6.2 | 5.5 | 0.14 | 4.08 |
| **Bw1** | 22-37 | 2.53 | 21.7 | 6.1 | 4.9 | 0.06 | 2.93 |
| **Bw2** | 37-58 | 2.43 | 35.9 | 6.3 | 5.2 | 0.06 | 2.18 |
| **Bw3** | 58-76 | 2.63 | 24.2 | 7.0 | 4.8 | 0.03 | 1.51 |
| **2A** | 76-85 | 2.56 | 35.9 | 6.6 | 5.0 | 0.07 | 1.51 |
| **2B** | 85-110 | 2.62 | 23.6 | 7.0 | 5.3 | 0.05 | 1.76 |

DAp-Densidad aparente; HR- Humedad relativa; CO-carbono orgánico, CE- Conductividad eléctrica**.**

El perfil 5 es un suelo somero ya que a partir de los 40 cm de profundidad se presenta el contacto con el material parental, presenta grandes fracturas en las cuales hay acumulación de material no consolidado resultado del intemperismo. Suelos con bajo desarrollo procesos de acumulación CO, textura de limosa a arenosa y cutanes delgados por lo que corresponde a un Cambisol háplico húmico. En perfil 6 el horizonte de 58 a 76 cm presenta un cambio de coloración y moteados rojizos que indican condiciones redoximórficas con policromía y moteado. El perfil es profundo y presenta un decremento del contenido de CO del horizonte superficial a los horizontes subyacentes. El suelo es clasificado como un Cambisol estágnico. Éste perfil se ubica en el valle donde hay un aporte continuo de material proveniente de ambas laderas (SW y NW) lo que se evidencia en la profundidad del suelo y en los procesos edafogenéticos poco evidentes. Debido a su posición respecto a las laderas, hay periodos intermitentes de inundación lo cual se refleja en la presencia de condiciones redoximórficas.

## Conclusiones

La influencia del relieve y la geomorfología en la formación de suelo de la microcuenca Peña Azul se evidencia en la ladera NW donde por su forma cóncava dominan los procesos edafogenéticos de acumulación, reflejados en suelos profundos y evolucionados; en ladera SW por su forma convexa los procesos edafogenéticos son poco desarrollados con suelos someros y poco evolucionados; mientras en el valle los suelos son profundos con procesos edafogenéticos poco evidentes por el aporte continuo de materiales.

## Agradecimientos

Este estudio fue apoyado por los estudiantes de la materia de Ciencias del Suelo y a la licenciatura del Ciencias de la Tierra.

## Bibliografía

García, E. 2014. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. ISBN-UNAM: Serie Libros. 6a edición, México.

IUSS Working Group WRB, 2006. World reference base for soil resources 2006. World Soil Resources Report No. 103. FAO, Rome.

Munsell Soil Color Charts, 2000. Revised washable edition. Munsell Color, New York.

Porta J, López-Acevedo M, Roquero C. 2003. Edafología: para la agricultura y el medio ambiente. Mundi-Prensa. Madrid.

Siebe C., Jahn R. Stahr K. 2006. Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en campo. Instituto de Geología. 2ª ed. Universidad Nacional Autónoma de México.

Van Reeuwijk L.P. 2002. Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo. ISRIC-FAO

# ESTABILIDAD DE AGREGADOS DE UN *FLUVENTIC HAPLOCAMBIDS* CON ENMIENDAS ORGÁNICAS EN LA REGIÓN LAGUNERA

**Segura-Castruita, MA[1*]; Preciado-Rangel, P[1]; Fortis-Hernández, M[1]; Orozco-Vidal, JA[1]**

**[1]DEPI-Instituto Tecnológico de Torreón. Torreón, Coahuila, México.**

*Autor responsable: dmilys5@hotmail.com; Carretera Torreón-San Pedro Km. 7.5, Ejido Ana, Torreón, Coahuila. México. CP 27942; Tel. +52(871)-750-7198

## Resumen

*Fluventic haplocambids* reciben enmiendas de estiércol solarizado año con año (en los últimos ocho años); sin embargo, el efecto que éstas enmiendas han tenido sobre la estabilidad de los agregados del suelo, se desconoce. El objetivo de este trabajo fue: 1) identificar los factores físicos o químicos que influyen en la estabilidad de los agregados en un suelo con ocho años de aplicaciones de enmiendas con estiércol solarizado. Dos sitios con un suelo del subgrupo *Fluventic haplocambids* fueron seleccionados; uno con enmiendas y otro sin ellas. Muestras de estiércol solarizado que se aplica a este suelo fueron analizadas, así como, la estabilidad de los agregados del suelo de la capa superficial (0–30 cm) de cada suelo. Los datos de contenido de arcilla, materia orgánica y carbonatos de calcio, se relacionaron con la estabilidad de agregados para identificar los factores que influyen en su estabilidad. Un análisis de varianza de los modelos que se obtuvieron fue realizado, así como una prueba de de medias con Tukey ($p \leq 0.05$). Los resultados muestran que la estabilidad de los agregados del suelo en estudio, son diferentes, ya que los suelos con enmiendas tuvieron una estabilidad de agregados (11.6%) mayor que aquellos suelos sin enmiendas (8.2%), de tal manera que en los primeros el contenido de materia orgánica influyó en la estabilidad y en los segundos el contenido de carbonato de calcio. No obstante, la estabilidad de los agregados del suelo fue baja, debido a las características del estiércol solarizado.

## Palabras clave

Fluventic haplocambids, materia orgánica, estructura del suelo

## Introducción

La estructura del suelo es uno de los factores que condicionan la fertilidad y productividad de los suelos agrícolas; de tal manera que la estructura migajosa, granular y de bloques tienen importancia desde el punto de vista agrícola. Uno de los parámetros que se utilizan para medir el grado de desarrollo de la estructura del suelo es la estabilidad de sus agregados, que depende de factores como textura, materia orgánica, humedad, condiciones climáticas e impacto de las actividades del hombre; así como de la cantidad y tipo de agentes cementantes que existan en el suelo, como materia orgánica, óxidos de hierro, carbonatos, arcilla y sílice e incluso microorganismos (Prieto *et al*., 2013). La estabilidad de agregados (EA) es un indicador del desarrollo de la estructura de suelo, a su vez indica la calidad y cantidad de materia orgánica que existe en el suelo. Sin embargo, el tipo de clima dónde se encuentra un suelo, influye sobre estos agentes; por ejemplo, en un Aridisol de lugares con escasa precipitación, alta evaporación, pobres en materia orgánica, pH neutros y ricos en carbonatos, los contenidos mineralógicos juegan un papel importante en la agregación del suelo. La Región Lagunera, en

la parte norte de México, tiene un clima árido. En este lugar, la aplicación de estiércol composteado o solarizado como una enmienda orgánica en los suelos es común, al año se aplican de 80 a 120 t $ha^{-1}$ de este material (Fortis *et al*., 2009). El estiércol solarizado recibe un tratamiento que se conoce como solarización, donde el calor que generan los rayos solares durante el proceso elimina microorganismos patógenos presentes en el material. Este tipo de enmienda se ha utilizado para la producción de algodón en altas densidades, donde se evaluó la calidad de la fibra y rendimiento, así como la temperatura del suelo. No obstante, el conocimiento del efecto del estiércol solarizado sobre las propiedades físicas del suelo como la formación de agregados y su estabilidad en los suelos de regiones áridas es escaso (Arroita *et al*., 2013). Es probable que al determinar el efecto positivo de la aplicación del estiércol solarizado en la estabilidad de los agregados en suelos de regiones áridas, se establezca su utilización en estas regiones. Por lo anterior, el objetivo de esta investigación fue identificar los factores físicos o químicos que influyen en la estabilidad de los agregados en un suelo con ocho años de aplicaciones de enmiendas con estiércol solarizado.

## Materiales y Métodos

El área de estudio se localizó en el "Ejido El Fresno del Norte", municipio de Francisco I. Madero, Coahuila; ubicado en la carretera Torreón-San Pedro km 37.5. Se localiza de los 25° 44.89' a 25° 44.9' latitud N y de los 103° 17.7' a 103° 17.8' longitud O, a 1120 msnm; lugar donde a sus suelos se han agregado enmiendas orgánicas con estiércol solarizado (80 t $ha^{-1}$) durante ocho años. El clima es seco o estepario cálido, con lluvias en verano e inviernos fríos, con una precipitación total anual de 238 mm y temperatura media anual de 21 °C, la evaporación media total anual es de 2000 mm.

Cinco submuestras de estiércol solarizado del establo Fresno del Norte fueron colectadas; este material se utiliza como enmienda orgánica. Las muestras fueron llevadas al laboratorio, donde se tomó una pequeña muestra para obtener la humedad al momento del muestreo, posteriormente se sometieron a secado a la sombra durante 48 h. Cuando las muestras estuvieron secas, se mezclaron para generar una muestra compuesta. Los análisis físicos y químicos consistieron en determinar la Da, humedad, nitrógeno total (N, método de Kjeldhal); así como el porcentaje de MO para obtener el porcentaje de carbono total (C, método de combustión húmeda Walkley y Black), como se indica en el Manual de Van Reeuwijk (2006); además se estimó la relación C/N.

En dos sitios del área de estudio, con suelos del Subgrupo *Fluventic haplocambids*, fueron seleccionados; uno con enmiendas (Se) y otro sin enmiendas (Ss), donde se colectaron cinco muestras de la capa superficial (0-30 cm de profundidad), que estuvieron distribuidas aleatoriamente en una hectárea de cada uno de los sitios, y se trasladaron a laboratorio. Las muestras fueron secadas a temperatura ambiente y a la sombra. Una vez secas, las muestras se dividieron en dos, en una de ellas se tuvo cuidado de no destruir los agregados, mientras que lo otra parte fue frotada y tamizada en una malla de dos milímetros de diámetro. La determinación de la estabilidad de los agregados (EA) se llevó a cabo como lo establece la SSI (2009) y con la siguiente ecuación.

$$EA_{m>0.25} = (WAs\text{-}a)/(WSd\text{-}a)\times 100 \quad (1)$$

donde: $EA_{m>0.25}$ son los agregados estables al agua a un diámetro menor que 0.25 mm; *WAs* es el peso de los agregados secos; *WSd* es el peso del suelo seco; *a* es el peso de las arenas.

A cada muestra se le determinó el contenido de MO por el método de combustión húmeda (Walkley y Black), arcilla (r) mediante el método de la pipeta y carbonatos de calcio ($CaCO_3$) por el desplazamiento de gas, como se especifica en el Manual de Van Reeuwijk (2006), con el fin de determinar cuál de estas características influyen en la EA de estos suelos.

Análisis de los resultados. Los resultados de EA del suelo con y sin enmienda, se analizaron estadísticamente mediante una comparación de medias de Tukey ($p \leq 0.05$); aparte los datos de estabilidad se relacionaron con los parámetros r, MO y $CaCO_3$, para determinar el efecto de éstos agentes en la EA. El análisis se realizó en el programa Minitab 16.

## Resultados y Discusión

**Características del Estiércol Solarizado.** El estiércol solarizado tuvo una Da menor que 1.0 g $cm^{-3}$, lo que refleja que el volumen que ocupa su espacio de vacios es mayor que su masa, mientras que por su pH (alcalino) y CE (Cuadro 1); puede considerase como salino (CNNPAP, 2007).

Cuadro 1. Características del estiércol solarizado.

| Da* (g $cm^{-3}$) | CE (dS $m^{-1}$) | pH | MO (%) | C (%) | N (%) | C/N |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 0.44 | 7.76 | 8.09 | 29.01 | 16.93 | 0.83 | 20.39 |

*Da: densidad aparente, CE: conductividad eléctrica, pH: potencial de hidrógeno, MO: materia orgánica, C: carbono total, N: nitrógeno total, C/N: relación carbono nitrógeno.

Este material presentó una relación C/N de 20.3, resultado mayor que el valor 18, reportado para el estiércol bovino fresco. Mientras que el nitrógeno total fue 0.83%. El estiércol solarizado es el estiércol que se ha sometido a calentamiento con ayuda de una cubierta plástica, significa que al suelo se le agregó un estiércol sin patógenos y seco, donde el proceso de mineralización y humificación no se había iniciado.

**Estabilidad de Agregados.** La EA en los dos sitios tuvo diferencias significativas ($p \leq 0.05$), lo cual se debe a los distintos contenidos de agentes cementantes (Cuadro 2). Lo anterior se pudo constatar cuando se relacionó la EA del *Ss* con los diferentes agentes cementantes (Cuadro 3), pues el modelo explica un 92% la variación de la EA en este suelo sin enmiendas. Por otra parte, la probabilidad de rechazo de cada uno de los coeficientes son menores que la propuesta en el análisis ($p \leq 0.05$), siendo más significativo para el $CaCO_3$ (0.001); lo cual muestra que los carbonatos tendrían mayor influencia que el resto de los agentes.

Cuadro 2. Promedios de la estabilidad de agregados, materia orgánica, arcilla y carbonatos de calcio en las muestras de suelo con enmiendas y sin enmienda.

| Suelo | *EA** | | *R* | | *MO* | | *$CaCO_3$* | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | $\bar{X}$ | $\bar{X} \pm \sigma$ | $\bar{X}$ | $\bar{X} \pm \sigma$ | $\bar{X}$ | $\bar{X} \pm \sigma$ | $\bar{X}$ | $\bar{X} \pm \sigma$ |
| | ----------%---------- | | | | | | | |
| *Ss* | 8.2 b | 6.6 – 8.7 | 18.7 a | 14.7 – 22.7 | 0.7 b | 0.5 – 0.9 | 11.6 a | 10.7 – 12.5 |
| *Se* | 11.6 a | 11.1 – 12.1 | 19.0 a | 14.9 – 23.1 | 1.8 a | 1.6 – 2.0 | 7.6 b | 7.3 – 7.9 |
| DMS | 0.8 | | 3.1 | | 0.1 | | 0.52 | |

**EA*: Estabilidad de agregados, *r*: arcilla, *MO*: material orgánica, *Ss*: suelo sin enmienda, *Se*: suelo con enmienda, DMS: diferencia mínima significativa.

La relación entre el contenido de carbonatos y la estabilidad de agregados tuvo una tendencia positiva (Figura 1a) lo que significa que si el contenido de carbonato se incrementa una unidad, la estabilidad de agregados en condiciones naturales se incrementara a razón de 0.5117%, aunque esta relación sólo explica el 77.67% del proceso o fenómeno. Al respecto Gargiulo *et al*. (2013), concluyeron que el $CaCO_3$ tiene mayor influencia en la estabilidad de agregados en suelos de regiones áridas y semiáridas.

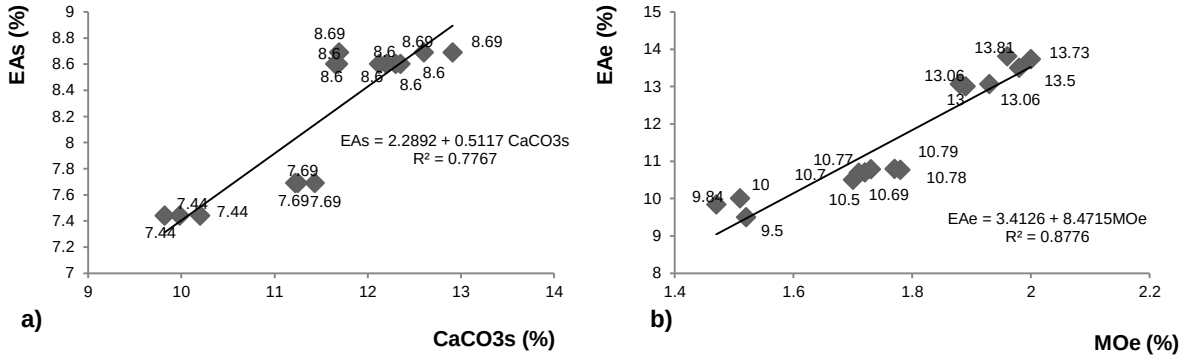



Figura 1. Relación entre la estabilidad de agregados en el suelo sin enmiendas a) contenido de $CaCO_3$ y b) contenido de MO.

En cambio, la estabilidad de agregados (11.6%) en el suelo que recibió enmiendas orgánicas en forma de estiércol solarizado, fue estadísticamente diferente ($p \leq 0.05$) y mayor que en el suelo dónde no se aplicó estiércol (Cuadro 2), de tal manera que su estabilidad se incrementó un 41.4%. El modelo de la relación entre la estabilidad y las variables en este suelo (Cuadro 3) se puede constatar que las variables (*r, MO y* $CaCO_3$) intervienen en el comportamiento de esta estabilidad en un 91.4%. Aunque la $MO_e$ fue la única que tuvo una probabilidad de rechazo (0.010) menor que *p*. Esto indica que si solo se considera a la $MO_e$ como variable independiente en el comportamiento de la $AS_e$, sería más conveniente.

Cuadro 3. Análisis de varianza de los modelos multivariados de la estabilidad de agregados con y sin enmiendas.

| Suelo | Predictor | Coeficientes | SE | T | *p* |
|---|---|---|---|---|---|
| *Suelo sin enmienda* | Constante | 1.797 | 0.602 | 2.99 | 0.012 |
| | $r_s$ | 0.0753 | 0.020 | 3.71 | 0.003 |
| | $MO_s$ | -1.570 | 0.415 | -3.78 | 0.003 |
| | $CaCO_{3s}$ | 0.525 | 0.049 | 10.52 | 0.001 |
| *Suelo con enmienda* | Constante | 8.404 | 5.180 | 1.45 | 0.176 |
| | $r_e$ | 0.0861 | 0.0983 | 0.88 | 0.400 |
| | $MO_e$ | 8.889 | 2.866 | 3.10 | 0.010 |
| | $CaCO_{3e}$ | - 1.877 | 1.052 | - 1.78 | 0.102 |

SE: suma del error, T: t de tablas; *p*: probabilidad de rechazo ≤ 0.05

De tal manera que la relación entre el contenido de $MO_e$ y la estabilidad de agregados en el suelo con enmiendas, tuvo una tendencia positiva (Figura 1b) lo que significa que al incrementarse en una unidad el contenido de MO, la estabilidad se incrementaría 8.4715 veces. Lo anterior es consistente con lo que mencionan Lazcano *et al*. (2008), ya que ellos indican que

la acumulación de MO en los primeros centímetros de suelo, promueve la estabilidad de los agregados y por ende la agregación de los suelos.

No obstante, la estabilidad de los suelos (con y sin enmiendas) es muy baja (< 30%). Resultados similares fueron reportados por Pagliai *et al*. (2004), quienes indican que la degradación física del suelo está relacionada a la actividad humana o su manejo. Al considerar los resultados que se obtuvieron en este estudio, se observa que la estabilidad de agregados no fue la esperada, aunque se presentó un ligero incremento en la estabilidad del suelo que recibió enmiendas, comportamiento que se puede explicar por tres situaciones, la primera es la calidad del estiércol solarizado que es menor que la de otros estiércoles, por otra parte está el tipo de suelo de la región (condiciones climáticas) y por la actividad a la que se dedican estos suelos.

## Conclusiones

La estabilidad de los agregados de *Fluventic haplocambids* en la región Lagunera es baja o mala aún cuando han recibido enmiendas de estiércol solarizado por más de ocho años. Aunque, la estabilidad depende del manejo que se le haya dado al suelo; es decir, el suelo donde se aplicó estiércol solarizado tuvo un ligero incremento en la estabilidad de sus agregados (11.6%); en cambio, cuando el suelo no recibe enmiendas orgánicas la estabilidad está determinada por los carbonatos de calcio.

## Bibliografía

Arroita, M.; Causapé, J.; Comín, F. A.; Díez, J.; Jimenez, J. J.; Lacarta, J.: Lorente, C.; Merchán, D.; Muñiz, S.; Navarro, E.; Val, J.; Elosegi, A. 2013. Irrigation agriculture affects organic matter decomposition in semi-arid terrestrial and aquatic ecosystems. Journal of Hazardous Materials. 263P: 139-145.

CTNNPAP (Comité Técnico de Normalización Nacional de Productos Agrícolas y Pecuarios). 2007. Humus de lombriz (Lombricomposta) especificaciones y métodos de prueba. NMX-FF-109-SCF. México, DF.

Fortis H., M.; Leos R., J. A.; Orona C., I.; García H., J. L.; Salazar S., E.; Preciado R., P.; Orozco V., J. A.; Segura C., M. A. 2009. Uso de estiércol en la Comarca Lagunera. In: ed. Orona C., I; Salazar S., E; Fortis H., M.; Trejo E., H. I.; Vázquez V., V. Libro de Agricultura Orgánica. FAZ-UJED, Gómez Palacio, Durango. México, pp. 104-127.

Gargiulo, L.; Mele, G.; Terribile, F. 2013. Image analysis and soil micromorphology applied to study physical mechanisms of soil pore development: An experiment using iron oxides and calcium carbonate. Geoderma. 197-198: 151-160.

Lazcano, C.; Gómez B., M; Domínguez, J. 2008. Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure. Chemosphere. 72: 1013-1019.

Plagiai, M.; Vignozzi, N.; Pellegrini, S. 2004. Soil structure and the effect of management practices. Soil & Tillage Research. 79: 131-143.

Prieto M., J.; Prieto G., F.; Acevedo S., O. A.; Méndez M., M. A. 2013. Indicadores e índices de calidad de los suelos (ICS) cebaderos del sur del estado de hidalgo, México. Agronomía Mesoamericana. 24: 83-91.Abdurrahman, H., B. Fatih, M. Fatih and Y. Mustafa. 2004. Reclamation of saline-sodic soils with gypsum and MSW compost. J. Compost Sci. Util. 12: 175-179.

SSI (Soil Survey Investigations). 2009. Soil Survey Laboratory Methods Manual. Report. No. 42 Version 3.0. United State Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service. National Soil Survey Center. USA, Washington DC.

Van Reeuwijk, L. P. 2006. Procedures for soil analysis. 7th ed. Tech. Pap. 9. ISRIC–World Soil Information. Wageningen, Netherlands.

# GANADERÍA INTENSIVA VS SISTEMA AGROFORESTAL: EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL SUELO EN TÁMESIS – ANTIOQUIA - COLOMBIA

**Arango, C.I.[1]*; Morales, C.S.[1]; Cruz, J.G.[1]**
**[1]Universidad de Caldas -Colombia**

*Autor de contacto: Email: arangoi@une.net.co Carrera 45 # 9 sur 29 Medellín-Colombia; 57-4-3214682. Móvil 3117332692

## Resumen

En el municipio de Támesis departamento de Antioquia, finca El Cigarral, a una altitud de 1270 m, temperatura media de 21ºC, precipitación promedio de 2304 mm/año; y suelos clasificados como(Humic Dystrudepts);se evaluo el impacto del uso del suelo bajo dos sistemas de producción (sistema agroforestal y sistema ganadería convencional) mediante el uso de indicadores de calidad, la técnica de muestreo empleada fue muestreo estratificado regido por cambios geomorfológicos de cada subzona, para ambos sistemas; se tomaron dieciocho muestras por sistema para la evaluación del indicador físico ( densidad aparente), diez muestras por sistema para los indicadores químicos (M.O, N, P, K, Ca, Mg, Al, pH y CICE calculada) además se evaluaron seis monolitos por sistema (metodología TSBF Anderson e Ingram, 1993) para el indicador biológico. A las variables físicas y químicas se les realizó análisis de varianza y prueba de Tukey; para el indicador biológico (macroinvertebrados) se realizó análisis multivariado y descriptivo, no diferencial y clasificación con selección de Clusters. El índice de biodiversidad seleccionado fue Shannon- Wiener (H). De los análisis estadísticos realizados se puedo concluir que: las variables físicas y químicas no presentaron diferencias significativas de calidad del suelo entre los dos sistemas, pero el índice de biodiversidad aplicado en el indicador biológico (macroinvertebrados) mostró diferencia significativa a favor del sistema agroforestal con relación al sistema pastura convencional.

## Palabras clave
Pastura tradicional; sistema agroforestal; indicadores de calidad del suelo

## Introducción

La expansión de la ganadería convencional, cuyo sistema de manejo se aleja de la dinámica de los ecosistemas naturales no intervenidos; se ha basado tradicionalmente en un sistema productivo de monocultivo, donde el componente principal son las gramíneas y animales de gran peso, que actúan como detonantes de degradación del suelo, limitando la posibilidad del cumplimiento de sus funciones principales, que según lo señalan Pankhurst, *et al* (1997) son: regular el impacto ambiental, servir de soporte a la biodiversidad y regular los ciclos del agua y los nutrientes. La toma de conciencia de los ganaderos ante la pérdida de calidad del suelo, por factores como los mencionados sumado al efecto del cambio climático, la presión por el cambio del uso del suelo, las pendientes pronunciadas de la zona y la limitada fertilidad evidenciada en varios puntos del paisaje, demuestran hasta la saciedad la insostenibilidad de los sistemas convencionales de producción de pastos. En las últimas décadas se han desarrollo en la zona sistemas agroforestales que minimizan el deterioro de la

calidad del suelo, son rentables, aumentan la producción animal y vegetal y contribuyen a la seguridad alimentaria de las familias campesinas.

La calidad del suelo ha sido estudiada por diversos científicos entre los cuales se destacan Rattan Lal y Miguel A. Altieri, quienes utilizan parámetros físicos, químicos y biológicos desarrollando métodos de uso de indicadores de calidad del suelo y sostenibilidad; Altieri enfoco sus trabajos a nivel global para determinar la calidad de los agroecosistemas, integrando el estado del suelo con el estado fitosanitario del cultivo. Las metodologías de evaluación de calidad del suelo han permitido medir la sostenibilidad en forma comparativa o relativa, evaluando la evolución de un mismo sistema a través del tiempo, o comparando dos o más agroecosistemas bajo diferentes manejos o estados de transición (Altieri y Nicholls 2001).

La zona de estudio (Támesis-Antioquia) ha sufrido un cambio drástico en el uso del suelo ( se ha "potrerizado" ) originando sistemas de producción ganaderos con una alta ineficiencia biológica y bajas productividades, basados en el monocultivo de gramíneas, trayendo como consecuencia deterioro ambiental y social, pérdida de biodiversidad, entendida como "cantidad y estructura de la información biológica contenida en los ecosistemas vivos organizados jerárquicamente" (Blondel, 1995);en términos generales esto ha llevado a una simplificación en la diversidad estructural y funcional de los diferentes sistemas de producción preexistentes.
Partiendo de la hipótesis que es posible mejorar la calidad del suelo bajo un sistema agroforestal con relación a un sistema de monocultivo de gramíneas bajo ganadería extensiva, se implementó un sistema de producción agroforestal (café-matarratón-guamo) y se comparó con un sistema productivo de ganadería convencional (monocultivo de gramíneas). Logrando demostrar mediante el uso de indicadores las bondades de un sistema diverso sobre la calidad del suelo en concordancia con la metodología propuesta por (Alpizar, l. 1985).

## Materiales y Métodos

*Sistema agroforestal*

Área total del sistema: 22.400 $m^2$
Pendiente: 40 – 60%
Unidad Edáfica: Asociación Fredonia (Humic Dystrudepts)
Es un sistema productivo que se implementó desde 1990, con cuatro especies: café (*Coffea arabiga,* var. *Colombia*) asociado con plátano (*Mussa* sp.) como sombrío temporal, matarratón (*Gliricidia sepium) y* guamo santafereño (*Inga codonantha*). La distancia de siembra en el café fue de 1.2 x 1.8 m (4.630 plantas por ha); los guamos se sembraron a 12 x 12 m (70 árboles por ha) y entre los medios de dicha especie se sembraron estacas de matarratón.

*Sistema ganadería convencional*

Área total del sistema: 16.000 $m^2$
Pendiente: 40 – 60%
Unidad Edáfica: Asociación Fredonia (Humic Dystrudepts)
Este sistema tiene una mezcla de pastos no mejorados: uribe o puntero (*Hiparrhenia rufa*), guinea o pangola (*Panicum maximun*) y Grama (*Paspalum fasciculatum*)
*Muestreo de suelos*

La técnica de muestreo empleada fue un estratificado regido por cambios geomorfológicos, donde en cada sistema productivo (agroforestal vs. Ganadería convencional) se realizó un muestreo al azar; se tomaron dieciocho (18) muestras por sistema para un total de 36 muestras para la densidad aparente, utilizando el método del cilindro constante. Para los parámetros químicos se realizó la toma de muestras a una profundidad de 25 cm, empleando la metodología propuesta por (Jaramillo, 2002), se tomaron diez (10) muestras por sistema. Los puntos de muestreo fueron georeferenciados y las muestras fueron transportadas en bolsa al laboratorio y sometidas a análisis químico (contenido de materia orgánica, fósforo, potasio, calcio, magnesio, CICE y pH), análisis físico (densidad aparente). El análisis biológico de macrofauna se llevó a cabo in_situ, en los mismos puntos donde se realizó el muestreo en bolsa siguiendo la metodología TSBF Tropical Soil Biology and Fertility: a handbook of methods (Anderson e Ingram,1.993), los monolitos fueron cubos de 25 cm x 25 cm de superficie y 30 cm de profundidad, registrando cada 10 cm de profundidad así: superficie, de 0 a 10, de 10 a 20, de 20 a 30 cm, para un total de 4 conteos por punto.

## Resultados y Discusión

Los resultados de la presente investigación permitieron inferir que el indicador de calidad del suelo basado en el parámetro físico (densidad aparente) no fue lo suficientemente contundente para evaluar la calidad del suelo. Los parámetros químicos tales como la materia orgánica (M.O), contenido de nitrógeno (N), fosforo (P) y potasio (K), tampoco fueron estadísticamente significativos para señalar diferencias en la calidad del suelo entre los dos sistemas estudiados.

Para los indicadores de calcio (Ca), magnesio (Mg) y la CIC efectiva, presentaron variación significativa de acuerdo al uso del suelo para los dos ecosistemas estudiados en el presente trabajo. La aplicación de una enmienda al suelo, debió provocar estos resultados. Para la zona es común la práctica de aplicación de enmiendas al suelo y por entrevistas realizadas a ganaderos de la zona, la enmienda que más se aplica al suelo es la cal dolomita, reflejándose entonces los mayores contenidos de estos dos elementos (Ca y Mg) y siendo la CICE una suma de las bases intercambiables del suelo, se vio entonces proporcionalmente incrementado este parámetro en el suelo del sistema ganadería convencional.

Con respecto al pH, este mostró una diferencia significativa entre los dos sistemas, siendo menor el pH en el sistema agroforestal (4.42), con respecto al sistema pastura convencional (5.23). Esto se puede deber al aporte de ácidos orgánicos y radicales carboxilos por parte de la materia orgánica presente en el sistema agroforestal (Zapata, 2004).
Para el indicador biológico (densidad de macroinvertebrados), los resultados arrojan que el mayor índice de diversidad se encuentra en el sistema agroforestal (1,011) y la menor diversidad en el sistema de pasturas convencionales dedicado a la ganadería (0,548). Véanse Figuras 1 y 2.

El sistema agroforestal presenta una mayor diversidad que el sistema pasturas, esto corrobora lo expresado por (Fragoso *et al;* 1.999) que afirmaron encontrar más alta diversidad en sistemas agroforestales que en monocultivos.

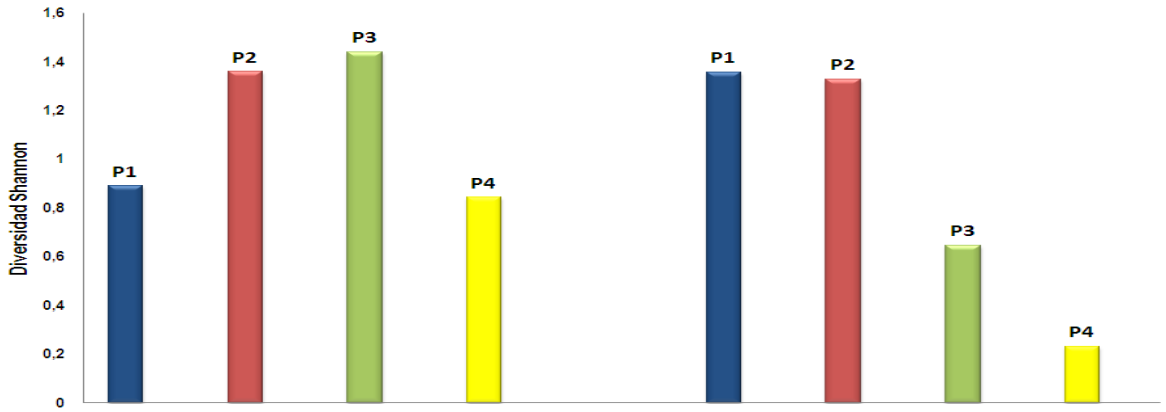



Figura 1. Relación posición geomorfológica, profundidad para variables diversidad de Shannon, sistema agroforestal.

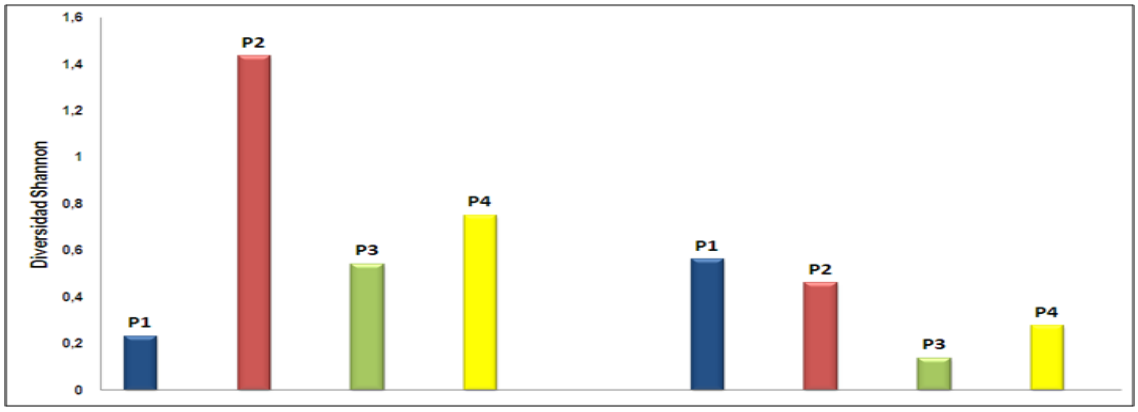



Figura 2. Relación pendiente, profundidad para variables diversidad de Shannon, sistema pasturas

La menor uniformidad también se observó en el sistema pastura convencional (0,549) y la mayor uniformidad en el sistema agroforestal (0,598). Como se observa en la figura 3 en el sistema agroforestal la uniformidad y la diversidad son altas para la parte baja de la montaña y en la profundidad 1, para el mismo sistema y en la misma posicion geomorfologica se presentan una diversidad y uniformidad media para la profundidad 2.

Los resultados del analisis de clasificación con selección de cluster´s permiten observar un conglomerado en el cluster 3/4 donde la diversidad y la uniformidad en el sistema agroforesstal fueron mas altas en la parte baja de la montaña y en la profundidad 1. Para el cluster 2/4 la diversidad y la uniformidad fueron medias para el mismo sistema y posicion geomorfologica en la profundidad 2, ver figura 4.

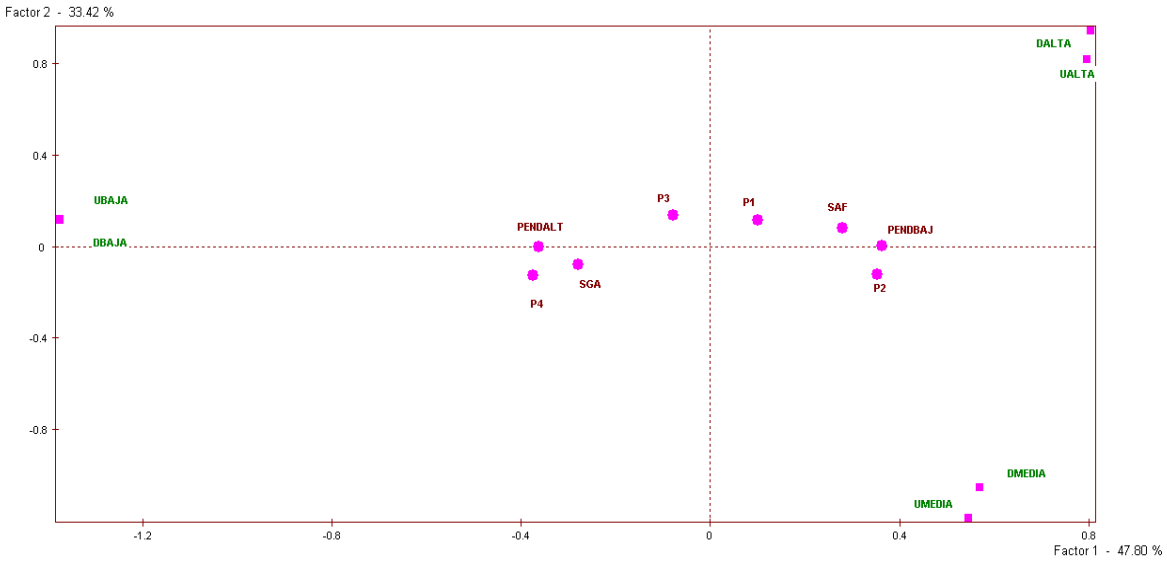



Figura 3. Resultados análisis de correspondencia múltiple

Para los cluster 1/4 y 4/4 el conglomerado de los resultados nos indica que para el sistema de pasturas tradicional donde el suelo se usa para ganaderia se presenta la diversidad y la uniformidad mas bajas.

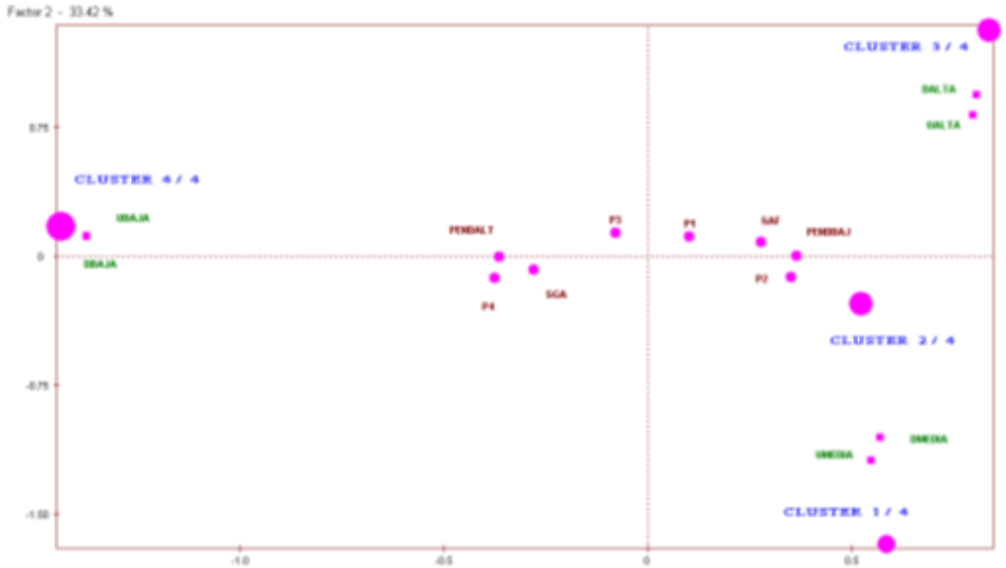



Figura 4. Resultados analisis de clasificación con selección de cluster´s

Las especies forestales pueden acarrear efectos directos e indirectos en la fauna del suelo, pueden afectar la mineralización y humificación de materia orgánica, la cual determina en gran medida el estado de los nutrientes en el suelo. Los efectos directos de las especies de plantaciones sobre la fauna del suelo incluyen la calidad y cantidad del sustrato de hojarasca. Los factores indirectos incluyen cambios en las condiciones microclimáticas como la temperatura, la humedad y el hábitat físico. A su vez, la fauna del suelo puede afectar la biogeoquímica de la plantaciones forestales (Warren & Zou, 2001).

## Conclusiones

En este estudio los indicadores biológicos fueron más eficientes para detectar las perturbaciones a la calidad del suelo.

La densidad aparente como indicadora de calidad del suelo y los parámetros químicos (MO, N, P, K, Al y pH) no presentaron variación significativa de acuerdo al uso del suelo para los dos ecosistemas estudiados en el presente trabajo.

El ecosistema que presento mayor diversidad, uniformidad y por consiguiente mayor calidad del suelo fue el sistema agroforestal.

La mayor diversidad y uniformidad se encuentran en la pendiente baja y a la profundidad de 0 a 10 cms.

La menor diversidad y uniformidad se encontraron en la pendiente alta y en las profundidades de 10 a 20 cms y de 20 a 30 cms.

Las taxas con más número de individuos en el sistema agroforestal fueron: Isóptera e Himenóptera.

En el sistema pasturas, la taxa con mayor número de individuos fue: Himenóptera.

## Bibliografía

Alpizar, L. et al. 1985. Sistemas Agroforestales de café (Coffea arabica) con laurel (Cordia alliodora) y café con puro (Erytrina poeppigiana) en Turrialba, Costa Rica. Biomasa y Reservas Nutritivas. Vol 35 (1985) p. 233-242.

Altieri MA y Nicholls Cl 2001. Sistema agroecológico rápido de evaluación de calidad de suelo y salud de cultivos en el agroecosistema de café. Universidad de California, Berkeley. Consultado: diciembre 2009. En línea: http://www.agroeco.org/doc/SistAgroEvalSuelo2.htm.

Altieri, M. 1995 La Agroecología una alternativa dentro del ecosistema. En: Revista Agrícola y Ganadera: Colombia. Vol. 3 (1995); p. 23-31.

Blondel, J. 1995. Biogéographie: Approche ecologique et evolutive Masson; Paris,Francia. 2979.

Fragoso, C.; Lavelle, P.; Blanchart, E.; Senapati, B.; Jiménez. J; Martínez. M; Decaens, T. and Tondoh, J. (1999). Earthworm communities of tropical agroecosystems: origin, structure and influence of management practices. In: Lavelle, P.; Brussaard, L. and Hendrix, P. (eds). Earthworm management in tropical agroecosystems. Wallinford, CABI International. P 27-55.

Giller, P. S. (1996). The diversity of soil communities the "poor man's tropical rainforest. *Biodiversity and conservation, 5*, 135-168.

Lal, R. 1994. Methods and guidelines for assessing sustainable use of soil and water resources in the tropics. USDA. SMSS Technical Monograph Nº 21. The Ohio State University, Columbus.

Pankhurst, C. E., Doube, B. M., Gupt. 1997. Biological indicators of soil health: synthesis. En Biological Indicators of Soil Health (eds. Pankhurst, C. E., Doube, B. M. y Gupta, V. V. S. R.), pp. 2 - 4, CAB International, New York, USA.

Warren, M. & Zou, X. (2002). Soil macrofauna and litter nutrients in three tropical tree plantations on a disturbed site in Puerto Rico. Forest Ecology and Management 170, 161–171.

Zapata, H. R. 2004.La Química de la Acidez del Suelo. Sociedad Colombiana de Colombiana de la Ciencia del Suelo. 207 p.

# CAPTURA DE CARBONO EN ENTISOLES Y PROCESOS DE FORMACIÓN DE SUELOS EN EL MUNICIPIO DE IXMIQUILPAN, HIDALGO

**Hernández-Ordoñez, J[1*]; Villa-Montes, I[1]; Gutiérrez-Castorena, Ma del C[1]; Sánchez-Guzmán, P[1]; Ortiz-Solorio, CA[1]**

**[1]Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Texcoco, Estado de México. México.**

*Autor responsable: hernandez.jonathan_omar@colpos.mx; km 35.5 carretera México-Texcoco, Montecillo, Texcoco, estado de México, México. CP 56230; Tel. +52(595 95 20200 ext 1227)

## Resumen

La clasificación y el entendimiento de los procesos de formación de los suelos permiten conocer sus propiedades, tendencias y la manera adecuada para el manejo de este recurso. En la región sureste del municipio de Ixmiquilpan, Hidalgo, no existen estudios puntuales sobre los tipos de suelos, sus propiedades y captura de carbono bajo agricultura de temporal. Los suelos se denominaron como Entisoles o Fluvisoles, con procesos incipientes de melanización, tendientes a lo formación de un horizonte mólico; además, presenta altos contenidos de carbonatos de calcio residual en sus horizontes. La captura de carbono orgánico (CO) ocurre en suelos con agricultura de temporal (27.5-29.6%); mientras que en los suelos sin uso aparente la acumulación de CO depende del tipo de vegetación pastizal o matorral (13.7-28.6% respectivamente).

## Palabras clave

Clasificación de suelos, minerales primarios y secundarios, captura de CO.

## Introducción

Los procesos de formación y clasificación de los suelos representan un área clave dentro de las investigaciones de la ciencia del suelo. La finalidad fundamental de la clasificación es categorizar y agrupar las diferentes características y propiedades de los suelos que presentan similitud entre ellos. Esto permite crear clases útiles para la organización del conocimiento y simplificar el proceso de toma de decisiones. Simonson (1959) destaca cuatro procesos generales de formación del suelo: adición, remoción, translocación y transformación; en tanto que Bockheim y Gennadiyev (2000) resumen un total de 17 procesos específicos que se presentan tanto en la clasificación de Taxonomía de Suelos y WRB. Cabe destacar que la jerarquía para entender mejor un sistema de clasificación se da de la siguiente manera: factores de formación de suelo > procesos de formación > horizontes de diagnóstico, propiedades, materiales > sistema de taxonomía del suelo.

El proceso de melanización, a través de la captura de carbono en los suelos, puede modificar las propiedades químicas y físicas; por lo tanto, mejorar su potencial de fertilidad. En Aridisoles se ha encontrado que el CO pueden transformase en Inceptisoles en menos de seis décadas de actividad agrícola (Gutiérrez-Castorena *et al.,* 2015) y la captura de CO es mayor cuando se incorporan los residuos orgánicos en una agricultura de temporal. Cabe mencionar

que el incremento de su captación depende de muchos factores, como pueden ser: climáticos, tipo de vegetación, fisiográfica y material parental.

Asimismo, el estudio de las propiedades mineralógicas del suelo es de gran utilidad para determinar y establecer secuencias de evolución y tendencia de los materiales originales, predecir el estado físico y químico de los suelos y su relación con el ambiente (Dixon, 1977). En la región se ha realizado algunos estudios sobre la caracterización físico y química y extracciones secuenciales de metales y elementos traza en suelo (Prieto *et al.*, 2007); además, para determinar la tasa de cambio de uso de suelos (Zanil, 2009), o para evaluar la aptitud del suelo al riego (Ortiz *et al.*, 2015); sin embargo, hace falta realizar estudios básicos complementarios que permitan la toma de decisiones para el manejo puntual de los suelos. Por ello, el objetivo del presente trabajo fue determinar la captura de carbono y los procesos de formación en suelos agrícolas y bajo vegetación natural, en tres ejidos del municipio de Ixmiquilpan, Hidalgo.

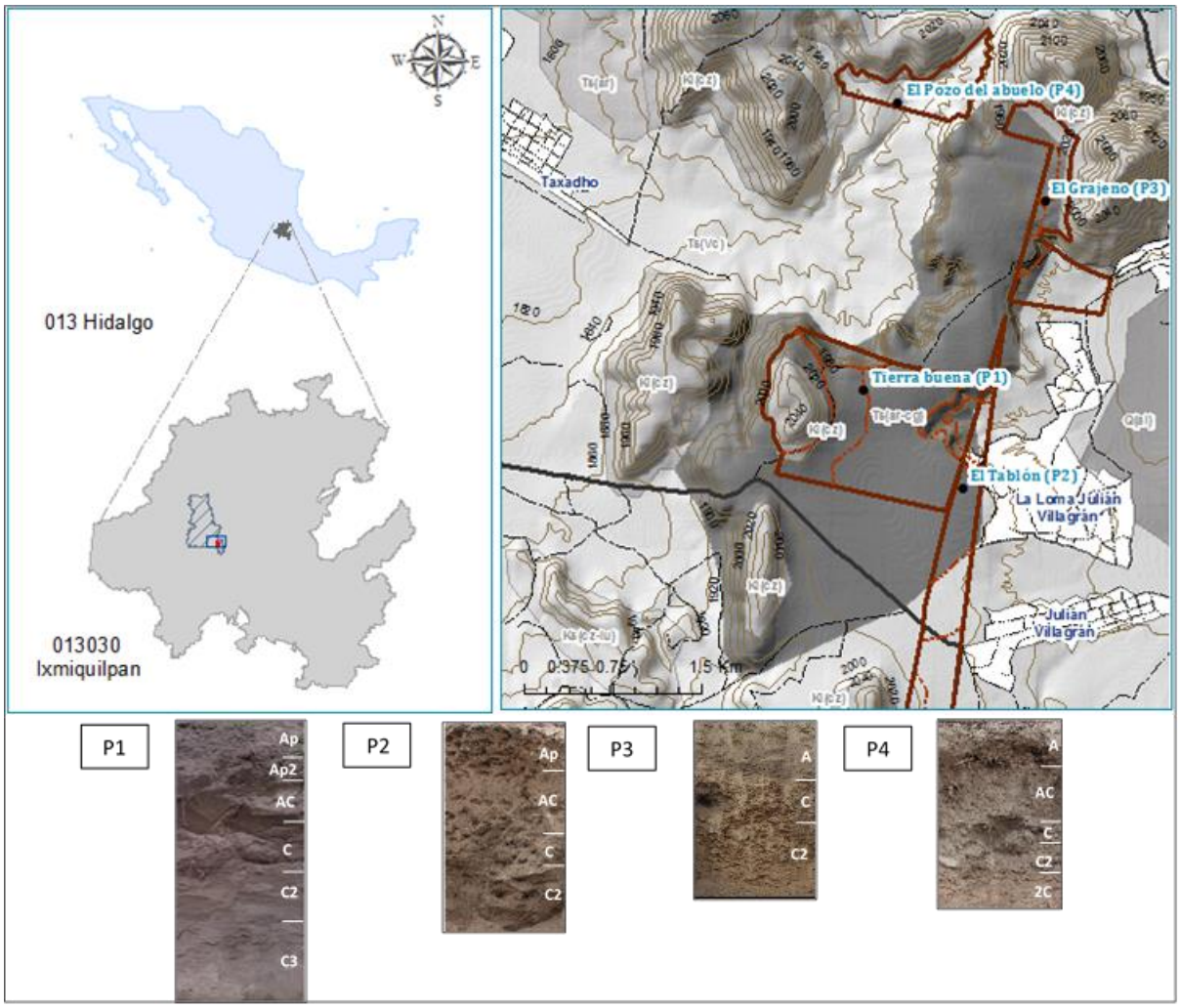
## Materiales y Métodos

El Municipio de Ixmiquilpan, se localiza en la parte centro oeste del estado de Hidalgo, México; entre los paralelos 20° 22' y 20° 43' de latitud norte; los meridianos 99° 04' y 99° 19' de longitud oeste y en una altitud entre 1 600 y 3 200 m (**Figura 1**). Se encuentra en la provincia fisiográfica de la Faja Volcánica Transmexicana y Sierra Madre Oriental. La zona está dominada por lomeríos, seguido de sierras y en menor proporción por llanuras y mesetas. La composición geológica está representada por rocas ígneas extrusivas: volcanoclástico, toba ácida, andesita-brecha volcánica, y Sedimentarias como: arenisca–conglomerado, limonita-arenisca, caliza–lutita. Los suelos son de origen aluvial. El clima dominante es semiseco templado y seco semicálido con rangos de precipitación de 300 a 1 100 mm y temperaturas de 12 a 20 °C anuales. Todos estos factores dan la presencia de diferentes órdenes de suelos: Lepstosol, Phaeozem, Vertisol, Calcisol y Regosol (INEGI, 2009).

En un estudio realizado por Ortiz *et al.* (2015) al sur del Municipio de Ixmiquilapan, Hidalgo; con la finalidad de determinar la aptitud del suelo al riego, se obtuvieron datos de laboratorio de diferentes perfiles (propiedades químicas y físicas). De este conjunto de datos se seleccionaron 4 perfiles pertenecientes a 3 ejidos (Pueblo Nuevo, Boxaxni y Maguey Blanco) (**Cuadro 1**), ubicados en una meseta, con agricultura de temporal y sin uso aparente. La clasificación de suelos se realizó con las claves de Taxonomía de Suelos (Soil Survey Staff, 2010) y la Base Referencial Mundial del Recurso Suelo (IUSS Grupo de Trabajo WRB, 2007). El análisis mineralógico se llevó a cabo en todas las capas de los perfiles analizados. Los minerales primarios se identificaron y contaron con un microscopio petrográfico (Bullock *et al*., 1985). La fracción fina se identificó en polvo y en muestras orientadas a través de difracción de rayos X (DRX) previa eliminación de materia orgánica con $H_2O_2$ al 30% en caliente a 80° en baño María (ISRIC, 1995), y saturados con etilén glicol. Las reflexiones (picos) se identificaron usando las fichas reportadas en el Mineral Powder Difraction File (JCPDS, 1980).

## Resultados y Discusión

Los suelos Tierra buena (P1), El Grajeno (P3) y El pozo del abuelo (P4) se originaron de diferentes depositaciones coluviales-aluviales, ya que estos se ubican en pie de monte, en zonas planas o con poca pendiente. El suelo de El tablón (P2) se formó a partir de arenisca-conglomerado y se localiza en una meseta (Figura 1).




Ki (CZ) = Caliza, Ts(ar-cg)=Arenisca-conglomerado, Ts(vc)= Volcaniclasticos

***Figura 1. Localización de los suelos en Ixmiquilpan, Hidalgo.***

Los resultados obtenidos para la captura de carbono (%CO) muestran que en las zonas de agricultura (P1 y P2) se presentan valores similares de 27.5% y 29.6% respectivamente. Esto se debe a que el sistema de manejo empleado es poco intensivo y se lleva a cabo la incorporación de material orgánico, favoreciendo así la captura de carbono. Por otra parte, los perfiles P3 y P4 que corresponden a zonas con vegetación natural (matorrales xerófilos); sin embargo, en P3 la cobertura de la vegetación representa hasta 80% del paisaje y la pedregosidad del mismo es reducida (5%). En P4 la cobertura es de 40% y la pedregosidad es

alta (40%). Lo anterior explica los mayores porcentajes de CO en P3. Con respecto a Ortiz (1990), los valores obtenidos se encuentran catalogados como pobres y medios. Con respecto al estudio realizado por Segura *et al.* (2005), los valores encontrados se encuentran dentro de los valores nacionales reportados para vegetación de matorrales xerófilos (24 t $ha^{-1}$).

Los cuatro suelos no presentan horizontes de diagnóstico; no obstante, el contenido de $CaCO_3$ en el subsuelo de P3 es mayor de 20 % y en P1 y P4 mayor de 5%, este es de origen geológico acumulado por la deposición de material sedimentario y no de origen secundario, ya que no se encontraron en campo filamentos, recubrimientos, masas, nódulos, carbonato diseminados y otras formas, como lo establece la Taxonomía de Suelos (Soil Survey Staff, 2010).

Todos los perfiles están dominados por cuatro minerales: plagioclasas (15 a 28%), albita (12 a 18%), cristobalita (11 a 24%) y vidrio básico (5 a 13%); existen otros minerales del grupo de los silicatos presentes en menor proporción como: micas (biotita, dominante en todos los perfiles), cuarzo (pedernal, dominante en todos los perfiles; policristalino, muy raro en todos los perfiles), olivino (dominante sólo en P3), piroxenos (augita, muy raro en P1 y P3; hiperstena, muy raro en P1), anfíboles (actinolita, muy raros en P3 y P4; hornablenda dominante en P1); derivados de arenisca feldespática y conglomerado. Los conglomerados están compuestos por fragmentos de rocas ígneas y finalmente material ígneo como los volcanoclásticos (Cuadro 2). La fracción fina en P1, P3 y P4 está dominada por calcita ($CaCO_3$), por la presencia de caliza en las partes altas de la catena donde se localizan los suelos (Figura 1). En la fracción fina se tiene albita (Ca-Na, $AlSi_3O_8$) y anortita ($CaAl_2Si_2O_8$) en todos los perfiles; en P2, P3 y P4 se presentan minerales secundarios amorfos como alofano y ópalo, además de formación de arcilla esmectita.

***Cuadro 1. Composición mineralógica de los suelos en Ixmiquilpan, Hidalgo.***

| Perfil | Cristobalita (%)* | Plagioclasa (%)* | Albita (%)* | Vidrio Básico (%)* | Albita Na ** | Albita Ca** | Halita** | Anortita** | Calcita** | Dolomita** | Cristobalita** | Cuarzo** | Opalo*** | Alofano*** | Esmectita*** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **P1** | 24 | 15 | 14 | 9 | X | - | - | - | X | - | - | - | - | - | - |
| **P2** | 14 | 28 | 18 | 5 | - | - | - | X | - | - | - | - | - | X | X |
| **P3** | 14 | 22 | 12 | 6 | X | X | - | - | X | - | X | X | - | X | X |
| **P4** | 11 | 24 | 13 | 13 | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |

*Análisis de la fracción gruesa por conteo de puntos. Sólo se presenta los minerales con más del 10% de su dominancia en los horizontes de cada perfil.
**Análisis de la fracción fina del suelo por DRX, X=Presencia del mineral.
***Análisis de la fracción arcilla por DRX, X=Presencia del mineral.

Todos los epipedones de los suelos estudiados son ócricos; sin embargo, se presenta el proceso de melanización (Bockheim y Gennadiyev, 2000), en los suelos P1 (suelo agrícola) y P4 y P3 (suelos naturales) pero no reúnen el requisito de espesor o de color (P2) para designarse como mólico. Los suelos estudiados se clasifican como **Typic Torrifluvents** (P1, P3 y P4) o como **Typic Torriorthents** (P2), en Taxonomía de suelos como **Haplic Fluvisol (Eutric Calcaric) o Haplic Regosol (Eutric Calcaric)** en WRB, por su posición geomorfíca respectivamente.

***Cuadro 2. Propiedades físicas y químicas de los suelos en Ixmiquilpan, Hidalgo.***

| Perfiles y Horizontes | Espesor | Textura | | | Dap | pH | CO | MO | $CaCO_3$ | CE | Contenido de CO |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | cm | A | L | R | g $cm^{-3}$ | 1:2.5 | ----------%---------- | | | $dSm^{-1}$ | T $ha^{-1}$ |
| **Perfil 1** | | | | | | | | | | | |
| Ap1 | 0-12 | 20 | 78 | 2 | 1.11 | 8.3 | 1.19 | 2.06 | 1.53 | 0.49 | 15.7 |
| Ap2 | 12-20 | 20 | 64 | 16 | 1.16 | 8.3 | 1.34 | 2.32 | 4.55 | 0.42 | 11.8 |
| AC | 20-35 | 22 | 63 | 15 | 1.11 | 8.4 | 1.64 | 2.83 | 4.38 | 0.44 | |
| C | 35-60 | 22 | 61 | 17 | 1.22 | 8.1 | 1.42 | 2.45 | 6.82 | 6.82 | |
| C2 | 60-85 | 25 | 63 | 12 | 1.11 | 8.1 | 0.75 | 1.29 | 5.84 | 14.14 | |
| C3 | 85-125 | 25 | 64 | 12 | 1.25 | 8.5 | 0.15 | 0.26 | 11.85 | 11.26 | |
| **Perfil 2** | | | | | | | | | | | |
| Ap | 0-20 | 28 | 56 | 16 | 1.41 | 8.3 | 1.05 | 1.8 | 2.27 | 0.68 | 29.6 |
| C | 20-35 | 12 | 68 | 20 | 1.35 | 8.1 | 0.07 | 0.13 | 2.08 | 10.17 | |
| C2 | 35-70 | 24 | 56 | 20 | 1.36 | 8.0 | 0.22 | 0.39 | 2.14 | 10.51 | |
| **Perfil 3** | | | | | | | | | | | |
| A | 0-15 | 35 | 49 | 16 | 1.11 | 8.3 | 1.72 | 2.96 | 24.35 | 0.39 | 28.6 |
| AC | 15-38 | 30 | 53 | 17 | 1.11 | 8.2 | 1.42 | 2.45 | 23.38 | 0.36 | |
| C | 38-60 | 34 | 56 | 10 | 1.14 | 8 | 0.97 | 1.67 | 22.08 | 0.49 | |
| C2 | 60-90 | 32 | 53 | 16 | 1.22 | 8 | 0.67 | 1.16 | 22.73 | 1.32 | |
| **Perfil 4** | | | | | | | | | | | |
| A | 0-14 | 36 | 54 | 10 | 1.19 | 8.1 | 0.82 | 1.42 | 8.12 | 0.51 | 13.7 |
| AC | 14-34 | 35 | 49 | 16 | 1.15 | 8.5 | 0.9 | 1.54 | 1.79 | 0.82 | |
| C | 34-47 | 39 | 45 | 16 | 1.22 | 9.2 | 0.75 | 1.29 | 4.22 | 2.58 | |
| C2 | 47-60 | 47 | 39 | 14 | 1.19 | 9.4 | 0.82 | 1.42 | 6.17 | 2.93 | |
| 2C | 60-80 | 50 | 38 | 12 | 1.26 | 9.6 | 0.45 | 0.77 | 4.71 | 3.91 | |

## Conclusiones

Los suelos estudiados son poco desarrollados con procesos incipientes de adición de materia orgánica (melanización, tendientes a lo formación de un horizonte mólico) y carbonatación, solo en algunos suelos. La captura de carbono es mayor en vegetación xerofita y cuando el manejo de los suelos es mínimo. La composición mineralógica primaria es diversa debido a su naturaleza sedimentaria.

## Bibliografía

Bockeim J. G. y Gennadiyev A. N. 2000. The role of soil-forming processes in the definition of taxa in Soil Taxonomy and the World Soil Reference Base. Geoderma 95. 53-72.

Bullock, P., N. Fedoroff, A. Jongerius, G. Stoops, and T. Tursina. 1985. Handbook for soil thin section description. Waine Research Publications. England.

Cuanalo de la C., H.E. 1990. Manual para la descripción de perfiles de suelo en el campo. Centro de Edafología, Colegio de Postgraduados, Chapingo, México.

Dixon. J. B., Sterling. B. Weed, J. A. Kittrick, M. H. Milford. 1979. Minerals in Soil Environments. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin, USA.

Gutiérrez C. E. V., Gutiérrez C. M. del C. y Ortiz S. C. A. 2015. Carbon capture and pedogenetic processes by change of moisture regime and conventional tillage in Aridisols. Soil and Tillage Research. 150:114-123.

INEGI. 2009. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos, Ixmiquilpan; Hidalgo. Clave geoestadística 13030.

ISRIC (Centro Internacional de Referencia e Información en Suelos). 1995. Procedimientos para análisis de suelos. pp. 1-145. In: L. P. van Reeuwijk (ed.). Procedures for soil analysis. Trad. al español por M. C. Gutiérrez C., C. A. Tavarez E. y C. A. Ortiz S. Colegio de Postgraduados. Montecillo, México.

IUSS Grupo de Trabajo WRB. 2007. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Primera actualización 2007. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103. FAO, Roma.

JCPDS (Joint Committee on Powder Diffraction Standards). 1980. Mineral Powder Diffraction File. Data Book. Pennsylvania. E.U.A.

Mejia L. 1980 a. Conceptos básicos comunes a la pedología y la geomorfología. CIAF. Bogotá. 278p

Mejia L. 1980 b. La mineralogía del suelo y sus relaciones con la fertilidad. En: Fertilidad de suelos, diagnóstico y control. SCCS. Bogotá. 138 p.

Ortiz S. C. A. et al. (2015). Aptitud al riego en los suelos de Ixmiquilpan, Hidalgo. México.

Ortiz V. B. y Ortiz S. C. 1990. Edafología. Edit. Universidad Autónoma Chapingo. Ed. 7. Texcoco. México.

Prieto G. F., Lucho C. C. A., Poggi V. H., Alvarez S. M., Barrado E. 2007. Caracterización fisicoquímica y extracción secuencial de metales y elementos traza en suelos de la región Actopan-Ixmiquilpan del distrito de riego 03, Valle del Mezquital, Hidalgo, México. Ciencia Ergo Sum vol. 14 Núm. 1. Universidad Autonoma del Estado deMéxico. Toluca. México.

Segura C. M. A., Sánchez G. P., Ortiz S. C. A., Gutiérrez C. Ma. del C. 2005. Carbono orgánico de los suelos de México. Terra Latinoamericana. 23 (1): 21-28.

Soil Survey Staff, 2010. Claves para la Taxonomía de Suelos, Ortiz-Solorio, C.A, Gutiérrez- Castorena, Ma. del C., (Trads.). Undécima Edición. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, D.C.

Zenil Lugo Nilze M. 2009. Determinación de la tasa de cambio de uso de suelo en el municipio de Ixmiquilpan, Hidalgo. Tesis de Licenciatura. Ciencias Forestales. UACh. Texcoco. Edo. México

# INFLUENCIA DE LA EROSIÓN SOBRE LA ACTIVIDAD MICROBIANA EN LOS SUELOS

**López-García, E[1*]; Ruiz-Careaga, J[2]; López-Reyes, L[3]**

**[1]Postgrado en Ciencias Ambientales. Instituto de Ciencias. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.**
**[2]Departamento de Investigación en Ciencias Agrícolas. Instituto de Ciencias. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Edificio 103B Colonia San Manuel CU. Puebla. CP 72570.**
**[3]Centro de Microbiología de Suelos. Instituto de Ciencias. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.**

*Autor responsable: eriazulgris@hotmail.com; Calle: Av. de la pedrera Núm. 7607, Col. La Pedrera, Puebla, Puebla. México. CP 72030; Tel. +52(222)-231-1027.

## Resumen

El estudio de las condiciones histórico naturales en el municipio de Tzicatlacoyan en el estado de Puebla ha permitido conocer el deterioro acelerado de sus recursos naturales que ha sufrido el territorio desde hace décadas. La pérdida de la cobertura vegetal y la erosión de los suelos favorecen las condiciones de aridez y un cambio en el entorno ambiental y social que puede comprometer el futuro de este municipio y de las regiones similares en otras partes del Estado. Se llevó a cabo la delimitación el área de estudio y se identificaron los sitios para la descripción de perfiles de suelo siguiendo el método descriptivo comparativo de suelos con los diferentes grados de erosión, además de conocer la distribución, calidad y estado de conservación de los suelos. También se tomaron y analizaron muestras de suelo en los primeros diez centímetros para conocer las variaciones en la población de microrganismos con respecto al grado de erosión que presentaron los suelos.

## Palabras clave

Degradación; Actividad microbiológica; Perfil de suelo**.**

## Introducción

La degradación ambiental que sufre México equivale a una derrama monetaria de más de 900 mil millones de pesos anuales, equivalentes a 8.8 por ciento del Producto Interno Bruto (INEGI, 2012). Más allá que lo económico, los impactos del cambio climático hacen vulnerables a 70 millones de mexicanos a causa de posibles inundaciones y sequías. El Banco Mundial indica que "México es uno de los países que enfrentan un alto riesgo por el cambio climático, respecto de la disponibilidad del agua, el incremento en la frecuencia e intensidad de las tormentas tropicales y posibles inundaciones en ambas costas del territorio"(BM, 2009). De acuerdo a distintas investigaciones, cada año se pierden en el mundo 15 millones de hectáreas de bosques tropicales, en la región de Mesoamérica y América del Sur, la pérdida de áreas boscosas en el lapso de 1990 a 2005, suma 69 millones de hectáreas, lo que equivale a siete por ciento de nuestros bosques (CEPAL, 2005).

En México, se pierde anualmente un promedio de 500 mil hectáreas de bosques y selvas (Chiappy *et al*., 2004). Las principales causas de la deforestación son el avance de la frontera, agricultura y ganadería; la tala ilegal, también, la ausencia de políticas públicas de apoyo a la gente que vive en el campo para usar de manera sustentable sus recursos, y el crecimiento

urbano. El ejemplo más dramático de la deforestación en el país se da en el Valle de México, donde se propició un crecimiento urbano del orden de 315 por ciento en sólo 40 años. La Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales realizó un diagnóstico de lo que se puede considerar el deterioro ecológico ambiental sufrido en México, de esta forma, preparó el Programa de Ordenamiento Ecológico General del Territorio, de acuerdo a datos de esta investigación (Semarnat, 2010), 108 mil kilómetros del territorio nacional, más de cinco por ciento del total de la extensión de nuestro país, presenta lo que se considera una situación crítica por efectos de la degradación ambiental.

## Materiales y Métodos

La metodología está basada en varias etapas; una etapa de trabajo de gabinete donde se procedió a la recopilación de información sobre componentes naturales como son las características del clima en la zona de estudio, condiciones del relieve (figura 1), formaciones vegetales, tipos de rocas, particularidades de los suelos.

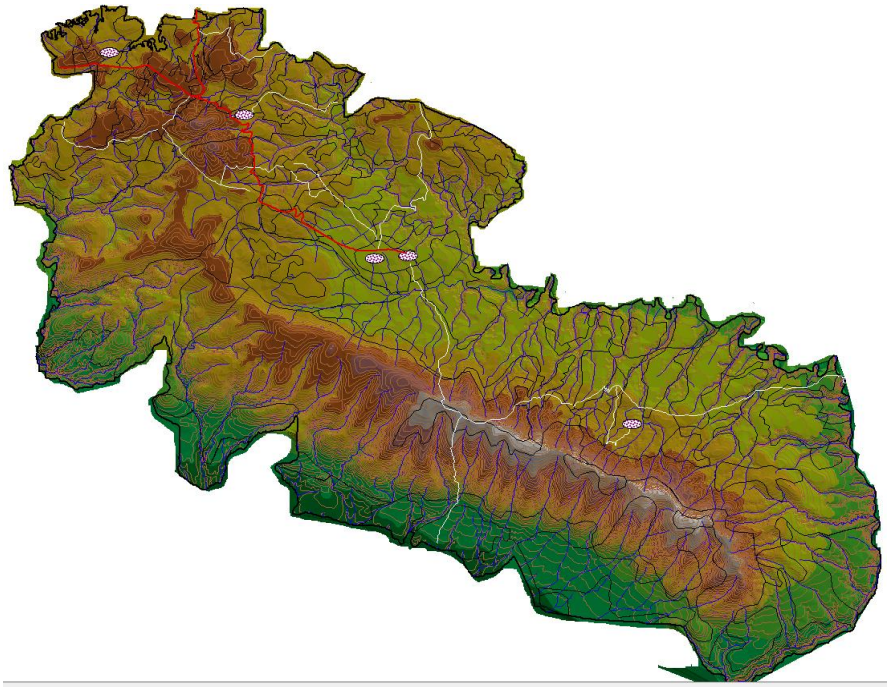


Figura 1. Relieve del municipio de Tzicatlacoyan.

En la etapa de trabajo de campo se procedió a la descripción y caracterización de nueve perfiles de suelos; se verificaron unidades de suelos, se describieron perfiles y se evaluó el entorno en base en la guía de la FAO (2009) y el "Manual para la descripción de perfiles de suelos y evaluación del entorno" (Ruiz *et al*., 1999). Se realizó un reconocimiento general por el área de estudio con el fin de conocer las condiciones y el estado de los recursos naturales existentes, referidos a los suelos, la vegetación y las condiciones del relieve, durante esos recorridos se priorizó a la localización de los sitios a estudiar; se seleccionaron perfiles de suelo conservados (figura 2), éstos morfológicamente cuentan con todos sus horizontes originales (Rivero *et al*., 2002) y después se buscaron sus similares erosionados en diferentes grados de erosión: moderado, fuerte (figura 3,4) y severa esto siguiendo el método genético geográfico (Belobrov *et al*., 1980).

Figura 2. Perfil conservado; figura 3. Perfil con grado de erosión fuerte; figura 4. Perfil con grado de erosión muy fuerte.

Para el diagnóstico de la pérdida de suelo se siguió la metodología provisional de evaluación de la degradación de los suelos establecida por FAO 1980 la cual tiene en cuenta los factores naturales de cada sitio (precipitaciones, vegetación, relieve y características de los suelos). Posteriormente en la etapa de laboratorio, para estimar la población microbiana del suelo se empleó el método de diluciones sucesivas, que consiste en tomar una muestra de suelo, la cual se seca al medio ambiente y se diluye en agua destilada estéril de forma sucesiva hasta llegar a la más baja concentración. De esta última suspensión se toman partes alícuotas que se cultivan en medios de cultivos específicos para cada microorganismo.

## Resultados y Discusión

Los resultados obtenidos mostraron que existieron diferencias entre las poblaciones de bacterias mesofílicas aeróbicas (figura 5) y bacterias gram negativas (figura 6), con respecto al perfil conservado con mayor población con respecto al grado de erosión de los perfiles degradados; el perfil PEDR 13 es un perfil conservado que cuenta con un horizonte A de 0 a 13

cm, con estructura granular, poroso, medianamente plástico y textura arcillo-arenoso; estas condiciones favorecen el crecimiento de las poblaciones bacterianas. La población de hongos (figura 7) se observa mayor en el perfiles erosionados debido a la esporulación y los actinomicetos (figura 8) son menos numerosos en los perfiles conservados la población aumenta con el grado de erosión debido a uno de los factores favorables, el calcio, que proporciona una condición neutra o ligeramente alcalina (Julca *et al*., 2006).

El perfil PEDR 18 presenta un grado de erosión fuerte que cuenta con un horizonte ABC de 0 a 15 cm, de color pardo en seco; reacciona muy fuertemente al HCl al 10 %, tiene una ligera humedad al tacto con estructura su angular mediana, es poroso, compacto, adhesivo y medianamente plástico. Y finalmente el perfil PEDR 19 con grado de erosión muy fuerte presenta un horizonte C de 0 a 18 cm, se observaron separaciones abruptas de color pardo claro sobre material calcáreo que efervece muy fuertemente con el HCl al 10 %; la estructura que presenta es poco desarrollada con textura areno-arcilla, poco plástico y medianamente adhesivo, con estructuras de agregados sub angulares pequeñas, presenta mas de 10% de piedras y 5% en gravas. Estos dos últimos perfiles favorecen las condiciones para las poblaciones de actinomicetos por sus características erosivas.

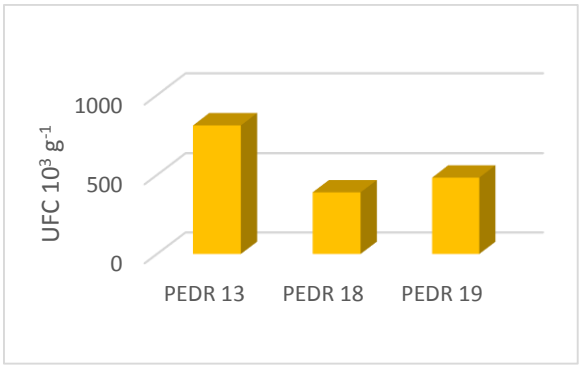



Figura 5. Poblaciones de bacterias mesofílicas aeróbicas.

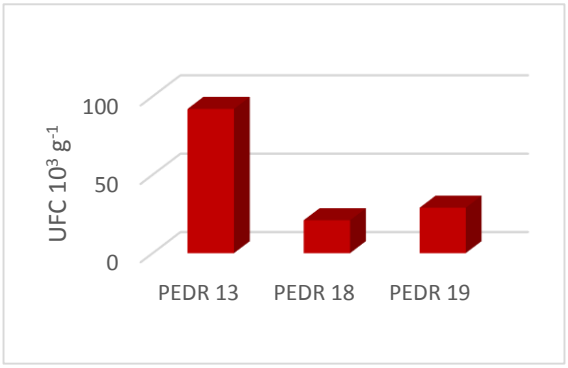



Figura 6. Poblaciones de bacterias gran negativas.

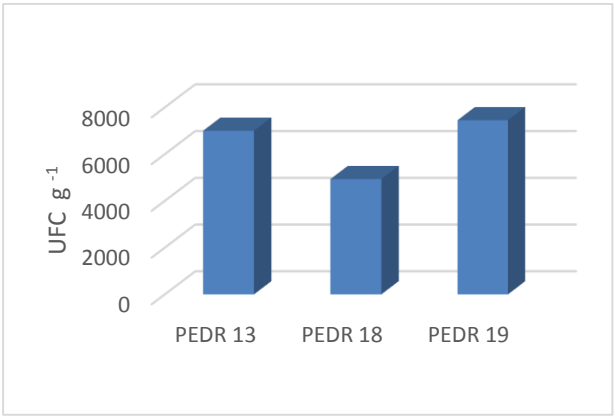



Figura 7. Poblaciones de hongos.

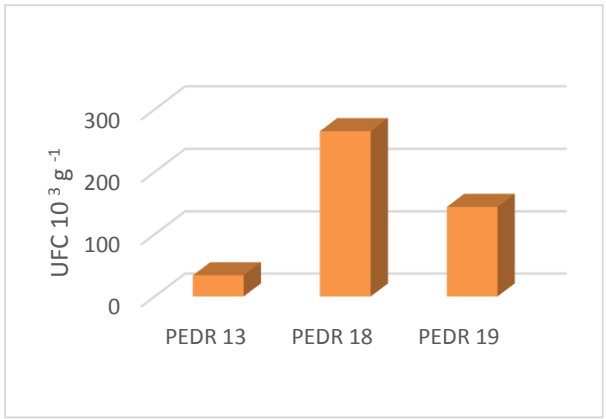



Figura 8. Poblaciones de actinomicetos.

## Conclusiones

La descripción morfológica permite detectar los problemas de degradación que presenta la zona estudiada como lo fueron la compactación, textura y la fertilidad del suelo, por lo tanto estos parámetros indican la disminución de la calidad de suelo. La actividad biológica del suelo disminuye según el grado de erosión que presentan los suelos en el municipio de Tzicatlacoyan.

## Bibliografía

Belobrov, V. A. Marrero, M. Riverol, N.Castro (1980). *Instrucciones metodológicas para la cartografía de los suelos de Cuba a gran escala y detallada*. La Habana, Academia de Ciencias, 67 pp.

BM, 2009. Cumbre del clima de Copenhague "Desarrollo con bajo uso de carbono para México

CEPAL, 2005. Comisión Económica para América Latina y el Caribe "Pobreza, desertificación y degradación de los recursos naturales". César Morales, Soledad Parada, Editores, 2005. Signatura: LC/G.2277-P/E, 267 pp. N.Venta: S.05.II.G.178.Libros de la CEPAL Nº87, ISBN: 92-1-322790-6.

Chiappy, C. y L. Gama (2004): Modificaciones y fragmentación de los geocomplejostropicales de la Península de Yucatán. Universidad y Ciencia, Número Especial I: 17-25.

Guía para la descripción de suelos, FAO, 2009, Roma, cuarta edición. Traducido y adaptado al castellano por Ronald Vargas Rojas (Proyecto FAO- SWALIM, Nairobi, Kenya-Universidad Mayor de San Simón, Bolivia). ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA AGRICULTURA Y LA ALIMENTACIÓN.

INEGI. 2010. Principales resultados del Censo de Población y Vivienda 2010. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 132 pp.

Julca-Otiniano, A., Meneses-Florián, L., Blas-Sevillano, R., & Bello-Amez, S. (2006). La materia orgánica, importancia y experiencia de su uso en la agricultura. Idesia (Arica), 24(1), 49-61.

Ruíz Careaga J.,Calderón, E. y Tamariz, V. (1999). *Manual para la descripción de perfiles de suelos y evaluación del entorno.* México, BUAP, Puebla, 65 pp.

SEMARNAT, 2010.Términos de referencia para la formulación de los programas de ordenamiento ecológico local; Subsecretaría de Planeación y Política Ambiental. Dirección General de Política Ambiental e Integración Regional y Sectorial.

# ACTUALIZACIÓN DE LA CLASIFICACIÓN DE LOS SUELOS DEL ESTADO DE TABASCO

**Palma-López DJ[1*]; Jiménez RR[2]; Zavala-Cruz J[3]; Bautista-Zuñiga F[4]; Gavi RF[5]**

**[1]Colegio de Postgraduados, Campus Tabasco. Cárdenas, Tabasco. México.**
**[2]Universidad Politécnica del Golfo de México. Paraíso, Tabasco. México.**
**[3]Colegio de Postgraduados, Campus Tabasco. Cárdenas, Tabasco. México**
**[4]Centro de Investigación Geografía Aplicada (CIGA) Morelia, Michoacán. México.**
**[5]Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Texcoco, Estado de México. México.**

*Autor responsable: dapalma@colpos.mx; Calle Periférico Carlos A. Molina s/n Apdo. postal # 24, Col. Paso y Playa, Cárdenas, Tabasco. México. CP 86500; Tel. +52(937)-3722257 ext. 5074

## Resumen

Se recopilaron los archivos de estudios de suelos existentes de trabajos realizados en Tabasco desde el 2007 hasta 2013. Con el apoyo del software ArcGis versión 9.3 se trabajaron los mapas con escalas diferentes hasta homogeneizar a 1:250 000. Se compilaron 153 perfiles de suelos georeferenciados con análisis físicos y químicos, conformando con esto la base de datos de suelos. Se realizó la clasificación de suelos de acuerdo con la WRB versión 2014. Se determinaron 19 Grupos de suelos en todo el estado, dominan los Gleysoles, Histosoles, Fluvisoles, Acrisoles, Leptosoles y Vertisoles. Se identificaron Suelos con unidades cartográficas muy pequeñas, que no se habían reportado en años anteriores como: Calcisol, Lixisol, Nitisol, Phaeozem y Tecnosol.

## Palabras clave
Suelos tropicales; correlación de suelos; estudios de suelos

## Introducción

El suelo es un cuerpo natural que se encuentra en la superficie de la tierra y que puede variar en profundidad; también es un medio que permite el desarrollo de plantas terrestres ya sea que tenga o no horizontes discernibles. Es además un recurso complejo que puede presentar muchas variantes dependiendo de la región geográfica. Su importancia se debe a que el ser humano puede cultivar y crecer sus alimentos más básicos en él, por lo que se puede considerar como parte fundamental de la vida (Porta *et al.,* 2003). Ante esta importancia del suelo se hace necesario contar con estudios de suelos actualizados, a fin de obtener información que sirva de base para la conservación, preservación y aprovechamiento sustentable (Bautista *et al*., 2005).

En Tabasco se han realizado diversos estudios de suelos a diferentes escalas. La mayor parte de estos estudios se encuentran en archiveros, aunque hay algunos casos en los que se ha logrado la publicación de libros, informes o folletos técnicos (Palma-López *et al., 2007*). Lo anterior demanda un esfuerzo de compilación de estos estudios, para transformarlos en fuentes de datos actualizados que puedan servir a las personas o instituciones interesadas en este tipo de información. En este contexto el Colegio de Postgraduados Campus Tabasco se dio a la tarea de recopilar diversos estudios de suelos, con lo que se constituyó una base de datos. De

la compilación de los estudios se han publicado dos trabajos (Palma-López y Cisneros, 2000; Palma-López *et al*., 2007a). Estos trabajos en su momento sintetizaron la información de suelos existente sobre Tabasco, sin embargo, esta tarea tiene que ser continua con el fin de integrar los últimos trabajos sobre suelos, por lo cual se hace necesario complementar la información faltante. Con base en lo anterior, el presente trabajo tiene como objetivo, actualizar la clasificación de los suelos del estado de Tabasco, mediante la cartografía digital a escala 1:250,000 por medio de la WRB (IUSS Working Group WRB, 2014).

## Materiales y Métodos

El estudio comprende todo el estado de Tabasco, el cual está ubicado en el sureste de la república mexicana, entre las coordenadas geográficas 17°19´00" y 19°39´00" de latitud norte; y 90° 57´00" y 94°08´00 de longitud oeste. Abarca una superficie de 24,661 km$^2$, que representa el 1.3 % del total del país (INEGI, 2005). De acuerdo a su fisiografía la entidad forma parte de dos provincias, la llanura costera del Golfo sur y la Sierra de Chiapas y Guatemala (SEDESPA, 2006). En la parte media y norte del Estado, el clima dominante es cálido húmedo con abundantes lluvias en verano, con temperatura promedio de 26° C y precipitaciones media anual de 2 000 mm; en la parte sur se ubica el clima cálido húmedo con lluvias todo el año, es la zona más lluviosa del estado de Tabasco con 4 000 mm de precipitación; en una pequeña superficie del Estado al noroeste prevalece el clima cálido subhúmedo con lluvias en verano y una precipitación media anual de 1 500 mm (INEGI, 2001).

De acuerdo a los materiales litológicos del estado de Tabasco, predominan los suelos aluviales, lacustres y litorales que datan del Cuaternario, son los que cubren mayor extensión; las rocas sedimentarias con calizas y secuencias de lutitas-areniscas de edad Cretácica son las más antiguas (SEDESPA, 2006). Según Palma-López *et al*. (2007b) los suelos que dominan en el Estado son los Gleysoles, Vertisoles, Fluvisoles, Luvisoles y Acrisoles.

*Metodología*

Primero se procedió a la revisión de la información generada por la diferentes instituciones sobre suelos de Tabasco, a escalas de 1:250 000, considerando la última actualización que generó el Colegio de Postgraduados (Palma-López *et al*., 2007a).

Posteriormente se continuó con la búsqueda de estudios realizados por diferentes investigadores e instituciones, la búsqueda incluyó tanto trabajos publicados como los informes técnicos que tienen las instituciones y/o investigadores, las escalas de estos trabajos variaron de 1:35,000 a 1:250,000. Con esto se generó el primer mapa preliminar de suelos homogenizándose mediante algebra de mapas a escala a 1:250 000, utilizando un sistema de información geográfica (ArcGis versión 9.3). Se utilizó el concepto del área mínima cartografiable, lo que permitió eliminar polígonos inferiores a 156 hectáreas.

Se buscaron los perfiles representativos descritos en los estudios revisados, debidamente georeferenciados y con sus análisis físicos y químicos, con ellos se conformó una base de datos, con la cual se realizó la clasificación de suelos de acuerdo Referencial Mundial de Suelos o WRB (IUSS Working Group WRB, 2014). Se utilizaron también los datos georeferenciados que generó el INEGI. De esta base de datos se utilizaron un total de 111 perfiles de suelo, 52 con sus análisis químicos y 59 solo con la descripción en campo. Finalmente se corrigió la cartografía final de los suelos del estado de Tabasco a escala 1: 250 000 y se realizó la caracterización de los Grupos de Suelos.

## Resultados y Discusión

El estado de Tabasco cuenta con estudios de compilación sobre clasificación y caracterización de suelos a nivel subunidad como el de Palma-López y Cisneros (2000), en este trabajo se menciona que los suelos con mayor dominancia eran los Vertisoles y los Gleysoles. Posteriormente se realizó una actualización de los suelos a nivel de Unidad (Palma-López *et al.,* 2007b), encontrándose 12 Unidades de suelos y dos combinaciones dominando de igual manera los Vertisoles. En este mismo año se generó un libro sobre "Los suelos de Tabasco: su uso y manejo sustentable" (Palma-López *et al.*, 2007a), a escala 1; 250 000, en este trabajo se menciona que los suelos dominante son los Gleysoles ubicados en áreas húmedas y los Vertisoles en áreas agrícolas.

Después de estos trabajos se localizaron 9 estudios, la mayoría de ellos a nivel semidetalle, realizados por diferentes investigadores a diferentes escalas (Obrador *et al*., 2007; Salgado-García *et al.,* 2007; Palma-López *et al.,* 2008; Salgado García *et al.,* 2008; Salgado-García *et al*., 2009; Salgado-García *et al*., 2010; Domínguez-Domínguez *et al.,* 2011; Zavala *et al*., 2011; Zavala *et al*., 2012).

Con base en esta revisión se obtuvieron un total de 153 perfiles representativos de suelos, los cuales fueron la base para actualizar el estudio de suelos del estado a escala 1:250 000, utilizando para ello la versión más actual de la WRB (IUSS Working Group WRB, 2014). En esta actualización se encontraron 19 Grupos de suelos, la superficie ocupada por cada grupo en hectáreas y él % con respecto a la superficie total del estado, en orden decreciente fueron: Gleysoles con 463,425 (18.6%); Histosoles con 335,162 (13.55%); Fluvisoles con 299 196 (12.1%); Acrisoles con 225,143 (9.1%); Leptosoles con 219,688 (8.88); Vertisoles con 213,783 (8.64%); Alisoles con 156,894 (6.34%); Cambisoles con 142,646 (5.77%); Luvisoles con 135,550 (5.48%); Arenosoles con 62,901 (2.53%); Lixisoles con 38753 (1.57%); Solonchaks con 32,499 (1.31%); Nitisoles con 9,105 (0.37%); Ferralsoles con 6,977 (0.28%); Calcisoles con 5,029 (0.2%); Plintosoles con 1,197 (0.05%); Phaeozems con 843 (0.03%); Tecnosoles con 823 (0.03%) y Regosoles con 706 (0.03%). En este trabajo se encontraron cinco Grupos de suelos nuevos en Tabasco (Calcisol, Lixisol, Nitisol, Phaeozem y Tecnosol), con respecto a los estudios de compilación realizados anteriormente (Figura 1). Dentro de los suelos con problemas de anegamiento se encuentran aquellos con texturas pesadas o bien con acumulación de materia orgánica, donde su uso está dominado por pastizales y vegetación hidrófila (Vertisoles, Gleysoles e Histosoles), aunque desde el punto de vista agrícola algunos de estos suelos están ocupados con caña de azúcar, arroz y sorgo. También se destacan los grupos de suelos ácidos con problemas de baja fertilidad, cuyo uso es con pastizales y plantaciones forestales (Acrisoles, Alisoles, Plintosoles, Lixisoles y Ferralsoles). Dentro de los suelos más productivos se encuentran los Fluvisoles, los Phaeosems, los Calcisoles, los Cambisoles y los Luvisoles, los cuales están ocupados con los cultivos más redituables del estado (cacao, plátano, caña de azúcar, papaya, palma de aceite y pastizales mejorados).

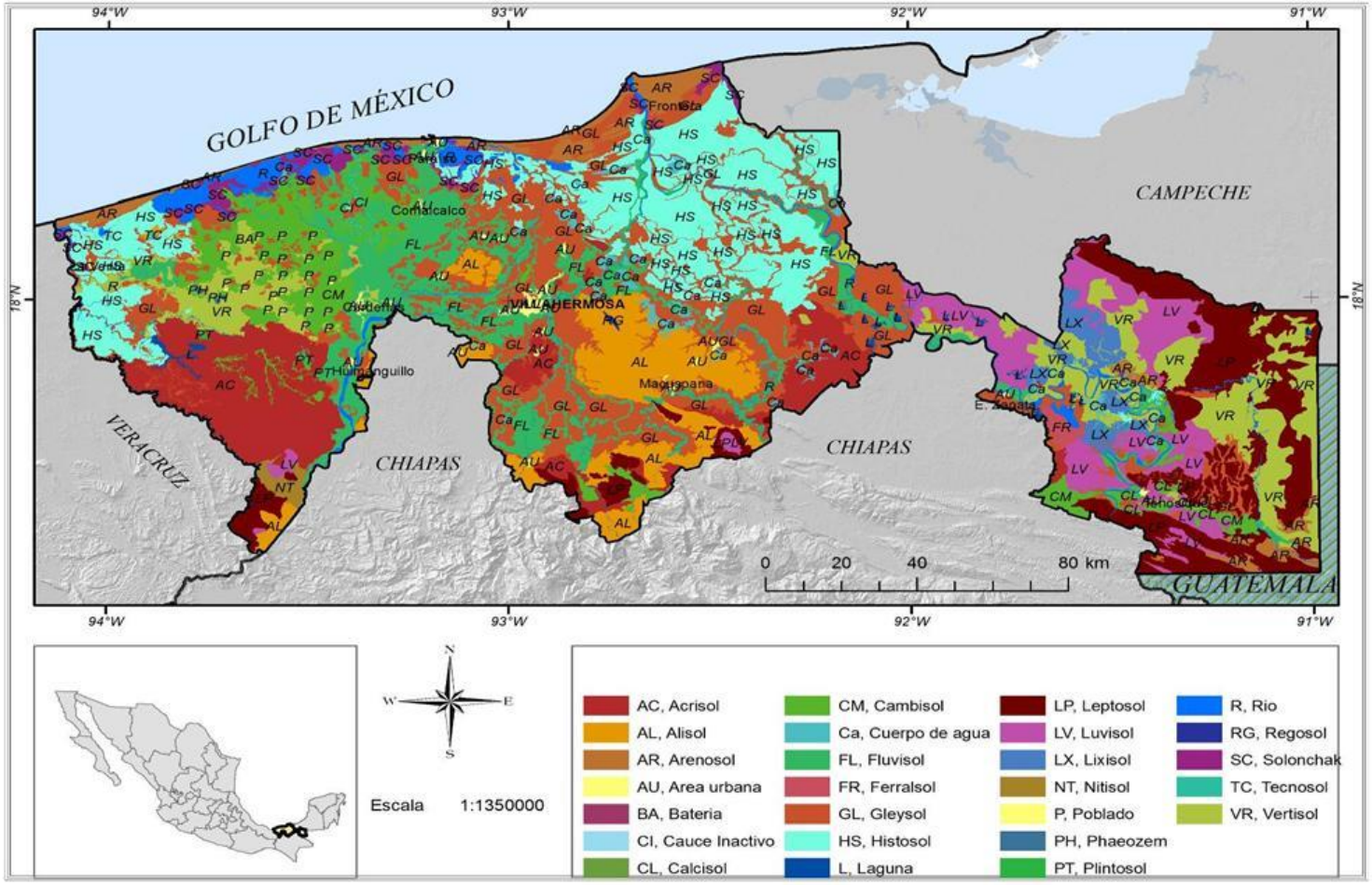



Figura 1. Grupos Mayores de suelos del estado de Tabasco de acuerdo con el referencial mundial de suelos (IUSS Working Group WRB, 2014)

## Conclusiones

Por medio de la recopilación de estudios de suelos realizados se logró determinar la nueva cartografía de los Grupos Mayores de suelos del estado a escala 1:250 000. Los suelos detectados fueron clasificados usando la versión 2014 del Referencial Mundial de Suelos. Con ello se obtuvieron 19 Grupos Mayores de suelos en todo el estadodominando tres Grupos: los Gleysoles, los Histosoles y los Fluvisoles. También se identificaron cinco Grupos que no se habían reportado anteriormente: Calcisol, Lixisol, Nitisol, Phaeozem y Tecnosol, ocupando superficies muy pequeñas.

## Bibliografía

Bautista F., E. Batllori-Sampedro., G. Palacio-Aponte A., M. Ortiz-Pérez., M. Castillo-González. 2005. Integración del conocimiento actual sobre los paisajes geomorfológicos de la península de Yucatán. In: Bautista Z. y Palacio (Eds.) Caracterización y manejo de los suelos de la Península de Yucatán: Implicaciones agropecuarias, forestales y ambientales. Universidad Autónoma de Campeche. Universidad Autónoma de Yucatán. Instituto nacional de Ecología. Mérida, Yucatán. México. pp 33-58.

Domínguez-Domínguez M., J. Zavala-Cruz, P. Martínez-Zurimendi. 2011. Manejo forestal sustentable de los manglares de Tabasco. Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental. Colegio de Postgraduados. Villahermosa, Tabasco, México. 137p.

IUSS Working Group WRB. 2014. World Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome. 181p.

INEGI, 2001. Síntesis de Información Geográfica del estado de Tabasco. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, Aguascalientes, México. 89 p. + Anexos.

Palma-López, D. J., y J. Cisneros D., 2000. Plan de usos sustentable de los suelos de Tabasco. 2a. Ed. ISPROTAB-FUNDACION PRODUCE TABASCO-COLEGIO DE POSGRADUADOS Villahermosa Tabasco. México. 115p.

Palma-López D. J., J. Cisneros D., E. Moreno C. y J. A. Rincón R., 2007a. Suelos de Tabasco: su uso y manejo sustentable. Colegio de Postgraduados-ISPROTAB-FUPROTAB. Villahermosa, Tabasco, México. 195p.

Palma-López D. J., J. Cisneros D., N. Del Rivero B., A. Triano S., y R. Castañeda C., 2007b. Hacia un desarrollo sustentable del uso de los suelos de Tabasco. Palma-López, D. J., y A. Triano S., 2007. (Comps) Plan de usos sustentable de los suelos de Tabasco Vol. II. Colegio de Postgraduados, ISPROTAB, Villahermosa, Tabasco. México. pp 9-37.

Porta, C. J., M. López-Acevedo R. y C. Roquero de L. 2003. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. 3ra edición. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, España. 929p

Salgado-García S., D. J. Palma-López, J. Zavala-Cruz., L. C. Lagunes-Espinosa., M. Castelán-Estrada, C. F. Ortiz-García, F. Ventura-Ulloa, A., Marín-Aguilar, E. Moreno-C. y J. A. Rincón-Ramírez. 2007. Sistema integrado para recomendar dosis de fertilizantes (SIRDF) en el área citrícola de Huimanguillo, Tabasco. Colegio de Postgraduados, Campus Tabasco. Cárdenas, Tabasco, México. 89p.

Salgado-García S., D. J. Palma-López, J. Zavala-Cruz, L. C. Lagunes E., Ortiz-García C. F., Castelan-Estrada M., Guerrero-Peña A., Moreno-Cáliz, E., Rincón-Ramírez J. A. 2008. Sistema integrado para recomendar dosis de fertilizantes (SIRDF) en caña de azúcar: Ingenio Azuremex. Colegio de Postgraduados, Campus Tabasco. H. Cárdenas, Tabasco, México. 102p.

Salgado-García S., D. J. Palma-López, J. Zavala-Cruz., L. C. Lagunés E., M. Castelán-E., C. F. Ortiz-García, F. Juárez-López, O. Ruiz-Rosado, L. Armida A., J. A. Rincón-Ramírez. 2009. Sistema integrado para recomendar dosis de fertilizantes (SIRDF) en caña de azúcar: Ingenio Presidente Benito Juárez Colegio de Postgraduados, Campus Tabasco. H. Cárdenas, Tabasco, México. 78p.

Salgado-García S., D. J. Palma-López, J. Zavala-Cruz., C. F. Ortiz-García, M. Castelán-Estrada, L. C. Lagunés E., A. Guerrero-Peña, A. L. Ortiz Ceballos, S. Córdova Sánchez. 2010. Sistema integrado para recomendar dosis de fertilizantes (SIRDF) en la zona piñera de Huimanguillo, Tabasco. Colegio de Postgraduados, Campus Tabasco H. Cárdenas Tabasco. México. 81p.

SEDESPA. 2006. Programa de Ordenamiento Ecológico del Estado de Tabasco. Secretaría de Desarrollo Social y Protección al Ambiente. Tabasco, México. 115p.

Zavala-Cruz. J., D. J. Palma-López., C. R. Fernández Cabrera, A. López Castañeda, E. D. Shirma T. 2011. Degradación y Conservación de suelos en la cuenca del rio Grijalva, Tabasco. Colegio de Postgraduados, Secretaria de Recursos naturales y protección ambiental y PEMEX. Villahermosa Tabasco México. 90p.

Zavala-Cruz, J., D.J. Palma-López, y M.A. Morales G. 2012. Clasificación de los suelos de la cuenca baja del río

Tonalá, Tabasco. In: Zavala-Cruz J. y E. García L. (Ed). Suelo y vegetación de la cuenca baja del río Tonalá, Tabasco. Publicación especial del Colegio de Postgraduados, Campus Tabasco. Cárdenas, Tabasco, México. pp: 31-63.

# CLASIFICACIÓN Y CARTOGRAFÍA DE SUELOS DEL ÁREA DE INFLUENCIA DE LA LAGUNA DE TÉRMINOS EN CAMPECHE

**Shirma Torres ED[1]; Palma-López DJ [1]*; Zavala-Cruz J[1]; Bautista ZF[2]**

**[1]Colegio de Postgraduados Campus Tabasco. Ciencia Ambiental Cárdenas Tabasco, México**
**[2]Centro de Investigación Geografía Aplicada (CIGA) Morelia, Michoacán. México.**

*Autor responsable: dapalma@colpos.mx; Calle Periférico Carlos A. Molina s/n Apdo. postal # 24, Col. Paso y Playa, Cárdenas, Tabasco. México. CP 86500; Tel. +52(937)-3722257 ext. 5074

## Resumen

El estudio de suelos se realizó en los márgenes de la laguna de Términos en estado de Campeche, utilizando como base cartográfica mapas de regiones y paisajes geomorfológicos. El objetivo fue clasificar los tipos de suelos y generar la cartografía del mismo, de esta forma se determinaron las superficies de cada clase. Para ello se realizaron 60 perfiles edafológicos distribuidos en las distintas formas del relieve. La clasificación de suelos se realizó a nivel de unidad de acuerdo a la Base Referencial Mundial del Recurso Suelo (IUSS Grupo de Trabajo WRB, 2007). Los Suelos de esta gran zona del estado son en su mayoría acumulativos y profundos, pertenecen al grupo de los Gleysoles (26.4%), Stagnosoles (9%), Histosoles (8.1%), Vertisoles (6.4%), Solonchaks (4.3%), Cambisoles (2.9%), Arenosoles (2.2%), Luvisoles (1.9%), Fluvisoles (1.6%) y Regosoles (0.5%), y Leptosoles (21.4%) que fue considerado como acumulativo-denudativo dado a su ubicación. De estos grupos de suelos se derivan 23 subunidades representadas en cartografia a escala 1: 100 000.

## Palabras clave
Suelos, WRB, Cartografía

## Introducción

Los estudios de suelos tienen el objetivo de obtener información sobre usos específicos de las tierras. Para ello es necesario determinar el patrón de distribución de suelos, dividiendo la superficie del terreno en unidades relativamente homogéneas, cartografiar dichas unidades y caracterizar sus propiedades a modo de inferir el potencial productivo de las tierras para diferentes usos, así también como evaluar las respuestas de las mismas ante diferentes alternativas de manejo.

En este sentido Porta *et al.,* (2003) menciona que es vital conocer las características de los suelo ya que de la capacidad de este recurso dependen la vida y los medios de vida para la producción de alimentos para la sociedad. Buol *et al*. (1995) mencionan que el uso del recurso suelo se debe de basar en la capacidad de éste para proporcionar elementos esenciales, pues éstos son finitos y limitan, por ende, la productividad. A pesar de ello, el suelo no ha recibido de la sociedad la atención que merece (Bautista *et al*., 2004). Su degradación es una seria amenaza para el futuro de la humanidad ya que el mal manejo y la degradación de los suelos se debe principalmente al desconocimiento y la falta de atención en sus características y fragilidades (PNUMA, 2002). Actualmente existe la necesidad de incrementar los sistemas productivos derivados del campo del estado de Campeche, para lo cual, es necesario partir de

los estudios de suelo como materia prima, en el cual se identifiquen los suelos, así como describir sus características, de esta forma se puede determinar con precisión un uso de forma sustentable, por ello en este trabajo presenta los principales grupos de suelos encontrados en los márgenes de la laguna de Términos en Campeche.

## Materiales y Métodos

Se recopiló información cartográfica y bibliográfica sobre los suelos y los ambientes geomorfológicos ha escalas semidetalladas 1: 250 000, donde se identificación regiones fisiográficas (Lugo y Córdova, 1992) y paisajes (Bautista *et al*., 2005). Con base en esto se elaboró cartografía geomorfológica a nivel de relieve modelado a escala 1: 100 000, el cual fue elaborado en un SIG (Sistema de Información Geográfico). En éste mapa se ubicaron 60 perfiles edafológicos tomando en cuenta la variabilidad del tipo de relieve y la accesibilidad del área; se describieron de acuerdo al manual publicado por Cuanalo (1990). Se realizaron análisis de las muestra de cada horizonte de los suelos con base en las especificaciones técnicas de muestreo y análisis de clasificación de suelos que marca la NOM-021RECNAT-2000 (Diario Oficial, 2002), la cual contempla: pH, Conductividad eléctrica (CE), Materia orgánica (MO), Nitrógeno (N), Fosforo (P), Potasio (K), Calcio (Ca), Magnesio (Mg), Sodio (Na), Capacidad de intercambio catiónico (CIC) y textura. Con los datos de análisis químicos y la descripción en campo se realizó la clasificación de los grupos y unidades de suelos de acuerdo a la Base Referencial Mundial del Recurso Suelo (IUSS Grupo de Trabajo WRB, 2007). Se precisaron algunos linderos mediante análisis de un modelo digital de elevación. Esta información se integró al SIG y se obtuvo el mapa final de suelos.

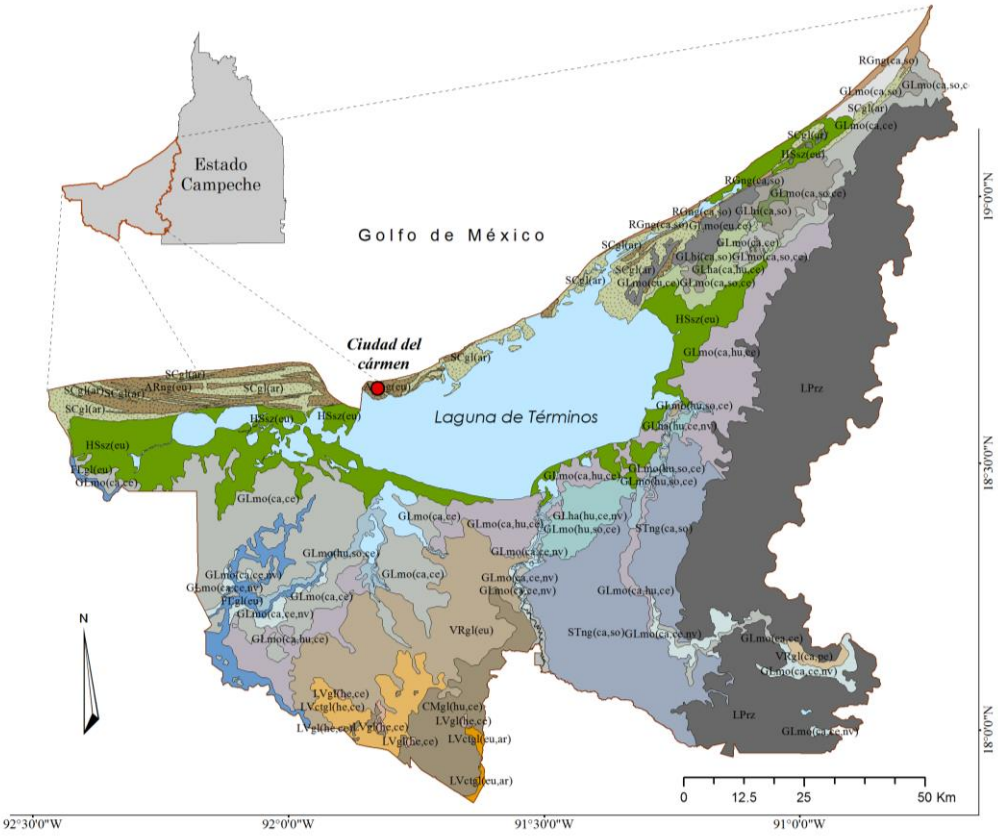
## Resultados y Discusión

La clasificación de suelos descrita nos dice que los grupos de suelos en esta zona del estado de Campeche corresponden a: Leptosoles, Gleysoles, Vertisoles, Arenosoles, Solonchaks, Fluvisoles, Luvisoles, Cambisoles, Histosoles, Stagnosoles y Regosoles los cuales son representados cartográficamente en un mapa de suelos a escala 1: 100 000 (Figura 1), de acuerdo a la base geográfica de perfiles elaborados en este trabajo. De estos se derivan 23 subunidades de suelos de acuerdo a la clasificación de IUSS Grupo de Trabajo WRB (2007) (Cuadro 1).

**Leptosoles (LP).** Representa el grupo de suelos con mayor superficie, pues ocupan alrededor del 21.4 % del área de estudio. Son los suelos que están limitados en la profundidad por una roca dura y continúa o un material muy calcáreo. Se identificó la subunidad LP Réndzico.

**Gleysoles (GL)**. Presentan dentro de 50 cm de la superficie del suelo mineral una capa de 25 cm o más de espesor que muestra condiciones reductoras (del latín *reducere*) en algunas partes y un patrón de color gléyico en todo el espesor. Se identificaron las subunidades GL Hístico (Calcárico, Sódico), GL Mólico (Calcárico, Arcíllico), GLl Mólico (Calcárico, Sódico), Gleysol Mólico (Éutrico, Arcíllico), GL Mólico (Húmico, Sódico, Arcíllico), GL Mólico (Calcárico, Arcíllico, Nóvico), GL Mólico (Calcárico, Húmico, Arcíllico), GL Mólico (Calcárico, Sódico, Arcíllico), GL Háplico (Húmico, Arcíllico, Nóvico) y GL Háplico (Calcárico, Húmico, Arcíllico). Representan una gran parte del territorio en cuestión pues ocupan alrededor del 26.4 % de la superficie total.

**Luvisoles (LV).** Suelos que tienen mayor contenido de arcilla en el subsuelo que en el suelo superficial como resultado de procesos pedogenéticos (especialmente migración de arcilla) que lleva a un horizonte subsuperficial denominado árgico. Se identificaron las subunidades LV Gleyico (Hiperéutrico, Arcíllico), LV Cutánico Gléyico (Hiperéutrico, Arcíllico) y LV Cutánico, Gléyico (Éutrico, Arénico), ocupando 1.9 % de la superficie.




| Suelos | Clave | Símbolo | Suelos | Clave | Símbolo |
|---|---|---|---|---|---|
| Histosol Sálico (Éutrico) | HSsz(eu) | | Gleysol Mólico (Calcárico, Húmico, Arcíllico) | GLmo(ca,hu,ce) | |
| Leptosol Réndzico | LPrz | | Gleysol Mólico (Calcárico, Sódico, Arcíllico) | GLmo(ca,so,ce) | |
| Vertisol Gléyico (Éutrico) | VRgl(eu) | | Gleysol Háplico (Húmico, Arcíllico, Nóvico) | GLha(hu,ce,nv) | |
| Vertisol Gléyico (Calcárico, Pélico) | VRgl(ca,pe) | | Gleysol Háplico (Calcárico, Húmico, Arcíllico) | GLha(ca,hu,ce) | |
| Fluvisol Gléyico (Éutrico) | FLgl(eu) | | Stagnosol Endogléyico (Húmico, Éutrico) | STng(ca,so) | |
| Solonchaks Gléyico (Arénico) | SCgl(ar) | | Luvisol Cutanico Gleyico (Hiperéutrico, Arcillico) | LVctgl(he,ce) | |
| Gleysol Hístico (Calcárico, Sódico) | GLhi(ca,so) | | Luvisol Cutánico, Gléyico (Éutrico, Arenico) | LVctgl(eu,ar) | |
| Gleysol Mólico (Calcárico, Arcíllico) | GLmo(ca,ce) | | Luvisol Gleyico (Hiperéutrico, Árcillico) | LVgl(he,ce) | |
| Gleysol Mólico (Calcárico, Sódico) | GLmo(ca,so) | | Arenosol Endogléyico (Éutrico) | ARng(eu) | |
| Gleysol Mólico (Éutrico, Arcíllico) | GLmo(eu,ce) | | Cambisol Gléyico (Húmico, Arcíllico) | CMgl(hu,ce) | |
| Gleysol Mólico (Húmico, Sódico, Arcíllico) | GLmo(hu,so,ce) | | Regosol Endogleyico (Calcárico, Sódico) | RGng(ca,so) | |
| Gleysol Mólico (Calcárico, Arcíllico, Nóvico) | GLmo(ca,ce,nv) | | Cuerpos de agua | | |

Figura 1. Mapa de suelos del área de influencia de la laguna de Términos Campeche

**Vertisoles (VR).** Suelos muy arcillosos, forman grietas anchas y profundas desde la superficie hacia abajo cuando se secan, lo que ocurre en la mayoría de los años. El nombre Vertisol es (del latín vertere, dar vuelta) se refiere al reciclado interno constante del material de suelo. Ocupan el 6.4 % y se identificaron las subunidades VR Gléyico (Calcárico, Pélico) y VR Gléyico (Éutrico).

**Solonchaks (SC)**. Este tipo de suelo tiene como característica principal una capa denominada horizonte sálico dentro de los primeros 50 cm de profundidad, lo cual se confirma al presentar una CE >15 dS $m^{-1}$. Se identificó la subunidad SC Gléyico (Arénico) que representan el 4.3 % del territorio.

Cuadro 1. Superficies en hectáreas y porcentajes de los suelos del área de influencia de la laguna de Términos.

| Unidades de suelos | Clave | Superficie en (ha.) | % |
|---|---|---|---|
| Histosol Sálico (Éutrico) | HSsz(eu) | 107513.2 | 8.1 |
| Leptosol Réndzico | LPrz | 285001.4 | 21.4 |
| Vertisol Gléyico (Éutrico) | VRgl(eu) | 82648.3 | 6.2 |
| Vertisol Gléyico (Calcárico, Pélico) | VRgl(ca,pe) | 3151.2 | 0.2 |
| Fluvisol Gléyico (Éutrico) | FLgl(eu) | 20743.3 | 1.6 |
| Solonchaks Gléyico (Arénico) | SCgl(ar) | 57403.0 | 4.3 |
| Gleysol Hístico (Calcárico, Sódico) | GLhi(ca,so) | 3389.1 | 0.3 |
| Gleysol Mólico (Calcárico, Arcíllico) | GLmo(ca,ce) | 139539.2 | 10.5 |
| Gleysol Mólico (Calcárico, Sódico) | GLmo(ca,so) | 6082.4 | 0.5 |
| Gleysol Mólico (Éutrico, Arcíllico) | GLmo(eu,ce) | 13148.5 | 1.0 |
| Gleysol Mólico (Húmico, Sódico, Arcíllico) | GLmo(hu,so,ce) | 15717.5 | 1.2 |
| Gleysol Mólico (Calcárico, Arcíllico, Nóvico) | GLmo(ca,ce,nv) | 21946.1 | 1.6 |
| Gleysol Mólico (Calcárico, Húmico, Arcíllico) | GLmo(ca,hu,ce) | 98189.8 | 7.4 |
| Gleysol Mólico (Calcárico, Sódico, Arcíllico) | GLmo(ca,so,ce) | 20846.6 | 1.6 |
| Gleysol Háplico (Húmico, Arcíllico, Nóvico) | GLha(hu,ce,nv) | 19059.3 | 1.4 |
| Gleysol Háplico (Calcárico, Húmico, Arcíllico) | GLha(ca,hu,ce) | 13004.0 | 1.0 |
| Stagnosol Endogléyico (Húmico, Éutrico) | STng(ca,so) | 119818.6 | 9.0 |
| Luvisol Cutánico Gléyico (Hiperéutrico, Arcíllico) | LVctgl(he,ce) | 21964.4 | 1.6 |
| Luvisol Cutánico, Gléyico (Éutrico, Arénico) | LVctgl(eu,ar) | 2015.9 | 0.2 |
| Luvisol Gléyico (Hiperéutrico, Arcíllico) | LVgl(he,ce) | 1888.5 | 0.1 |
| Arenosol Endogléyico (Éutrico) | ARng(eu) | 29592.6 | 2.2 |
| Cambisol Gléyico (Húmico, Arcíllico) | CMgl(hu,ce) | 39201.7 | 2.9 |
| Regosol Endogléyico (Calcárico, Sódico) | RGng(ca,so) | 6437.8 | 0.5 |
| Cuerpos de agua | Ca | 203049.8 | 15.3 |
| Total | | 1331352.4 | 100.0 |

**Stagnosoles (ST).** Suelos con una capa de agua colgada que muestran rasgos redoximórficos causados por agua superficial. Están periódicamente mojados y presentan moteados en el suelo superficial y subsuelo, con o sin concreciones y/o decoloración. Se identificó la subunidad ST Endogléyico (Húmico, Éutrico), ocupando 9 % del área.

**Arenosoles (AR).** Comprenden suelos arenosos, incluyendo tanto suelos desarrollados en arenas residuales y suelos desarrollados en arenas recién depositadas tales como dunas en desiertos y tierras de playas. Se identificó las subunidad AR Endogléyico (Éutrico) que ocupa 2.2 % del área.

**Cambisoles (CM).** Son suelos que presentan apenas un ligero desarrollo en sus horizontes subsuperficiales, por ello se presentan como suelos intermedios entre las otras unidades de

suelo y que no cumplen una o más características de diagnóstico de otros grupos de suelos. Se identificó la subunidad CM Gleyico (Húmico Arcíllico) y ocupa el 2.9 % del territorio.

**Histosoles (HS).** Comprenden suelos formados en material orgánico. Generalmente asociados a relieves que se encuentran en todas las altitudes, pero la gran mayoría ocurren en tierras bajas. En este estudio se identificó la subunidad HS Sálico (Éutrico), ocupando el 8.1 % del territorio en cuestión.

**Fluvisoles (FL).** Son suelos formados por sedimentos fluviales, marinos y lacustres que reciben material fresco a intervalos regulares o los han recibido en el pasado reciente. Se identificó la subunidad FL Gléyico (Éutrico), y ocupa el 1.6 % del territorio.

**Regosoles (RG).** Son suelos minerales muy débilmente desarrollados en materiales no consolidados que no tienen un horizonte de diagnóstico bien definido o con alguna de las características propias de un grupo de suelo. Se identificó la subunidad Rg Endogléyico (Calcárico, Sódico) que ocupa una superficie muy pequeña, escasamente el 0.5 % del área de estudio.

## Conclusiones

Se identificaron 11 grupos mayores de suelos y 23 subunidades a escala 1:100,000, la mayor superficie la ocupan suelos acumulativos e hidrómorficos de origen palustre, lacustre y aluvial, según los casos, Histosoles, Gleysoles Vertisoles Stagnosoles y Solochaks como los más representativos, y los de origen calcáreo denominados Leptosoles que ocupan el segundo lugar respectivamente. El estudio muestra una gran variabilidad de suelos, aunque la mayor parte de ellos no son apropiados para uso agrícola intensivo debido principalmente a su exceso de humedad. La utilización más apropiada para los suelos que tienen un régimen de humedad alto es como zonas de reserva de la vida silvestre, lo cual coincide con las extensas áreas protegidas en el estado. Esta información sirve de base para la planeación y aprovechamiento sostenido del recurso suelo en el estado de Campeche.

## Bibliografía

Bautista F., E. Batllori-Sampedro, G. Palacio-Aponte, M. Ortíz-Pérez y M. Castillo-Gonzáles. 2005. Integración del conocimiento actual sobre paisajes geomorfológicos de la Península de Yucatán. Pp 33-58. En: Bautista Z. F. y A. G. Palacio (editores). Caracterización y manejo de suelos de la Península de Yucatán. Universidad Autónoma de Campeche, Centro de Ecología pesquería y Oceanografía del Golfo de México, UADY, SEMARNAT, Instituto Nacional de Ecología y CONACYT. México D.F. 282 p.

Bautista A.C., Etchevers J. B., R.F. del Castillo, Gutiérrez C.2004. La calidad del suelo y sus indicadores. Ecosistemas 13 (2): 90-97. Mayo 2004.

Buol, S. W. 1995. Sustainability of soil use. Annual Review of Ecology and Systematic 26:25-44.

Cuanalo de la C., H. 1990. Manual para la descripción de perfiles en el campo. Centro de Edafología, Colegio de Postgraduados. Montecillo, México.

Diario Oficial. 2002. NOM-021-RECNAT-2000 Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SERMANAT).

IUSS Grupo de trabajo WRB. 2007. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Primera actualización traducida al español por Mabel Susana Pazos. Informe sobre Recursos Mundiales de suelos. FAO. Roma Italia.

Lugo H. J. y C. Córdova. 1992. Regionalización geomorfológica de la República Mexicana. Investigaciones Geográficas No. 25 p 25-63.

Porta, J., López–Acevedo M., C. Roquero L. 2003. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Tercera edición. Editorial Mundi-Prensa. Madrid España.

PNUMA (Programa de las Naciones Unidas Para el Medio Ambiente). 2002. Síntesis GEO-3. Perspectivas del medio ambiente mundial 3.ttp://www.unep.org/ geo/GEO3/pdfs/GEO3_Synthesis_spa.pdf. (Consultado el 3 de febrero de 2012).

# STOCK DE CARBONO Y ATRIBUTOS FÍSICOS DE GESTIÓN BAJO TIERRA Y CONVENCIONAL AGROECOLOGICO EN EL CERRADO BRASILEÑO

**Gutier Ailan Costa T[1.] ; Vogado Coelho J[2]; Moreira Timoteo M[3]; Barbosa Santos R; Souza Lago A[5]; Freitas Iwata B[6]**

[1,2,3,4,5] **Graduado del Instituto Federal de Educación, Ciencia y Tecnología de Piauí, Corriente-Piauí, Nuevo barrio Arroyo, calle 6, Brasil.**
[6] **Profesor del Instituto Federal de Educación, Ciencia y Tecnología de Piauí, Corriente-Piauí, Nuevo barrio Arroyo, calle 6, Brasil.**

*Autor de contacto: gutierailan@gmail.com; Juez Calle amaral Núm. 1405, Col. Corriente- Piauí; CP 64.980-000 Brasil; +55 89 94667404

## Resumen

La degradación del suelo por prácticas de manejo inapropiadas es uno de los mayores problemas de la agricultura y puede afectar directamente a la sostenibilidad y la calidad del suelo. El uso de implementos agrícolas en la labranza provoca cambios en la distribución y la estabilidad de los agregados, reduciendo el porcentaje de agregados macro y el aumento de los agregados micro influir en otras propiedades físicas y químicas del suelo. Así que este estudio tuvo como objetivo analizar las propiedades físicas y las existencias de carbono del suelo en áreas bajo manejo agroecológico y manejo convencional en el Cerrado brasileño. El estudio se realizó en el municipio actual Las áreas de estudio se encuentran en la zona rural del municipio actual, que eran la comunidad Calumbí y Simplicio, donde en cada área se seleccionaron dos áreas cultivadas con manejo convencional y agroecológica. Ellos se llevaron a cabo el muestreo de suelo a una profundidad de 0-20 cm en las cuatro áreas y también en el área bajo bosque natural del Cerrado (MNC), integrada por tres repeticiones. Los resultados mostraron que las muestras de suelo mostraron diferentes valores de densidad en las áreas bajo cultivo de maíz y frijol en relación con los resultados de la superficie dedicada al cultivo de hortalizas y el bosque nativo de la sabana que mostró un valor similar para la densidad en comparación con los vehículos de siembra. Así, las propiedades físicas del suelo bajo la gestión ecológica de las áreas proporcionado mejores condiciones en comparación con el suelo bajo los atributos de gestión convencionales.

## Palabras clave
Los materiales orgánicos, manejo de suelos, conservación de suelos.

## Introducción

El suelo es un componente de la vida y la dinámica de un ecosistema agrícola está sujeta a cambios y puede ser degradado o manejado responsablemente. Tener una comprensión de los procesos ecológicos mantener la estructura del suelo y la función de los ecosistemas en el tiempo es el más importante a considerar (Gliessman, 2002). La creciente demanda de alimentos como resultado de crecimiento de la población ha promovido la sustitución de bosques cada vez más por pastos o cultivos. En general, las prácticas de manejo del suelo

adoptadas en estos ámbitos, no son compatibles con el mantenimiento de la sostenibilidad de este recurso tan importante para el equilibrio del ecosistema. La degradación del suelo por prácticas de manejo inapropiadas es uno de los mayores problemas de la agricultura y puede afectar directamente a la sostenibilidad y la calidad del suelo. Como Carvalho et al. (2007) Los atributos físicos tales como la densidad y la humedad son indicadores de la calidad del suelo, la comprensión de cómo la calidad del suelo de la capacidad de mantenimiento de la productividad biológica, la calidad ambiental y la vida vegetal y animal sano en la tierra (DORAN y Parkin, 1994 ), como el carbono es uno de los principales indicadores de calidad del suelo.

Así, el uso de la labranza agrícola implementa las causas cambios en la distribución y la estabilidad de los agregados, lo que reduce el porcentaje de agregados macro y micro aumento de agregados (Castro Filho et al., 2002) que influyen en las otras propiedades físicas y químicas del suelo. La agricultura ecológica surgió como una manera de aliviar estos problemas, ya que esta forma de diversas prácticas de conservación de cultivo se utilizan (Espindola, 2001).

Dada la necesidad de mantenimiento y gestión de la tierra se reúnen la calidad del suelo adoptado por los agricultores es crucial para evaluar el desarrollo y la sostenibilidad de las prácticas agrícolas locales, y proporcionar una mejor comprensión de las técnicas y métodos utilizados por los agricultores y ayudar a encontrar tácticas para maximizar la producción agrícola. Este estudio tuvo como objetivo analizar las propiedades físicas y las existencias de carbono del suelo en áreas bajo manejo agroecológico y la gestión convencional en el Cerrado brasileño.

## Materiales y Métodos

El estudio se realizó en el municipio actual, situada en el sur del estado de Piauí (10º26'36 "/ 45º09'44"), con una altitud de 438 metros, ubicado 864 kilometros de la capital estatal Teresina con una superficie de 3.045,9 kilómetros cuadrados. La ciudad está situada en el bioma Cerrado, con clima tropical húmedo y la temporada de lluvias se concentraron sobre todo entre los meses de febrero a abril. Las áreas de estudio se encuentran en actual municipio rural, que eran la comunidad Calumbí y Simplicio donde en cada área se seleccionaron dos áreas cultivadas con manejo convencional y agroecológica (Cuadro1).

*Aspectos Metodológicos*

Se llevaron a cabo el muestreo de suelo a una profundidad de 0-20 cm en las cuatro áreas y también en el área bajo bosque natural del Cerrado (MNC), integrada por tres repeticiones. Las muestras se tomaron de Biología de laboratorio en el Instituto Federal de Piauí, donde se determinó la humedad y densidad aparente, y el carbono orgánico total (Yeomans y Bremner). Existencias de C de cada una de las capas en las zonas estudiadas fueron calculados por (Veldkamp, 1994): ESTC = (CO × × Ds e) / 10 donde: C = Est almacenamiento de carbono orgánico en una profundidad dada (t. ha-1); CO = C contenido orgánico total en la profundidad de la muestra ($g.kg^{-1}$); Ds = densidad de la profundidad del suelo (kg.dm-3); e = espesor de la capa considerado (cm). La humedad del suelo (%) se determinó por diferencia de masa y la densidad del método de anillo volumétrica del suelo ($g.cm^{-3}$).

**Cuadro 1:** Descripción Manejo del suelo adoptado por los agricultores en actual municipio corriente, Brasil.

| Zona | El cultivo | La gestíon |
|---|---|---|
| 1 | Cebollino, cilantro, lechuga, rúcula, repollo, tomates, pimientos, perejil, zanahoria, remolacha, espinaca. | Área A se prepara por el recorte de Gaza, rotación de cultivos, fertilizantes orgánicos, Till, etc. |
| 2 | Maíz y Frijoles | El área se limpia manualmente (taladro), que utiliza la máquina para la preparación del suelo |
| 3 | Cebollino, cilantro, lechuga, rúcula, repollo, tomates, pimientos, perejil, espinaca, zanahoria, remolacha, rábano, cebolla, plátano, papaya, pepino, calabaza, sandía. | Área A se prepara por los abonos orgánicos, rotación de cultivos, cultivos de Gaza, contorno, labranza, fertilización verde, etc. |
| 4 | Maíz y Frijoles | El área se limpia manualmente con la hoz y el hacha, se celebró quemadura, use maquinaria para preparar el suelo. |

*El Análisis Estadístico*

Las reservas de carbono en diferentes capas fueron sometidos a la prueba t para el análisis de varianza utilizando el software Assistat 7.7.

## Resultados y Discusión

Como se muestra en la Cuadro 02 las muestras de suelo mostraron diferentes valores de densidad en las áreas bajo cultivo de maíz y frijol en relación con los resultados de la superficie dedicada al cultivo de hortalizas y el bosque nativo de la sabana que mostró un valor similar para la densidad en comparación con la siembra verduras. En la zona 4 fue el valor más alto de la densidad, que puede está relacionado con el uso intensivo de suelo para la siembra, además de la zona se utiliza después de la cosecha para el pastoreo de los animales, y el pisoteo de los animales contribuye de manera significativa a la compactación del suelo.

**Cuadro 2**. Las reservas de carbono, humedad y densidad aparente bajo manejo agroecológico y convencional en el cerrado brasileño.

| Zona | La humedad del suelo % | La densidad del suelo $g.cm^{-3}$ | Carbono Orgánico $g.kg^{-1}$ | EstC $Mg.ha^{-1}$ |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 8,55a | 0,001b | 2,1ab | 0,04a |
| 2 | 0,62b | 0,007 a | 0,9c | 0,01b |
| 3 | 13,11a | 0,006ab | 2,6a | 0,03a |
| 4 | 0,36b | 0,008a | 1,4bc | 0,01b |
| Mata Nativa Cerrado | 11,7a | 0,007a | 1,7b | 0,02ab |
| CV% | 13,2% | 7% | 10% | 9% |

* ESTC: Inventario de carbono; CV: variación coeffcient.

En la zona 3, los más altos porcentajes de humedad del suelo se produjeron (13,11%), que muestra el aumento de la retención de agua. Esta característica indica una mayor resistencia a estas áreas, especialmente durante los períodos climáticos más secos, en los períodos de mayo a octubre en la región. La mayor humedad en esta zona puede tener relación inmediata con una mayor eficiencia de las técnicas agroecológicas usos, desde la preparación del suelo, a las formas de nutrición del suelo y control de plagas, porque a diferencia de otras zonas de la zona 3, no se utilizaron pesticidas granja, así como fertilizantes minerales no se utilizaron.

En cuanto al contenido de carbono, el estudio encontró que en el Área 3 mostraron un valor más alto de ser significativo en relación con las otras áreas, sin embargo se asemeja a la zona 1. Estos niveles pueden tener relación directa con la diversidad de culturas utilizado en el área 3, equilibrando el sistema de drenaje y el aumento de la materia orgánica del suelo, un hecho que también pueden justificar los valores más altos ESTC controladas en esta área, siendo mayor en relación con el carbono almacenado en el suelo bajo bosque nativo.

## Conclusiones

Las prácticas de manejo convencional del suelo ha influido directamente en los atributos de densidad y humedad del suelo, así como la reducción de carbono en el suelo, en especial el uso del fuego en la preparación de la tierra. Dado que las propiedades físicas del suelo bajo la gestión ecológica de las áreas proporcionan mejores condiciones en comparación con el suelo bajo los atributos de gestión convencionales.Las estrategias de manejo de suelos agroecológicas han sido eficaces en el proceso de conservación del contenido de carbono en el suelo y el almacenamiento de esta en la horticultura cerrado brasileño.

## Agradecimientos

Los autores agradecen a la comunidad local Simplicio y Calumbí (municipio actual Corriente, Piauí- Brasil).

## Bibliografía

CARVALHO, A.J.A.; SOUZA, E.H.; MARQUES, C.T.S.; GAMA, E.V.S.; NACIF, P.G.S. Caracterización física de los huertos familiares de suelos y cultivos monotípicas en la región de Amargosa, Bahía. Rev. Bras. Agroecología. vol.2, n.2. p. 941-944. 2007.

CASTRO SON, C.; LAWRENCE, A.; GUIMARAES, M.D.F.; FONSECA, I.C.B. Estabilidad de los agregados bajo diferentes sistemas de manejo del suelo en el Latosol Roja en el estado de Paraná, Brasil. Suelo y Laboreo Investigación, V.65, p.45-51, 2002.

DORAN, JW y Parkin, TB Definición y evaluación de la calidad del suelo. En: DORAN, J. W;. CELEMAN, D. C.; Bezdíček, D. & F. Stewart, B .A. (Eds). Definición de la calidad del suelo para el medio ambiente sostenible. Madison, Suelo Science Society of America, 1994. p.3-21.

ESPINDOLA, J.A.A. Perenne evaluación leguminosas herbáceas utilizado como cultivo de cobertura del suelo y sus efectos sobre la producción de banano (Musa spp.). 2001. 144P. Tesis (doctorado) - Rural de la Universidad Federal de Río de Janeiro, Seropédica.

GLIESSMAN, Agroecología SR: Procesos ecológicos en agriculture Sostenible. Turrialba, C.R.: CATIE, 2002.

# PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS DEL SUELO EN SITIOS DE ORIGEN DE TOLVANERAS EN EL NORTE DE MÉXICO

**Hernández-Escamilla JA[1]; Flores-Margez JP[1*]; Jiménez-Cervantes, JA[1]; Osuna-Ávila, P[1]; Domínguez-Acosta, M[1]; Shukla, KM[2]; Dubois DW[2]**

**[1]Universidad Autónoma de Ciudad Juárez. Ciudad Juárez, Chihuahua. México**
**[3] New Mexico State University, Department of Agronomy and Horticulture, Las Cruces, New Mexico, USA.**

[*] Autor de contacto: Juflores@uacj.mx; floresmargez@hotmail.com; Av. Plutarco E. Calles, 1210, Col. Fovisste Chamizal, Ciudad Juárez, Chihuahua, México, C.P. 32310. Tel. +52 (656)-395-9420.

## Resumen

El estudio consistió en la determinación de tamaño de partículas del suelo superficial, clasificación textural, humedad, alcalinidad y salinidad, para ocho sitios detectados como principales fuentes de origen de tolvaneras naturales en el norte del desierto del Estado de Chihuahua. Los porcentajes de humedad del suelo mostraron diferencias significativas para los sitios de muestreo, así como los porcentajes de arena y limo entre sitios mostraron diferencias significativas, pero los valores de conductividad eléctrica y pH no fueron diferentes entre sitios. Predomino la clase textural franco- arcilloso y franco arcilloso arenoso, el pH promedio fue de 9.45 y la conductividad de 3.32 dS/m. La humedad del suelo fue inferior al 4% en los ocho sitios, mientras que los porcentajes de tamaños de partículas variaron de 31 a 60% de arena, 17 a 40% de limo y 23 a 33% de arcilla entre sitios. Estas variables son muy importantes en el estudio de dispersión de material particulado, debido a su relación directa con el efecto de rodadura, saltación y suspensión de partículas, así como su contribución en la erosión eólica de climas desérticos.

## Palabras clave
Textura; tolvaneras; alcalinidad.

## Introducción

Las tormentas de polvo generalmente ocurren cuando el tiempo es o ha sido de tipo seco y presenta la velocidad umbral del viento para el arrastre (Thorsteinsson *et al.*, 2011). La dispersión de partículas está fuertemente relacionada con la velocidad y dirección del viento que las contiene, teniendo con esto, factores de evaluación que son necesarios estimar para la comprensión de la dinámica del material particulado (Watson *et al.,* 2012). La dirección de vientos dominantes en Ciudad Juárez, Chih., en el período de 1995 al 2005 han sido de un 25% del noroeste y en los meses de noviembre a junio comprende un 34% de vientos provenientes del este con direcciones noreste y sureste (Rivera, 2009; Lauer, 2009). La ocurrencia de los vientos es generalmente durante los meses de marzo y abril y presentan velocidades de hasta 90 km/h considerados fuertes, lo cual genera tolvaneras densas, llegando incluso a convertirse en tormentas de polvo a nivel regional con consecuencias graves para las personas, animales, plantas, infraestructura y accidentes en la región (INE-SEMARNAT, 1999; Meza, 2010; IMIP, 2010).

Las tormentas de polvo de gran intensidad que azotan las ciudades y zonas rurales causan fuertes daños a la salud, riesgos por falta de visibilidad que han ocasionado accidentes graves en carreteras (Meza, 2010). La influencia del clima radica en su relación con variables edáficas relacionadas con las velocidades del viento (García, 2006; Flores, 2011). La precipitación puede provocar una disminución del material particulado, esto en relación a disminuir la facilidad de ser dispersados por corrientes de aire al ser compactados por la humedad que aumenta en el suelo donde se encuentra (Hoek, 2012; USEPA, 2006). Dada la problemática de baja calidad del aire en la región fronteriza de Chihuahua, Texas y Nuevo México, se puede resumir que no se cuenta con información edáfica básica para diferentes escenarios que consideren contenidos de humedad y granulometría del suelo, entre otras de utilidad científica.

## Materiales y Métodos

El estudio se realizó en la parte del desierto chihuahuense localizada al oeste de Ciudad Juárez, Chihuahua (Figura 1), entre las coordenadas 31°46.36' a los 31°25.13' de latitud norte y 106° 46.44' hasta los 107°27.9' de longitud oeste, a una altitud de 1212 a 1254 msnm (www.google.earth, 2014). La clasificación de climas según Koppen, identifica a esta zona de tipo Bwkx'(e') que lo define así por su grado de humedad: Bw = Clima muy seco o desértico, k = Templado, con verano cálido, temperatura media anual entre 12º y 18°C; la del mes más frío es entre -3 y 18°C y la del mes más caliente es mayor a 18°C; x' = Régimen de lluvias intermedio entre verano e invierno; e' = Muy extremoso, oscilación de temperatura mayor de 14°C.

Figura 1. Localización de sitios de muestreo donde se originan las tolvaneras que impactan Ciudad Juárez, Chihuahua, 2014.

El clima de la región se caracteriza por una abundancia de días con sol durante el año, las temperaturas altas en verano (40 $^0$C), pero extremosas, con humedad baja y un invierno frío. Mientras que en primavera y otoño a pesar de haber una temperatura templada, se producen tormentas de aire y las noches pueden ser muy frescas. Las unidades de suelo en el área de estudio son Litosol, Regosol, Solonchak, Vertisol, y Solonetz, de los cuales Regosol es el más dominante (INEGI, 2004). Se colectaron 224 muestras de suelo en ocho localidades del

desierto al Oeste de Ciudad Juárez, Chihuahua. La profundidad de muestreo fue 0 a 3 cm, ya que es la capa de suelo susceptible de erosión eólica. Las muestras fueron compuestas en cada localidad, es decir se colectaron cinco submuestras por muestra. En cada localidad se tomaron fotografías para relacionar la vegetación y geoformas con los parámetros a evaluar en suelo como porcentaje de humedad, textura, salinidad y alcalinidad. La medición de humedad del suelo fue mediante 24 g de suelo por triplicado, el cual se colocó en estufa a 105 $^{o}$C durante cinco días. El análisis granulométrico fue mediante el método de Boyoucos. El pH y conductividad eléctrica del suelo fue mediante el método de relación 1:2 y 1:5. Se realizó un análisis de varianza donde las localidades de muestreo se consideraron en un diseño completamente al azar y el número de repeticiones vario de 8 a 15 entre localidades. Una prueba de promedios Tukey para la comparación múltiple con el Programa SPSS 19.0.

## Resultados y Discusión

Los porcentajes de humedad del suelo para la profundidad de 0 a 3 cm, que es el perfil relacionado con las tolvaneras en el desierto chihuahuense, se encontró diferencia significativa entre sitios de muestreo ($p<0.001$), pero no entre muestras dentro de un mismo sitio ($p>0.05$) (Cuadro 1), mientras que para el análisis de textura de suelos, se detectó diferencia significativa ($p<0.05$) para los porcentajes de arena y para el porcentaje de limo se detectó efecto altamente significativo ($p<0.01$). Evidentemente la clasificación de textura fue diferente entre sitios, las predominantes fueron franco-arcilloso en seis sitios y franco-arcilloso-arenoso en dos sitios. Estos valores coinciden con el rango reportado por (Flores et al., 2014) para estudios en la misma región, lo cual muestra la utilidad en los análisis de cantidad de material particulado generados durante tolvaneras. La salinidad y alcalinidad del suelo no fue significativa entre sitios para la profundidad superficial.

Cuadro 1. Análisis de varianza para humedad, textura, alcalinidad y salinidad del suelo de sitios donde se originan tolvaneras en el desierto del norte del estado de Chihuahua, 2014.

| Fuente de variación | Grados de libertad | Humedad | Arena | Limo | Arcilla | Arcilla+Limo | pH | C. E. |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Sitios | 7 | 0.000$^{**}$ | 0.028$^{*}$ | 0.005$^{**}$ | 0.745 | 0.028$^{*}$ | 0.762 | 0.389 |

Nivel de significancia observado: $^{*}$ P < 0.05 se considera efecto significativo y $^{**}$ P < 0.01 altamente significativo.

En la comparación de promedios para el porcentaje de humedad del suelo en el perfil superficial (0 a 3 cm), se encontró diferencia significativa ($p<0.05$) entre sitios de muestreo (Figura 2). Los sitios con mayor porcentaje de humedad fueron "Veracruz" y "Huichos" con 3.5%. El sitio Conpal mostro los porcentajes de humedad más bajos (< 2%) y es una área con poca vegetación en la zona fronteriza con los Estados Unidos. Este resultado de bajo contenido de humedad del suelo se considera evidente por tratarse del perfil superficial que está en contacto con el viento y temperaturas altas en zonas del desierto, por lo que son datos valiosos en el conocimiento de los factores que promueven la dispersión de partículas al aire, así como en aspectos de erosión del suelo (Flores et al., 2011). Respecto a los promedios de tamaños de partículas, el mayor de porcentaje de arena se encontró en el sitio denominado "Huichos" con un porcentaje 59.71%; mientras que la cantidad de partículas más pequeñas (arcilla+limo) se

determinaron en el sitio "GpeVict" con valor de 69.4% (Figura 3). Los suelos resultaron altamente alcalinos con pH entre 9.16 a 9.59, mientras que por salinidad los suelos estuvieron entre 1.73 y 6.36 dS/m de conductividad eléctrica (Figura 4).

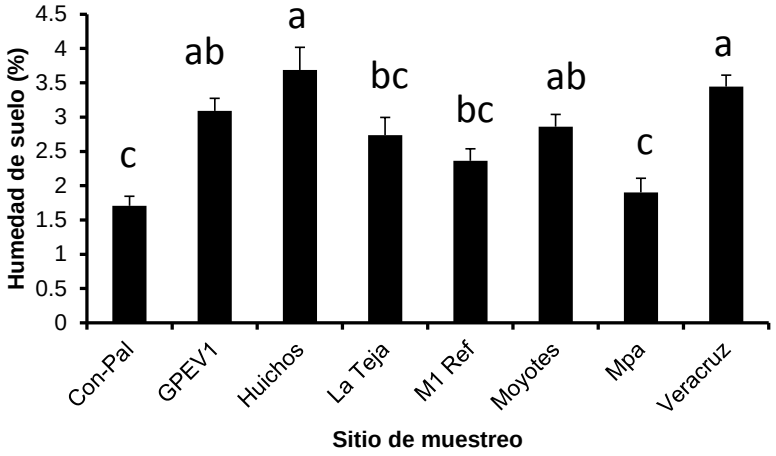



Figura 2. Promedios de humedad del suelo a una profundidad de 3 cm en sitios del desierto del norte del estado de Chihuahua, 2014.

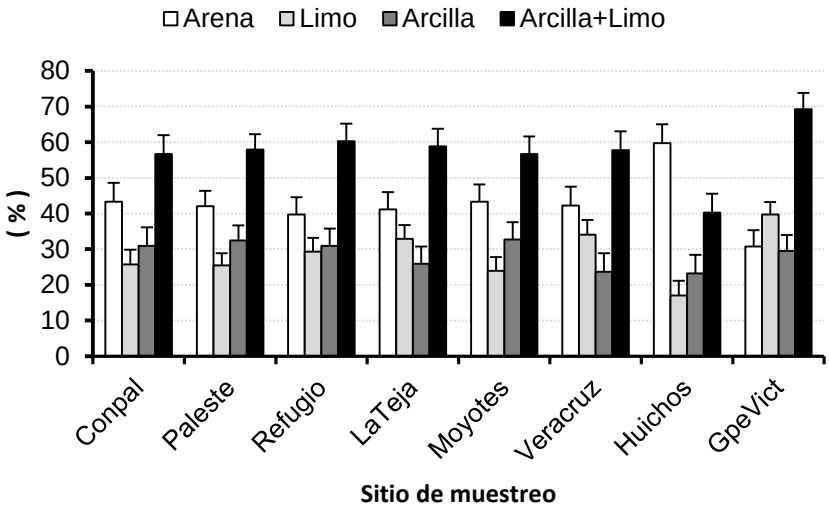



Figura 3. Promedios del porcentaje de tamaño de partículas del suelo superficial (3 cm) en sitios del desierto donde se originan tolvaneras en el norte del Estado de Chihuahua, 2014.

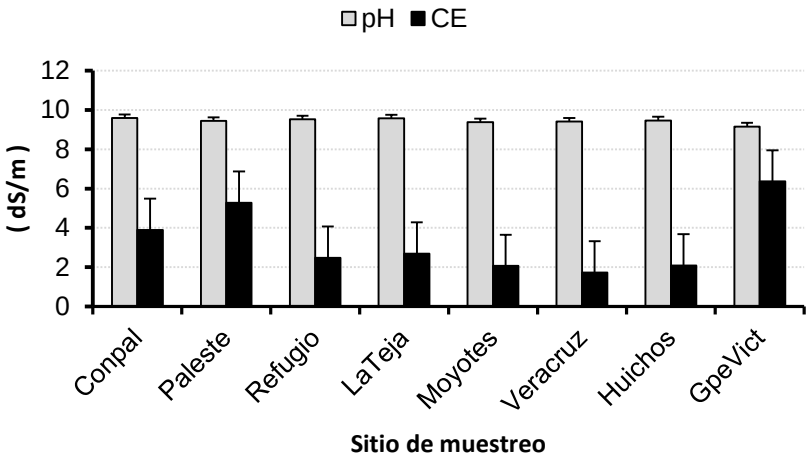



Figura 4. Promedios de pH y conductividad eléctrica (CE) del suelo superficial (3 cm) en sitios del desierto donde se originan tolvaneras en el norte del Estado de Chihuahua, 2014.

Tanto la humedad del suelo como la distribución del tamaño de partículas en la parte superficial del suelo en los sitios de origen de tolvaneras, se consideran factores clave para correlacionar la intensidad de los eventos de tolvaneras y apoyar la obtención de modelos predictivos de cantidad de material particulado dispersado y estimaciones de erosión eólica en zonas desérticas (Rivera, 2009).

## Conclusiones

La humedad del suelo fue inferior al 4% en los ocho sitios evaluados, mientras que la textura de suelo predominante fue franco-arcilloso y los porcentajes de tamaños de partículas vario de 25 a 60% de arena, 10 a 35% de limo y 25 a 40% de arcilla para todos los sitios. Respecto a salinidad y alcalinidad no se observó diferencia significativa entre sitios con rango de 9.16 a 9.59 de pH y entre 1.73 y 6.36 dS/m de CE. La humedad y granulometría del suelo son variables estratégicas valiosas en el estudio de dispersión de material particulado, debido a su relación directa con el efecto de rodadura, saltación y suspensión de partículas, así como su contribución en la erosión eólica de climas desérticos.

## Agradecimientos

Agradecimiento a Southwest Consortium for Environmental Research and Policy (SCERP), New Mexico State University, en Las Cruces, New Mexico por el apoyo a este proyecto.

## Bibliografía

Flores, M. J.P., M. K. Shukla, J. Wang y B.C. Hernández A. 2011. Material particulado dispersado al aire por Vehículos en caminos agrícolas no pavimentados. Terra Latinoamericana. 29:23-34.

Flores, J. P.; Manoj K. S.; Sanjit D., 2014. Mapping of airbone particulate matter collected using two sensors along US-Mexico Border.Journal of Environmental & Analytical Toxicology. 4(2), 1-10.

García, J. 2006. Determination of PM2.5 sources using time-resolved integrated source and receptor models. Chemosphere, 2018-2027.

Hoek G., 2012. The association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in a Dutch cohort study. Lancet, 360:1203– 1209.

INE-SEMARNAT., 1999. Inventario Nacional De Emisiones De México. México, D. F.: SyG Editores S. A. de C. V.

INEGI. 2004. Guia para la interpretacion cartografica, edafologia. 28 p.

IMIP. Plan de Desarrollo Urbano de Ciudad Juárez. Ciudad Juárez, México. Ayuntamiento de Juárez. 2010.

Lauer, F., 2009. Temporal–spatial analysis of U.S.A.–Mexico border environmental fine and coarse MP air sample extract activity in human bronchial epithelial cells. Toxicology and Applied Pharmacology, 1-10.

Meza, L. M., 2010. Estimación de Factores de Emisión de MP10 y MP2.5, en Vías Urbanas en Mexicali, Baja California, México. Información tecnológica 45-56.

Rivera, N. R., 2009. Wind modeling of Chihuahuan Desert dust outbreaks. Atmospheric Environment , 347-354.

SEMARNAT, 2006. Programa de Gestión de Calidad del Aire de Ciudad Juárez : Municipio de Ciudad Juárez.

Thorsteinsson, T.; Gísladóttir, G. C.; Bullard J.; McTainsh, G., 2011. Dust storm contributions to airborne particulate matter in Reykjavík, Iceland. Atmospheric Environment. 45: 5924-5933.

US-EPA, U. E., 2006. Global Mitigation of Non-CO2. Pensylvania: USEPA.

Watson, J. G.; Chow, J. C.; Anthony, L. W.; Khol, S. D.; Casuccio, G. S.; Lersch, T. L.; Langston, R., 2012. Elemental and morphological analyses of filter tape deposits from a beta attenuation monitor. Atmospheric research. 106:181-189.

# EROSIÓN EÓLICA EN MÉXICO Y SU RELACIÓN CON LOS ÍNDICES DE ARIDEZ

**Gómez-Díaz, JD[1*]; Monterroso-Rivas, AI [1]; Lechuga-Gayosso, LM[1]**

**[1]Departamento de Suelos, Universidad Autónoma Chapingo, Chapingo, México**

*Autor responsable: dgomez@correo.chapingo.mx; Carretera México-Texcoco, km 38.5, Chapingo, Estado de México, 56230, México; Tel. +52(55-6034-7789)

## Resumen

El clima es sin duda uno de los factores con los que se asocia la erosión eólica en México, particularmente en las zonas secas del país, mismas que cubren una superficie de 127,921 km$^2$ que representan el 65.3%. Con el fin de evaluar el grado de afectación del proceso de pérdida del suelo por acción del viento, se desarrolló este estudio a escala regional considerando información detallada de las variables que determinan su magnitud y su asociación con los tipos climáticos definidos por Índice de Aridez considerando la Evapotranspiración Potencial estimada por el método de Penman. Poco más de la mitad de la superficie de México se encuentra afectada por diferentes grados de erosión eólica de la cual la categoría que ocupa la mayor proporción es la moderada (35.3% del país), seguida de la ligera (9.4% del país) y posteriormente la alta (8.3% del país), con una proporción pequeña de muy alta (0.6% del país). La afectación por zonas climáticas definidas por el Índice de Aridez, comprende la totalidad de las zonas hiperáridas, el 98% de las áridas, el 79% de las semiáridas, 30% de las subhúmedas secas, el 20% de las subhúmedas húmedas y el 6% de las zonas húmedas, estas dos últimas con estación seca en un periodo del año y fuertes vientos.

## Palabras clave

Erosión eólica; índice de aridez; tierras secas

## Introducción

La erosión del suelo causada por el viento es un serio problema de degradación del suelo de las regiones áridas y semiáridas del mundo (Lal, 1990). La erosión eólica causa la perdida de la productividad del suelo, baja visibilidad, problemas de salud por la inhalación de partículas suspendidas, entro otros muchos problemas (Saxton et al., 2000). La erosión eólica remueve los agregados más finos y las partículas, cambiando la textura del suelo, removiendo nutrientes y Carbono orgánico, además disminuye el espesor del suelo, por lo que este proceso se ha considerado como un proceso irreversible de degradación del suelo (Leys, 2002; Buschiazzo, 2006). Los principales factores que participan en el proceso de erosión eólica son: clima, suelo y vegetación; los cuales, al conjugarse bajo determinadas condiciones propician o restringen este tipo de erosión.

La erosión eólica ocurre bajo las siguientes condiciones: escasa precipitación, fuertes oscilaciones de temperatura entre el día y la noche, así como vientos suficientemente fuertes para provocar el movimiento de las partículas del suelo; en áreas extensas de exposición, terrenos con superficies casi uniformes y plana, así como suelos secos y sueltos; y en áreas con escasa o ninguna cubierta vegetal (Chepil y Woodruff, 1963).

En México, la erosión eólica es un proceso de degradación importante en las zonas secas del país que cubren una superficie de 127,921 km$^2$ que representan el 65.3%, esto según un estudio de Gómez et al., (2012) teniendo déficits de humedad que van desde muy severo a severo en las zonas hiperáridas, áridas y semiáridas que representan el 54.4% del país y déficit moderado en las zona subhúmedas secas que cubren el 11.0 % del país. A pesar de la importancia fundamental de la erosión eólica en México, se han desarrollado pocos estudios, sobre todo a escala regional, que permitan entender mejor la dinámica del proceso y el grado de afectación en las diferentes zonas del país, en particular en los ecosistemas secos del país. Por esta razón se planteó el desarrollo de este estudio a escala 1:250,000 considerando información detallada a esta misma escala de las variables que determinan su proceso y su asociación con los tipos climáticos definidos por el Índice de Aridez.

## Materiales y Métodos

Para evaluar la erosión eólica a escala 1:250,000 se utilizó la Ecuación de la Erosión Eólica propuesta por la FAO (1980), misma que considera cinco factores que se relacionan según la expresión:

$$A = C * S * T * V * L$$

Dónde:
A: pérdida de suelo por erosión eólica en toneladas por hectárea por año; C: factor de agresividad climática; S: factor edáfico; T: factor topográfico; V: factor de vegetación natural; L: factor de uso del suelo.
El factor de agresividad climática (C), se determinó mediante la fórmula modificada a partir del índice eólico de Chepil (1960):

$$C = \frac{1}{100} \sum_{1}^{12} v^3 \left[\frac{ETP - P}{ETP}\right] n$$

Dónde:
*v*: velocidad del viento promedio mensual a 2 m de altura (m*seg$^{-1}$); *ETP*: evapotranspiración potencial mensual estimada con el método de Penman (mm); *P*: precipitación media mensual (mm); *n*: número de días del mes en que se presenta erosión eólica.

Las variables climáticas a nivel regional (escala 1:250,000) se generaron a partir de las 3,770 estaciones meteorológicas con al menos 20 años de observaciones y al menos 80% de datos. Se generaron bases de datos a partir de la delimitación de las Áreas de Influencia Climática como lo propone Gómez et al., (2008). El factor de erosionabilidad del suelo (S) se estimó aplicando la valoración para este factor que propone FAO (1980) a la carta de tipos de suelos de México y su textura y fases físicas a escala 1:250,000 (INEGI, 2013). Al factor topográfico (T) se le asignó el valor de 1 dado que el efecto de la topografía sobre las tasas de erosión eólica se manifiesta en la influencia de la superficie del terreno a nivel parcelario sobre la velocidad del viento. El factor de vegetación natural (V) se estimó a partir de la sobreposición de los tipos de uso del suelo y vegetación de la serie IV del INEGI (2008) a imágenes de satélite de falso color Landast (INEGI, 1995) escala 1:250,000, a los cuales se les asignaron los valores del factor propuesto por FAO (1980). El factor de uso del suelo (L) que se refiere al efecto por el uso del suelo en particular a los sistemas de cultivo y su influencia en el movimiento de las partículas del suelo por acción del viento a partir de la propuesta de FAO (1980).

Los rangos de erosión eólica se definieron de acuerdo al criterio de FAO (1980) y con el uso del ArcGis se elaboraron los mapas. Se realizó además la relación de la pérdida del suelo por erosión eólica con los tipos climáticos estimados en el proyecto desarrollado por Gómez et al. (2012) de la actualización de la delimitación de las zonas áridas, semiáridas, subhúmedas secas a escala regional de México a partir del Índice de Aridez, esto para cumplir con el criterio de la Convención de Naciones Unidas de Lucha Contra la Desertificación (CNULD, 1994), en donde establece que la definición de los tipos climáticos se realice a partir de la relación que guarda la precipitación (PP) y la evapotranspiración potencial (ETP), lo que se definió como Índice de Aridez. De modo que si el cociente de PP/ETP es menor a 0.65 es el criterio que define a las tierras secas y si es igual o mayor a este parámetro, entonces serán tierras húmedas. Los valores en la clasificación del Índice de Aridez permiten diferenciar siete clases de tipos climáticos como se detalla en el cuadro 1. Las tierras secas serán aquellas clases hiperáridas, áridas, semiáridas y subhúmedas secas.

Cuadro 1 Tipos climáticos definidos por el Índice de Aridez de acuerdo a los criterios de la CNULD.

| Índice de Aridez | Tipos climáticos |
|---|---|
| 0.000 - 0.050 | Hiperárido |
| 0.051 – 0.200 | Árido |
| 0.201 – 0.500 | Semiárido |
| 0.501 – 0.650 | Subhúmedo seco |
| 0.651 – 0.750 | Subhúmedo húmedo |
| 0.751 – 1.250 | Húmedo |
| 1.251 – 2.500 | Muy Húmedo |
| >2.500 | Per-húmedo |

## Resultados y Discusión

En el cuadro 2 se presentan los principales resultados del estudio, donde 908,287 km$^2$, el 46.5% de la superficie del país no presenta erosión eólica (menos de 5 Ton/ha/año), lo cual coincide con las áreas con cobertura vegetal y de los tipos climáticos comprende casi la totalidad de los climas húmedos y subhúmedos húmedos, cercas del 70% de los subhúmedos secos y 20% de los climas semiáridos y solo el 2% de los climas áridos. En el rango de erosión eólica ligera (5-10 Ton/ha/año) la superficie afectada fue de 185,124 km$^2$, el 9.4% de la superficie del país, la cual se ubica en el 3% de los climas húmedos y 15% de los subhúmedos húmedos, particularmente en los que la precipitación se concentra solo en la mitad caliente del año y la vegetación es del tipo caducifolio y presenta fuertes vientos en la época de secas, este grado de erosión se presenta en el 15% de los climas subhúmedos secos y en el 14% de los semiáridos y el 2% de los áridos.

En el rango de erosión eólica moderada (10-50 Ton/ha/año) que es el de mayor proporción en el país, comprende 691,072 km$^2$, el 35.3% de la superficie del país, la cual se ubica en el 2% de los climas húmedos, el 5% de los subhúmedos húmedos con periodo seco importante a lo largo del año y con vientos fuertes en esta época, en el 17% de los climas subhúmedos secos y en el 58% de los semiáridos y 64% de los climas áridos y 15% de los hiperáridos. El rango con erosión eólica alta (50-200 Ton/ha/año) comprende 162,804 km$^2$, el 8.3% de la superficie del país, la cual se ubica en el 7% de las zonas semiáridas del país y el 30% de las zonas áridas, y

el 57% de las hiperáridas. El rango de muy alta erosión eólica (más de 200 Ton/ha/año), el 0.6% de la superficie del país, se ubica en el 2% de las zonas áridas y 29% de las hiperáridas.

Cuadro 2. Porcentaje de la superficie de México por grado de afectación por erosión eólica en los diferentes tipos climáticos

| Tipo Climático | Grado de afectación por erosión eólica | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Sin erosión[a] | Ligera[b] | Moderada[c] | Alta[d] | Muy Alta[e] | Total |
| Hiperárido | 0.0 | 0.0 | 0.1 | 0.4 | 0.2 | 0.7 |
| Árido | 0.4 | 0.4 | 12.1 | 5.6 | 0.4 | 18.9 |
| Semiárido | 7.3 | 5.0 | 20.2 | 2.3 | 0.0 | 34.8 |
| Subhúmedo seco | 7.6 | 1.6 | 1.8 | 0.0 | 0.0 | 10.9 |
| Subhúmedo húmedo | 7.9 | 1.5 | 0.5 | 0.0 | 0.0 | 9.9 |
| Húmedo | 23.3 | 0.9 | 0.6 | 0.0 | 0.0 | 24.8 |
| Total | 46.5 | 9.4 | 35.3 | 8.3 | 0.6 | 100.0 |

[a](< 5 Ton/ha/año), [b] (5-10 Ton/ha/año), [c] (10-50 Ton/ha/año), [d] (50-200 Ton/ha/año), [e] (>200 Ton/ha/año)

En la figura 1 se muestra la distribución de los rangos de pérdida de suelo por efecto del viento, la cual se concentra la mayor afectación en el Noroeste del país, e la península de Baja California, así como en el Norte y Noreste, además de algunas áreas de la región occidente, centro y sur principalmente.

Figura 1 Distribución de los rangos de erosión eólica en México

## Conclusiones

Poco más de la mitad de la superficie de México se encuentra afectada por diferentes grados de erosión eólica, de la cual la categoría que ocupa la mayor proporción es la moderada, seguida de la ligera y posteriormente de la alta, con una proporción pequeña de muy alta. La afectación por zonas climáticas comprende la totalidad de las zonas hiperáridas, el 98% de las áridas, el 79% de las semiáridas, 30% de las subhúmedas secas, el 20% de las subhúmedas húmedas y el 6% de las zonas húmedas, estas dos últimas con estación seca a lo largo del año y fuertes vientos.

## Agradecimientos

A la Universidad Autónoma Chapingo que a través del Centro de Investigación en Recursos Naturales y Medio Ambiente financió el proyecto 147303002, del cual este trabajo es resultado.

## Bibliografía

Buschiazzo, D.E., 2006. Management systems in southern South America , In: Peterson, G.A., Unger, P.W., Payne, W.A. (Eds), Dryland Agriculture, 2nd ed. Agron. Monogr.

Chepil, W. S. 1960. Conversion of relative field erodalitity to annual soil by wind. Soil sci. Soc. Am. Proc. 24: 143-145.

Chepil, W.S. y N.P. Woodruff, 1963; The physics of wind erosion and its control. Adv. in Agron. 15: 211 – 302.

CNULD, 1994, Criterios para generar indicadores de Desertificación. Paris 1994.

FAO, 1980; Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos; Roma, Italia.

Gómez D, J.D., A.I. Monterroso R., J. Villegas. 2012. Actualización de la delimitación de las zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas de México a escala regional. Universidad Autónoma Chapingo (UACh)- Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT).

Gómez, J.D., Monterroso, A.I., Gay, C., Campo, J. y Martínez, M. 2008. Spatial Estimation of Mean Temperature and Precipitation in areas of scarce Meteorological Information. Atmósfera 21(1):35-56

INEGI, 1995. Especio mapas de la República Mexicana escala 1:250,000 Aguascalientes, Ags. México.

INEGI, 2008. Clases de vegetación y usos de suelo de la Serie IV. Aguascalientes, Ags. México.

INEGI, 2013, Mapa edafológico de México, Versión I, Aguascalientes, Ags. México.

Lal, R., 1990. Soil erosión and land degradation: the global risks. In: Lal R., Stewart B.A. (Eds.) Soil Degradation. Adv. Soil Sci. 11, 129-172.

Leys, J., 2002. Erosion by wind, effects on soil quality and productivity. In: Lal, R. (Ed.), Encyclopedia of Soil Science. Marcel Dekker, Inc., New York, pp. 499–502.

Saxton, K., Chandler, D., Stetler, L., Lamb, B., Claiborn, C., Lee, B.H., 2000. Wind erosion and fugitive dust fluxes on agricultural lands in the Pacific Northwest.

# ESTABILIDAD DE AGREGADOS EN CUATRO SUELOS DE LA CIUDAD DE MORELIA, SU CONSERVACION Y/O ALTERACION

**González-Nambo, R[1*]; García-Nambo, LA[2]; Rivas-Solórzano, H[3*]**

**[1]Universidad Tecnológica de Morelia 1. Morelia, Michoacán. México.**
**[2]Universidad Tecnológica de Morelia 2. Morelia, Michoacán. México.**
**[3]Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, UNAM- Morelia, Michoacán. México.**

*Autor responsable: [3]Rivas-Solórzano, H**.** hilda@ciga.unam.mx; Calle Antigua Carretera a Patzcuaro Núm. 8701, Col. Ex Hacienda de San José de la Huerta, Ciudad, Morelia Estado. Michoacán País. México CP 58190; Tel. +52(443)-3222777

## Resumen

Este estudio consistió en conocer la estabilidad de agregados en cuatro tipos de suelos de la ciudad de Morelia, correspondientes a la zona Norte (Salida a Salamanca), zona Sur (campestre La Huerta), zona Este (Salida mil Cumbres) y zona Oeste (Salida a Quiroga), en temporada de secas, por medio de la evaluación de los parámetros de densidad aparente, materia orgánica y textura determinados en laboratorio con base en la NOM-021-RECNAT-2000, la estabilidad de agregados se determinó con el equipo de tamizado en húmedo Eijelkamp, 2008. Se hizo un análisis de coeficiente de correlación entre los cuatro parámetros analizados y se encontró que existe una muy débil correlación entre ellos, la correlación más alta observada se presentó entre la densidad aparente y los agregados que fue de 0.908, en tanto que la más débil se presentó entre la arcilla y los agregados con 0.089, por lo que de acuerdo con la teoría se deberían esperar correlaciones más altas entre la materia orgánica y los agregados, así mismo entre la arcilla y los agregados, porque el principal agente de unión entre las partículas es la materia orgánica. Se obtuvo una correlación media entre la densidad aparente y la materia orgánica de 0.499, lo cual es favorable porque la densidad aparente depende de la masa que ocupa el suelo en un determinado volumen y a mayor contenido de materia orgánica, menor densidad y mejor estado de agregación lo cual puede conducir a una menor probabilidad de erosión.

## Palabras clave
Agregado; tamizado en húmedo; erosión

## Introducción

Un agregado está formado por un grupo de partículas unidas entre sí y la estabilidad hace referencia a la capacidad de éstas para mantener su unión al ser sometidas a fuerzas externas, esta unión depende de la cantidad y fuerza de varios tipos de agentes cementantes entre los que destaca el carbono orgánico del suelo, biota, arcilla y carbonatos. La estabilidad de agregados será diferente si el suelo está seco o mojado en un suelo seco las partículas se mantienen unidas por las fuerzas de calcio y magnesio, por finos filamentos de raíces o finos hilos producidos por hongos, cuando los agregados se mojan se mantienen unidos a través de productos derivados de la descomposición de materia orgánica causada por hongos o bacterias — especialmente gomas, ceras y otras sustancias como pegamentos. El agregado entonces es

suficientemente fuerte para seguir aglomerado cuando está mojado—de ahí el término "estable en agua." Una buena estabilidad de agregados permite; la formación de suelo y determina sus propiedades mecánicas y agronómicas, al crear condiciones favorables para el desarrollo de las plantas, debido a que permite una buena entrada del agua, aumenta el flujo de aire e incrementa la capacidad de mantener el suelo húmedo (Boyle et al. 1989) junto con la resistencia del sustrato a la erosión y recompactación (Velázquez et al., 2001) y conduce además a una mejor conservación del carbono orgánico del suelo (COS), a su vez que el COS actúa como un agente de cementación en los procesos de agregación (Ciric et al, 2008). Los suelos bien agregados son más resistentes a la erosión ya que los agregados son más pesados que sus partículas componentes (Pipel, 1971).

La estabilidad de agregados también es utilizada como un indicador de la calidad del suelo, sin embargo, su determinación e interpretación es difícil debido a los numerosos factores que la afectan (materia orgánica, textura, mineralogía de arcillas, electrolitos y sesquióxidos), así como en cuanto a las interacciones entre ellos. Eventos naturales como fuertes precipitaciones y vientos acelerados pueden propiciar la separación de partículas agregadas de suelo, haciéndolas susceptibles de erosión dando inicio así, a un proceso de degradación física del suelo, esto se presenta principalmente en suelos que han sufrido un manejo inconveniente o un cambio de uso principalmente de bosque a tierras de cultivo y pastoreo (Cotler H, Ortega-Larrocea M, 2006). La Ciudad de Morelia, presenta expansión urbana, al margen o sobre los cauces de los ríos, por lo que la cubierta de suelo natural queda expuesta a posibles alteraciones por cambio de uso de suelo.

## Materiales y Métodos

Con base en el mapa edafológico DETENAL. 1979, se seleccionaron cuatro sitios de muestreo, cada uno de ellos perteneciente a la zona norte, sur este y oeste de la ciudad de Morelia (Figura 1). Ya en cada una de las zonas se realizo un recorrido para ubicar el sitio menos alterado, por lo que los mismos pertenecen a la periferia de la ciudad, de tal forma que el diseño del muestreo fue a juicio del experto, por lo que de acuerdo con Bautista y col, 2011 al aplicar este tipo de muestreo debe considerarse que representa sólo una aproximación inicial o un muestreo primario para obtener datos que lleven a elegir el diseño de muestreo estadístico más adecuado. Las muestras de suelo se colectaron de 0 a 20 cm de profundidad, previa limpieza del sitio, se registro su ubicación geográfica con el GPS Garmin eTrex30. Las muestras de suelo se extendieron sobre una charola y se dejaron secar a temperatura ambiente en un lugar libre de polvo. (Buurman y col, 1996).

Una vez seca la muestra se procedió a separar manualmente rocas y raíces del suelo, la muestra unida se separó con suaves golpes, con un martillo de madera, acto seguido se paso por un tamiz del No. 10 el cual corresponde a una apertura de 2 mm, la fracción que pasa a través de esta apertura es llamada tierra fina (Buurman y col, 1996) para el caso de la determinación de materia orgánica y estabilidad de agregados se obtuvo una submuestra, por el método del cuarteo, esto con el fin de contar con una muestra homogénea, la primer muestra de tierra fina fue pasada por el tamiz de malla 35 para la determinación de materia orgánica, NOM-021-RECNAT-2000 y malla 18 para la determinación de la estabilidad de agregados, Eijelkamp, 2008.

El porcentaje de Materia orgánica se determino con el método de Walkey y Black, La textura, se determino por el método de Bouyoucos (NOM-021-RECNAT-2000)

La densidad aparente se determinó por el método de la probeta, que consiste en relacionar el peso (masa) del suelo con el volumen de una probeta de 10 ml

La Estabilidad de Agregados, se determinó con el método sugerido por el fabricante Eijelkamp, 2008, con base en el principio de que los agregados inestables se separan más fácilmente que los agregados estables, cuando se sumergen en agua, y son sometidos a movimientos hacia arriba y hacia abajo durante un tiempo fijo, se trabajo con los tamices de 0.250 mm.

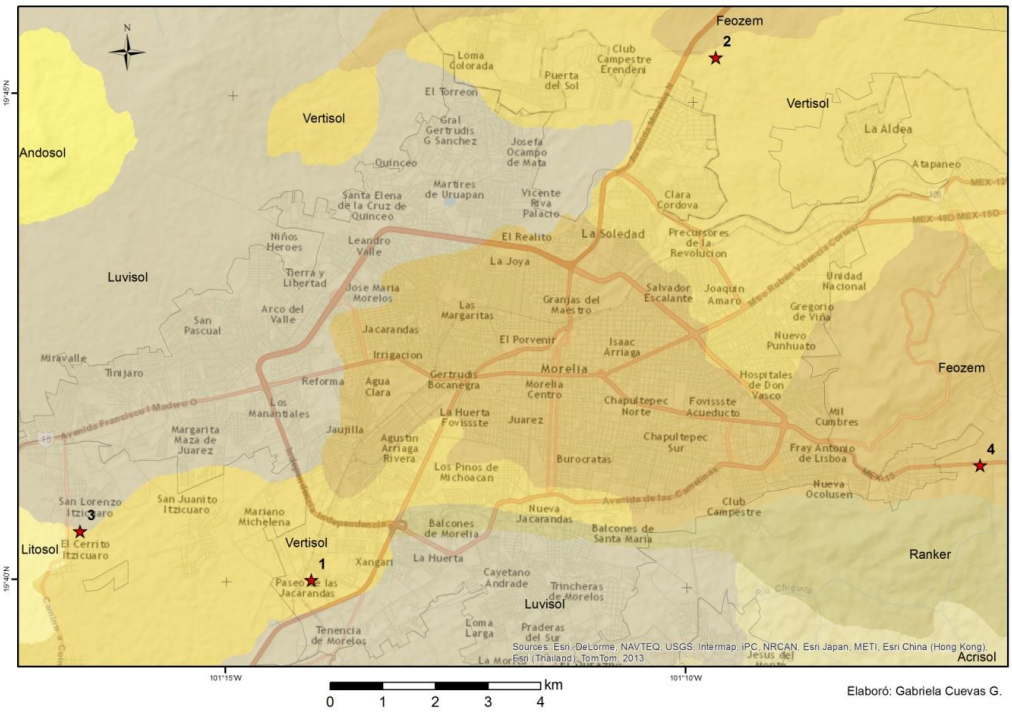



Figura 1. Ubicación de sitios de muestreo

## Resultados y Discusión

En la tabla 1, se muestran los resultados obtenidos en los cuatro parámetros analizados en el laboratorio, en ella se observa que el contenido más alto de materia orgánica fue para la zona norte, mientras que las zonas restantes presentaron un porcentaje medio (2.13 – 3.32 %), los sitios norte, este y oeste pertenecen a suelos con actividad agrícola, siendo el sitio correspondiente a la zona norte el que evidencia mejores prácticas de conservación de la materia orgánica, de acuerdo con Bot, A y Benites, J, 2005 las practicas de manejo del suelo que alteran las condiciones de vida de los microorganismos y el equilibrio de los nutrientes son, la labranza repetitiva y la quema de la vegetación, por que interrumpen los tiempos de descomposición de la materia orgánica del suelo, con lo cual su unión a éste se prolonga, y la estructura del suelo se puede dañar fácilmente por la lluvia, el viento y el sol, lo que puede llevar a conducir escorrentía y erosión del suelo. Por lo que es importante encontrar niveles adecuados de esta variable en el suelo, y en este estudio en específico por que su presencia contribuye a la estabilidad de agregados del suelo a través de sus propiedades adhesivas.

En cuanto a los resultados obtenidos de densidad aparente, los cuales fueron de 1.30 a 1.35 ($g/cm^3$), el valor menor fue para la zona norte y el valor mayor para la zona este, los resultados corresponden a suelos minerales asociados con una porosidad media y que comúnmente presentan estructura, en bloque, angular, laminar y/o columnar y están relacionados con una textura fina (FAO, 2009), el encontrar valores medios de densidad aparente es favorable para las raíces debido a que aunque la prueba no permite saber el contenido total de espacio poroso, si representa la relación entre sólidos y espacio poroso, con lo que se puede decir que el suelo tiene una infiltración moderada y que los agregados presentan buena estabilidad

En los resultados obtenidos de textura, los cuales tienen porcentajes de arena de entre (1.64 - 19.64 %), el porcentaje de limo fue de (18 – 26 %) y el arcilla fue de (54.36 – 80.36 %), por lo que los cuatro sitios fueron clasificados como (R) arcillosos, aquí cabe recordar que por el arreglo plano de las arcillas tiende a ocupar más volumen que las arenas o limos, con lo cual aumentan el espacio poroso en un suelo, lo cual se relaciona con una buena agregación.

En los resultados obtenidos de estabilidad de agregados, se tienen porcentajes de entre (36.94 – 61.63 %), el porcentaje más alto se obtuvo para la zona norte y el más bajo para la zona este, cabe señalar que se esperaban obtener porcentajes más altos debido a que se encontraron altos porcentajes de arcilla, motivo por el cual se deben de realizar más pruebas, sin embargo con los porcentajes obtenidos se tienen que el suelo analizado no presenta problemas aparentes de estabilidad sobre todo en el caso de la zona norte y sur, siendo relevante que para el caso de la zona oeste a reserva de realizar más pruebas cabria tener precauciones por el bajo porcentaje de estabilidad obtenido.

Tabla 1. Resultados de laboratorio.

| Sitio | Materia orgánica (%) | Densidad aparente ($g/cm^3$) | Arena | Limo (%) | Arcilla | Agregados (%) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Norte | 5.19 | 1.30 | 19.64 | 20 | 60.36 | 61.35 |
| Sur | 2.13 | 1.32 | 19.64 | 26 | 54.36 | 61.63 |
| Este | 3.32 | 1.35 | 19.64 | 26 | 54.36 | 36.94 |
| Oeste | 3.32 | 1.32 | 1.64 | 18 | 80.36 | 52.76 |

Se hizo un análisis de coeficiente de correlación con Excell, 2007 en donde se muestra que existe una muy débil correlación entre las cuatro variables, la correlación más alta observada se presento entre la densidad aparente y los agregados que fue de 0.908, en tanto que la más débil se presento entre la arcilla y los agregados con 0.089, por lo que de acuerdo con la teoría se deberían esperar correlaciones más altas entre la materia orgánica y los agregados, así mismo entre la arcilla y los agregados, porque el principal agente de unión entre las partículas es la materia orgánica, por lo que se esperaba una correlación mayor entre el porcentaje de estabilidad de agregados y el porcentaje de materia orgánica. Se obtuvo una correlación media entre la densidad aparente y la materia orgánica de 0.499, lo cual es favorable porque la densidad aparente depende de la masas que ocupa el suelo en un determinado volumen, y a mayor contenido de materia orgánica, menor densidad, y mejor estado de agregación.

## Conclusiones

Los resultados obtenidos en porcentaje de materia orgánica fueron de medios a altos.
El porcentaje de estabilidad de agregados fue bajo en correspondencia con el porcentaje de arcilla obtenido.

Se obtuvo una buena correlación entre los valores de densidad aparente y el contenido de materia orgánica.

Las propiedades del suelo como textura, materia orgánica y densidad aparente están directamente relacionadas con la estabilidad de agregados y mantener su equilibrio es muy importante, para que no se den procesos de erosión que en el caso de suelos agrícolas llevan a la pérdida de partículas finas como materia orgánica y arcillas las cuales llevan nutrientes, lo que disminuye la fertilidad natural del mismo.

## Bibliografía

Bautista, F. Cram, H. Sommer, I. (2011) "Suelos" en: Bautista Zúñiga, F. (Editor), "Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales", P. 227-258. 2nda Edición. UNAM, DF.ISBN 978-607-02-2127-9.735

Bot, A. Benites, J, 2005 The importance of soil organic matter Key to drought-resistant soil and sustained food and production. FAO SOILS BULLETIN 80 Food and Agriculture Organization of the United Nations. 95 pages.

Boyle, M. L., W. T. Frankerberger. Jr. and L. H. Stolzy. 1989. The influence of organic watter on soil aggregation and water infiltration. Journal of Production Agriculture. Vol. 2 pag. 209 – 299.

Buurman P, Van lagen B, Velthorst E.J. 1996. Manual for Soil and Water Analysis. Backhuys Publishers Leiden 291 págs.

Ciric, V., Manojlovic, M. Belic, M, Nesic, L, Seremesic. S. 2013. Efectos del cambio de uso de suelo en la estabilidad de agregados y carbono orgánico en diferentes suelos. Agrociencia 47:539-552.

Eijelkamp, 2008. Operating Instructions. 08.13 Wet Sieving Apparatus M1.08.13 E

FAO, 2009. Guía para la descripción de suelos 4ed. Italia, 111 págs.

INEGI, 2009 Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos, Morelia, Michoacán de Ocampo INEGI, 2009

Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Diario Oficial. 31 de diciembre de 2002.

Secretaría de Programación y Presupuesto. Carta Edafológica DETENAL, 1979.

Pipel, N. D. et al 1995. Enviromental and economic cost of soil erosion an conservation benefits science. Vol. 267 N. 24 pag. 1117 – 1122.

Velázquez R.A.S., D.R. Flores y O.A.S, Acevedo. 2001. Formación de agregados en tepetates por influencias de especies vegetales. Agrociencia 35:3 311 – 320

# GESTIÓN AGROECOLÓGICA Y CONTENIDO DE MATERIA ORGÁNICA CON PLANTACIÓN DE HORTALIZAS EN SUELOS DEL CERRADO BRASILEÑO

**Gutier Ailan Costa T[1] ; Vogado Coelho J[2]; Moreira Timoteo M[3]; Barbosa Santos R[4]; Lima da Silva P[5]; Freitas Iwata B[6]**

[1,2,3,4,5] **Graduado del Instituto Federal de Educación, Ciencia y Tecnología de Piauí, Corriente-Piauí, Nuevo barrio Arroyo, calle 6, Brasil.**
[6] **Profesor del Instituto Federal de Educación, Ciencia y Tecnología de Piauí, Corriente-Piauí, Nuevo barrio Arroyo, calle 6, Brasil.**

*Autor de contacto: gutierailan@gmail.com; Juez Calle amaral Núm. 1405, Col. Corriente- Piauí; CP 64.980-000 Brasil; +55 89 94667404

## Resumen

Procesos de degradación del suelo son un problema importante en todo el mundo, con un peso significativo ambiental, social y económico significativo. El aumento de la población es condición importante para las medidas de protección más suelo se toman, especialmente con respecto a su uso para la producción agrícola, centrándose en la demanda de alimentos. El trabajo tuvo como objetivo evaluar los efectos de base agroecológica de la gestión en la producción de hortalizas en el contenido de materia orgánica del suelo, en el Cerrado brasileño. La encuesta se realizó en el municipio actual - Piauí encuentra en Brasil. La realización de zona de estudio se encuentra en la comunidad Calumbí ubicada en el municipio actual rural, las cuales fueron seleccionadas tres jardines bajo manejo agroecológico. Para el análisis del suelo, se tomaron muestras a una profundidad de 0-20 cm de la (zona de referencia) tres jardines seleccionados, así como el área bajo bosque natural del Cerrado (zona de control), integrada por tres repeticiones en cada área de estudio. Se encontró que el contenido de carbono orgánico total y la materia orgánica del suelo, las principales técnicas de manejo de suelos para el carácter agroecológico de los jardines, promovidos contribuciones significativas a la ingesta de estos en el suelo. El manejo del suelo agroecológico influye en la calidad y las propiedades del suelo, lo que genera una mayor cantidad de materia orgánica y en consecuencia una mayor retención de agua en el suelo, lo que facilita el proceso de producción.

## Palabras clave
Agroecología, la horticultura, la calidad del suelo.

## Introducción

Procesos de degradación del suelo son un problema importante en todo el mundo, con un peso significativo ambiental, social y económico significativo. El aumento de la población es condición importante para las medidas de protección más suelo se toman, especialmente con respecto a su uso para la producción agrícola, centrándose en la demanda de alimentos. Este proceso de degradación del suelo es el resultado de su mal uso, como resultado de la deforestación, la quema, la negligencia en cuanto a su manejo, la compactación y la erosión (Cunha et al., 2008).

Según Araújo et al. (2007), algunas de las características relativamente simples pueden ser utilizados para evaluar la calidad de la planta de manera muy eficiente. Los parámetros elegidos deben incluir biológica, química y física. Entre los principales aspectos más destacados a la materia orgánica del suelo en relación con su importancia como las características del suelo, ampliamente reconocido, y su alta sensibilidad a los cambios ambientales.

Los efectos del sistema de gestión de la materia orgánica han demostrado efectos directos sobre las características del suelo. Así, el carbono orgánico del suelo es considerado uno de los principales indicadores ambientales de calidad, la sensibilidad que tiene cuando el ambiente está bajo algún tipo de cambio.

En las últimas décadas, aumentó a los intereses de los científicos para sistemas de gestión agroecológicas de cultivo, en comparación con el tratamiento convencional del suelo agrícola. Según Gliessman (2001) Sistemas desarrollados en base ecológica mejorar la fertilidad del suelo, ayudar a aumentar la biodiversidad, proporcionan el ciclo de nutrientes y la forma más eficiente de flujo de energía.

La calidad del suelo es una fuerte medida de la sostenibilidad de los ecosistemas agrícolas, por lo que el dominio de su conocimiento para la aprobación de la gestión sostenible es fundamental (Sans, 2000). Este sentimiento, este estudio tuvo como objetivo evaluar los efectos del manejo agroecológico en la producción de hortalizas en el contenido de materia orgánica del suelo en el Cerrado Brasileño.

## Materiales y métodos

*Área de estudio*

La encuesta se realizó en el municipio actual - Piauí, que se encuentra en la región de micro de mesetas de Mangabeiras. Situado 438 metros de altitud, latitud: 10 ° 26 '30' 'Sur y Longitud: 45 ° 9' 52 '' Oeste. Su población estimada en 2014 es de 26.011 habitantes. Se encuentra 864 kilometros de la capital del estado, Teresina y tiene una superficie de 3.045,9 kilómetros cuadrados.

El clima de acuerdo a la clasificación de Köppen es húmedo tropical. Con período seco de mayo a noviembre y otra lluviosa de diciembre a abril. Los totales anuales de precipitaciones oscilan entre 750 y 1400 mm y la temperatura media anual de 26 ° C. La vegetación predominante es el bioma cerrado. La realización de zona de estudio se encuentra en la comunidad Calumbí ubicada en el municipio actual rural, las cuales fueron seleccionadas tres jardines bajo manejo agroecológico (Cuadro 1).

**Cuadro 1:** Descripción del manejo del suelo adoptada por los productores en actual municipio rural, brasileño.

| Jardín | El cultivo | La gestíon |
|---|---|---|
| A | Cebollino, cilantro, lechuga, rúcula, repollo, tomates, pimientos, perejil, zanahoria, remolacha, espinaca. | Cultivo de Gaza, rotación de cultivos, fertilizantes orgánicos, fertilizantes, Till. |
| B | Cebollino, cilantro, lechuga, rúcula, repollo, tomates, pimientos, perejil, zanahoria, remolacha, rábano, papaya, fruta de la pasión. | Los fertilizantes orgánicos, rotación de cultivos, labranza. |
| C | Cebollino, cilantro, lechuga, rúcula, repollo, tomates, pimientos, perejil, espinaca, zanahoria, remolacha, rábano, cebolla, plátano, papaya, pepino, calabaza, sandía. | Los fertilizantes orgánicos, rotación de cultivos, cultivos de Gaza, Contorno, Till, cubierta vegetal, fertilizantes. |

*Aspectos metodológicos*

Para el análisis del suelo, se tomaron muestras a una profundidad de 0-20 cm de la (zona de referencia) tres jardines seleccionados, así como el área bajo bosque natural del Cerrado (zona de control), integrada por tres repeticiones en cada área de estudio.
La materia orgánica (OM) se calculó como el carbono orgánico total se determinó a partir del suelo, la metodología Yeomans y Bremner (1988), y estima el contenido de materia orgánica usando el factor de corrección:

M.O = 1, 724 x TOC
Dónde:
M.O. = Materia Orgánica (g.kg_1);
TOC = Carbono Orgánico Total (g.kg_1).

El análisis estadístico

Datos de los tratamientos (de referencia y la zona de control), fueron sometidos a análisis de varianza por T de prueba utilizando el software Assistat 7.7.

## Resultados y discusión

El estudio encontró que el contenido de carbono orgánico total y la materia orgánica del suelo, las principales técnicas de manejo de suelos para el carácter agroecológico de los jardines, promovió importantes contribuciones a la ingesta de estos en el suelo. Los carbono orgánico y materia orgánica resultados totales de las áreas de referencia y testimonio se describen en la Cuadro 2.

De acuerdo con los valores expresados en la tabla puede verse que sobre la profundidad adoptada en Horta B tenía una mayor cantidad de materia orgánica en comparación con los otros jardines. A medida que la representatividad de los jardines, se encontró que el bosque nativo del Cerrado, la MO de la contribución se parecía el jardín de una mayor representación que muestra un buen estado de conservación de la materia orgánica del suelo y en consecuencia una mayor retención de agua en el suelo. Las técnicas de picado y cultivos de rotación en las zonas que permiten la entrada de la materia orgánica, el ciclismo eficiente de los nutrientes y el aumento de la humedad del suelo (Valarini et al., 2011).

**Cuadro 2:**. El carbono orgánico y la materia orgánica del suelo en horticultura agroecológica en el cerrado brasileño.

| Área | TOC g.kg$^{-1}$ | M.O g.kg$^{-1}$ |
|---|---|---|
| Jardín A | 1,4 ab | 2,41 c |
| Jardín B | 1,8 a | 3,10 ab |
| Jardín C | 1,2 b | 2,06 c |
| Nativo BosqueCerrado | 1,7 a | 2,93 b |
| CV% | 4,01% | 6,03% |

* TOC: carbono orgánico total; M.O: materia orgánica; CV: Coeficiente de variación.

Por lo tanto, el manejo adecuado, la agregación y los cambios en el microclima en suelos adopción de prácticas agroecológicas contribuyen a la acumulación de materia orgánica en el suelo no demasiado respingona, como se ha observado en las áreas de estudio. Los estudios sobre el efecto de los sistemas de gestión han demostrado que los cambios en el contenido de materia orgánica en el suelo, son lentos, lo que requiere un período relativamente largo de tiempo para serrem detectado (Bayer & Bertoli, 1999). En consecuencia, se cree que la capa de 0-20 cm considerado en el estudio facilitó la obtención de los resultados, que muestran una respuesta significativa Horta B en relación a los otros jardines, debido a que es una capa más superficial en relación con el corto período de tiempo estudiado.

## Conclusión

El manejo del suelo agroecológico influye en la calidad y las propiedades del suelo, lo que genera una mayor cantidad de materia orgánica y en consecuencia una mayor retención de agua en el suelo, lo que facilita el proceso de producción.
Además, en condiciones de clima tropical húmedo, estos factores se convierten en fundamentales para mantener la calidad y la capacidad productiva de los sistemas agroecológicos.

## Agradecimientos

Los autores agradecen a la comunidad local Simplicio (ciudad actual rural del corriente en el estado Piuaí brasileño).

## Bibliografía

Araújo, R.; GOEDERT, W. J.; LACERDA, la calidad del suelo MPC bajo diferentes usos y cerrado nativo. Revista de la Ciencia del Suelo, v.31, p.1099-1108, 2007.

BAYER, C. & BERTOL, características químicas L. de cambissolo húmicos afectados por los sistemas de labranza, con énfasis en materia orgánica. Journal of Soil Science, 23: 687-694, 1999.

CUNHA, N. R. S.; LIMA, J. E.; GOMES, M. F. M.; BRAGA, MJ La intensidad de la explotación agrícola y el indicador de la degradación ambiental de la región del Cerrado, Brasil. Revista de Economía y Sociología Rural, V.46, p.291-323, 2008.

Gliessman, Agroecología SR: procesos ecológicos en la agricultura sostenible. Porto Alegre: UFRGS, 2000. 639p.

SANS, L.M.A. Evaluación de la calidad del suelo. En: OLIVEIRA, T.S;. ASÍS JR, R.N.; ROMERO, R. y E. SILVA, J.R.C., eds. Agricultura, la sostenibilidad y la región semiárida. Fortaleza, UFC, SBCS, 2000. p 170-213.

Valarini PJ; OLIVEIRA FRA; SCHILICKMANN 3q4SF; POPPI RJ. La calidad del suelo en 2011. Los sistemas de producción de vegetales orgánicos y convencionales. Horticultura Brasileira 29: 485-491.

Yeomans, JC & Bremner, JM Un método rápido y necesidad para la determinación rutinaria de carbono en el suelo. Commun. en suelo Sci.Plant Anal., 19: 1467-1476, 1988.

# STOCK DE CARBONO EN PASTIZALES EN AREAS DE LA SABANA BRASILEÑA

**Silva Lima, P[1*]; Freitas Iwata, B[2]; Sousa Batista, M[3]; Souza Lago, Ara[4]; Barbosa Santos, R.[(5)]; Vogado Coelho, J[(6)].**

**[1-6]Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí, Campus Corrente. Corrente, Piauí. Brasil.**

*patricia.lima.0101@gmail.com ; Rua 6, Bairro Nova Corrente, Corrente, Piauí. Brasil. CP 64.980-000; Tel. +55(89)9924-2280

## Resumen

Este estudio tuvo como objetivo cuantificar el contenido de carbono del suelo en las zonas bajo el sistema de pasto en Piauí Savanna. El suelo es un Oxisol (LVA). Las áreas seleccionadas para la investigación fueron Jacolândia y Calumbí localidades, municipio rural de la cadena de PI. Como la descripción del uso del suelo, el pastoreo 1 (PAST1) parece ser pequeña, sin sistema de rotación, plantado de Brachiaria que fue sustituido más tarde por el sorgo, con la preparación y la alteración del suelo y el encalado Proceso. El pasto 2 (PAST2) plantadas con el uso a largo Brachiaria, de tamaño mediano, con el sistema de rotación. En las que se celebraron veinticuatro muestras de suelo en cada área de estudio (estación seca y lluviosa) a una profundidad de 0-20 cm, azar. Se tomaron muestras al laboratorio, donde se determinó la densidad y el carbono orgánico total. El estudio encontró que el sistema de gestión influye en la dinámica de carbono.

## Palabras clave
Manejo del suelo; materia orgánica; secuestro de carbón

## Introducción

El suelo es un importante sumidero de carbono, y el aumento de las existencias de materia orgánica (SOM) Resultados de suelo en la eliminación de CO2 de la atmósfera, lo que contribuye a la mitigación del calentamiento global (CERRI, et al., 2010). Muchos estudios muestran que las áreas de pastos bien gestionados aumenta los niveles y ESTC el suelo. Mientras que Brasil tiene 172 333 073 hectáreas de pastos según el Censo Agropecuario de 2006, y esta actividad se está desarrollando en todos los estados del bioma del Cerrado (MMA, 2011). Es necesario buscar alternativas sostenibles con el fin de detener el calentamiento global, ya que estos sistemas de gestión adoptados siguen siendo insuficiente, sobre todo en la región del Cerrado noreste, resalte el actual municipio.

Actual se considera la ganadería estado Polo Piauí, donde se concentra más del 80% de los bovinos registrados por la Asociación Brasileña de Criadores de Cebú Piauí (MUNICIPIO DE CORRIENTE, 2014). Pero los productores en su mayoría atribuyen la caída de la productividad sólo en la estación seca, haciendo caso omiso de su impacto sobre el suelo y el proceso de producción.

Analizar la importancia de esta actividad para la economía del país, y teniendo en cuenta la conservación de los recursos naturales, resaltar los aspectos fisonómicos del Cerrado, se ha utilizado el contenido de carbono para verificar la calidad ambiental de los recursos del suelo natural, para resaltar la niveles de materia orgánica (Silva et al., 2014).

En este sentido, el presente estudio tuvo como objetivo cuantificar el contenido de carbono del suelo en las zonas bajo el sistema de pasto en Piauí Savanna.

## Materiales y Métodos

La encuesta se realizó en el municipio de corriente PI ubicado en la micro región de la Chapada das Mangabeiras. Situado 438 metros sobre el nivel del mar, con la latitud: Sur 10 ° 26 '30' 'y longitud: 45 ° 9' 52 '' Oeste. El clima según Koppen-Geiger Clasificación: AW es tropical con estación seca. Y tiene la biomática predominio o fitogeográfica del Cerrado. Para realizar el estudio se seleccionaron dos áreas de pastizales ubicada en el campo, en los pueblos: Jacolândia y Calumbí.

Como la descripción del uso del suelo, el pastoreo 1 (PAST1) parece ser pequeña, sin sistema de rotación, plantado de Brachiaria que fue sustituido más tarde por el sorgo, con la preparación y la alteración del suelo y el encalado Proceso. El pasto 2 (PAST2) plantadas con el uso a largo Brachiaria, de tamaño mediano, con el sistema de rotación. En cuanto al tipo de suelo se encontró que hay un predominio de la clase Rhodic Amarillo (LVA) como el sistema brasileño de clasificación del suelo (2006).

Para recoger del suelo eran considerados áreas de pastos y bosques nativos áreas adyacentes (MN). Llevado a cabo en dos períodos distintos y secos que se produjeron en septiembre de 2014 y de lluvias en febrero de 2015. Se recogieron muestras a una profundidad de 0-20 cm de considerar al azar tres repeticiones.

La densidad aparente se determinó por el método de anillo volumétrica usando un volumen conocido de anillo (EMBRAPA, 1997). Para determinar el carbono total utilizada fue la oxidación húmeda de la materia orgánica método que emplea una solución sin una fuente externa de calor. (Yeomans / Bremner, 1988). Existencias de C de cada una de las capas en las zonas estudiadas fueron calculados por (Veldkamp, 1994): ESTC = (CO × × Ds e) / 10 donde: C = Est almacenamiento de carbono orgánico en una profundidad dada (t. ha-1); CO = C contenido orgánico total en la profundidad de la muestra (g.kg-1); Ds = densidad de la profundidad del suelo (kg.dm-3); e = espesor de la capa considerado (cm). Las reservas de carbono en diferentes capas fueron sometidos a la prueba t para el análisis de varianza utilizando el software Assistat 7.7.

## Resultados y Discusión

El estudio halló que según los datos presentados en la Tabla 1, en las zonas que los testigos de contenido de materia orgánica del suelo (MOS), tuvo valores significativamente más altos en relación con el pastoreo áreas de gestión.

Tabla 1. Contenido de CO, las existencias de C y Ds en pastos y bosque nativo en el Cerrado Piauí

| Áreas | COT (g.kg$^{-1}$) | | EstC (Mg/ha$^{-1}$) | | Ds (g.cm$^{-3}$) | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | estación seca | temporada de lluvias | estación seca | temporada de lluvias | estación seca | temporada de lluvias |
| **PAST1** | 1,1 bB | 3,14bA | 0,02 bB | 0,13aA | 0,01aB | 0,02 aA |
| **MN PAST1** | 2,05 aB | 4,02aA | 0,04 aB | 0,16aA | 0,01aB | 0,02aA |
| **PAST2** | 0,7 cB | 2,5cA | 0,01 bB | 0,1aA | 0,009bB | 0,02aA |
| **MN PAST2** | 1,7 bcB | 3,42bA | 0,03 aB | 0,07bA | 0,008bB | 0,01bA |

Letras minúsculas representan el análisis de las áreas de gestión en el mismo período climático; Las letras mayúsculas representan el análisis de los diferentes periodos climáticos en cada área administrada. * Contenido de carbono orgánico total (COT); Existencias de carbono: ESTC; Ds: densidad.

El MOS todos influyen directa e indirectamente las características del suelo, por lo que la reducción de TOC está relacionada con la degradación física de los suelos (Blanco-canqui, et al., 2009). Por lo tanto, posiblemente, el sistema adoptado en ambas áreas de estudio son frágiles debido a que el manejo de los pastos promovió la reducción de los niveles y ESTC suelo, tanto en el área con menos intensidad que en la zona en la intensidad de pastoreo superior. A diferencia de Wendling et al., (2012), que al estudiar el efecto de diferentes gestiones sobre la calidad del suelo se encontró que la conversión de áreas naturales (Cerrado) en pastos promovió el aumento del carbono orgánico del suelo. El autor correlaciona este aumento el uso de brachiaria en el pasto.

Sin embargo hay que señalar que este aumento se produce en los pastizales gestionan adecuadamente. De acuerdo a Roscoe et al (2006), cuando los pastos están sujetos a una gestión adecuada., Que son capaces de promover el mantenimiento de MOS permitiendo por ejemplo la parte superior ESTC el Cerrado observó bajo un sentido estricto. Sin embargo, si esta gestión no es apropiado, el pasto entra en la etapa de la degradación, que tiende a aumentar la pérdida de microbiana C para la erosión y oxidación de MOS (Bayer et al., 2000).

En cuanto a la estacionalidad, áreas de estudio mostraron mayores valores Ds durante la estación lluviosa. Comparando las dos zonas de pastos se encontró que tanto la estación seca y de lluvias, el pasado1 mostraron niveles más altos y ESTC, que puedan resultar de la aplicación de cal en el suelo, que no se observó en PAST2. Según Teixeira (2011) el uso de los pastos que incluía prácticas de gestión, como el encalado y la fertilización N / P, puede promover el aumento del secuestro y almacenamiento de carbono debido al perfil del suelo de enriquecimiento de nutrientes, como el calcio y el magnesio fósforo, favoreciendo el desarrollo radicular y la incorporación de carbono.

Pero si el ajuste de un pasto es alto, puede incluso modificar el pH del suelo, lo que compromete forraje existente y reducir la presencia de la fauna del suelo benéficos (PRIMAVESI, 1999) ocurren reduciendo así la ESTC. Tan (2011) también señala que con el tiempo su vez el suelo constante promueve la reducción de la materia orgánica mediante la ruptura de los agregados y el aumento de la oxidación del carbono orgánico a CO2. Lo que también puede cambiar la densidad aparente (Ds), se observó que los Ds pasado1 mostraron los valores más altos en comparación con PAST2.

La falta de un sistema de rotación por pasado1 puede haber influido en el aumento de la Ds. Según Veiga (2005), incluso en una media razonable apacienta periódicamente necesitará resto de los animales de pastoreo, ya que el resto permitirá la restauración del índice de área foliar y el sistema radicular, lo que permite una mayor cobertura del suelo y la competitividad con las plantas malezas. Esta gestión es adoptado por el PAST2 resto, lo que puede haber contribuido a disminuir los valores de Ds, incluso con una mayor carga animal.

## Conclusiones

El bosque nativo mostró niveles más altos y las reservas de carbono, en comparación de las áreas de pastoreo, mostrando una cierta fragilidad en el sistema de gestión adoptado por los agricultores.

El pasado1 mostró valores más altos en los contenidos y las reservas de carbono debido al proceso de ajuste en el suelo, pero la preparación del suelo mostró una mayor densidad.

El PAST2 con una mayor carga animal, tenía valores de densidad más bajos debido a la adopción del sistema de rotación, lo que no ocurre en pasado1. Sin embargo, debería haber una mayor atención porque incluso con área de descanso, esto no se hace correctamente.

## Bibliografía

Bayer, C.; Mielnicsuk, J.; Amado, T. J. C.; Martin-Neto, L.; Fernandes, S. V. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. Soil Tillage Res., 54:101-109, 2000.

Blanco-Canqui, H.; Stone, L. R.; Schlegel, A. J.; Lyon, D. J.; Vigil, M. F.; Mikha, M. M.; Stahlman, P. W.; Rice, C. W. No-till induced increase in organic carbon reduces maximum bulk density of soils. Soil Science Society of America Journal, Madison, v. 73, p. 1871-1879, 2009.

Cerri, C. C. Greenhouse gas mitigation options in Brazil for land-use change, livestock and agriculture. Scientia Agricola, Piracicaba, v. 67, n.1, p. 102-116. 2010.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI, 2006. 306 p.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. Manual de métodos de análises de solo. 2.ed. Brasília: Embrapa produção de informação; Rio de Janeiro, Embrapa solos, 1997. 212p

IBGE. Censo Agropecuário 2006: Resultados Preliminares. Rio de Janeiro, 2006. 146p.

Ministério Do Meio Ambiente. Plano de ação para prevenção e controle do desmatamento e das queimadas: cerrado. Brasília: MMA, 2011.

Prefeitura Municipal De Corrente - PI. Disponível em: <http://www.corrente.pi.gov.br/>. Acesso em: 25 set.2014.

Primavesi, A. Manejo ecológico de pastagens: em regiões tropicais e subtropicais. 5. Ed. São Paulo, 1999.

Roscoe, R.; Boddey, R. M.; Salton, J. C. Sistemas de Manejo e Matéria Orgânica do Solo. In: Roscoe, R.; Mercante, F. M.; Salton, J. C. Dinâmica da Matéria orgânica do solo em sistemas conservacionistas: Modelagem matemática e métodos auxiliares. (Ed.). p. 17-42. Embrapa Agropecuária Oeste. Dourados, 2006.

Silva, P.L. Qualidade do solo sob áreas de pastagem no munícipio de Corrente/PI. In: Ii Reunião Nordestina De Ciência Do Solo E 3° Seminário Baiano De Solos. Ilhéus, Bahia, 8 a 12 dez. 2014.

Teixeira, E.M.L.C. Estoque De Carbono Em Pastagens Com Diferentes Sistemas De Uso E Manejo. Mestre (Produção Animal Sustentável)- Instituto de Zootecnia, Nova Odessa, Jan.2011.

Veiga, J.B. Criação de gado leiteiro na zona Bragantina. Embrapa, Amazônia Oriental Sistema de Produção, 02. Dez./2005.

Veldkamp, E. Organic Carbon Turnover in Three Tropical Soils under Pasture after Deforestation. Soil Science Society of America Journal, v.58, p.175-180, 1994.

Wendling, B.; Freitas, I.C.V.; Oliveira, R.C.; Babata, M.M.; Borges, E.N. Densidade, agregação e porosidade do solo em áreas de conversão do cerrado em floresta de pinus, pastagem e plantio direto. Biosci. J. Uberlândia, v. 28, Supplement1, p. 256-265, Mar. 2012.

Yeomans, J.C.; Bremner, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. Comm. Soil Sci. Plant Anal., V. 19: p. 1467-1476, 1988.

# SALES Y MICRONUTRIMENTOS EN UN SUELO DE LA ZONA LACUSTRE

**Galicia-Palacios MS[1*]; Reyes Ortigoza AL[2]**

**[1,2]Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias, Departamento de Ecología y Recursos Naturales**, **Laboratorio de Edafología "Nicolás Aguilera".**
*Galicia-Palacios María del Socorro Email: maryso57@yahoo.com.mx, Ciudad Universitaria, Avenida Universidad 3000.Circuito exterior colonia Copilco. México D.F. C.P 04510. Tel +52(55) 56224922.

## Resumen

Se trabajó con un perfil de suelo donde el objetivo fue conocer cómo influye la salinidad del suelo en la disponibilidad de los micronutrimentos Fe, Mn, Zn y Cu extraídos con DTPA-TEA. Se determinó el pH del suelo, conductividad eléctrica (C.E) e iones solubles, ($Ca^{+2}$, $Mg^{+2}$, $Na^{+}$, $K^{+}$, $CO_3^{-2}$, $HCO_3^{-}$ $Cl^{-}$ y $SO_4^{-2}$) en el extracto de pasta de saturación (van Reeuwijk, 2002), carbono total (Ct) por el método de Walkley y Black y CIC por el método de (Thomas, 1982). Se extrajeron los micronutrimentos totales por digestión ácida y horno de microondas, ambos micronutrimentos disponibles y totales fueron leídos por espectrometría de absorción atómica Pelkin Elmer 2380. Los resultados mostraron que el pH es mayor de 8 en todo el perfil y los iones más abundantes son $Mg^{+2}$, $Na^{+}$, $Cl^{-}$, $CO_3^{-2}$ y $HCO_3^{-1}$. Se concluye que el pH y la CE son altos, los micronutrimentos disponibles y totales tienen valores bajos a medios debido al alto contenido de materia orgánica, arcillas montmorillonitas, $CO_3^{-2}$ y $HCO_3^{-}$ que adsorben los micronutrimentos a pH básico. Con respecto a los micronutrimentos totales solo el Fe se encuentra en alta concentración, el Mn, Zn y Cu total tienen valores bajos, con niveles no tóxicos para los microorganismos y las plantas.

## Palabras clave
Conductividad eléctrica; iones solubles; DTPA

## Introducción

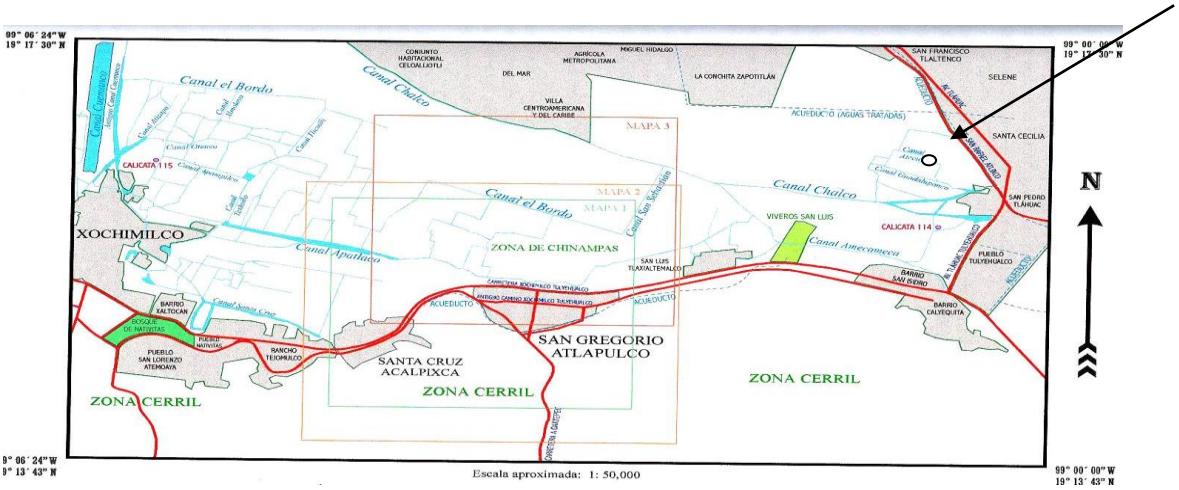
El suelo actúa como un reservorio de micronutrimentos, que se encuentran en los minerales de las rocas ígneas, metamorficas y sedimentarias los cuales se liberan por intemperismo para ser tomados por las plantas y los microorganismos del suelo. El contenido de los micronutrimentos es alto en el horizonte superficial pero debido al proceso de translocación se producen acumulaciones de estos a diferentes profundidades del perfil. La concentración de los micronutrimentos en la solución del suelo es debido a reacciones que incluyen complejos órgano mineral y órgano metal, precipitación, disolución de sólidos y pH del suelo (Mattigod *et al* 1981). Los micronutrimentos se pueden precipitar debido a la presencia de los carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos de fierro y aluminio. Las raíces producen ácidos orgánicos alifáticos, ácidos orgánicos aromáticos, aminoácidos, sideroforos y forman complejos órgano mineral (quelatos) que permanecen poco tiempo en el suelo, los polifenoles, ácidos fúlvicos (AF) y ácidos húmicos (AH) forman complejos estables con los micronutrimentos debido al alto contenido de grupos funcionales carboxilo, alcohol, fenol y grupos amino (Cheng *et al*.,1986). Los factores que influencian en la cantidad de iones enlazados por los AF y los AH son: el pH, peso molecular y grupos funcionales, los cationes trivalentes son más fuertemente enlazados

que los iones divalentes. La toxicidad de los micronutrimentos es atenuada por las características edáficas como pH básico, contenido de materia orgánica, carbonatos y bicarbonatos y arcillas montmorillonitas (García *et al* 1994). La zona lacustre Xochimilco-Tláhuac fue declarada Patrimonio de la Humanidad, está dentro del sitio RAMSAR 1363. Es considerada Área Natural Protegida (ANP), "Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco" a partir de 2006. Gaceta Oficial del Distrito Federal.

La incorporación de rastrojo de maíz ha mantenido la fertilidad del suelo aunque en algunas chinampas se aplicado abonos, compostas y riego de mala calidad agrícola con manejo deficiente del agua que promueve la salinidad y poca productividad, además del nivel freático elevado. En la zona se presentan problemas por degradación fisicoquímica, como salinidad y sodicidad de los suelos. (Flores 1990., Galicia 2013). La investigación se realizó con el objetivo de conocer como influye la salinidad del suelo en la disponibilidad de los micronutrimentos Fe, Mn, Zn y Cu extraídos con DTPA-TEA y a concentración total.

## Materiales y Métodos

Se muestreó un perfil del suelo ubicado en Tláhuac D., F a los 19º 16' 06" LN y 99º 00' 16" LW mapa 1. Los suelos se secaron y se tamizaron en malla de 2 mm, se determinaron el color del suelo en húmedo por medio de las tablas de color Munsell, textura por el método de Bouyoucos, pH con agua, conductividad eléctrica (C.E) e iones solubles, $Ca^{+2}$, $Mg^{+2}$, $Na^{+}$, $K^{+}$, $CO_3^{-2}$, $HCO_3^{-}$ $Cl^{-}$ y $SO_4^{-2}$) en el extracto de pasta de saturación Richards *et al* (1985), el carbono total (Ct) por el método de Walkley and Black y CIC por el método de Thomas (1982)**.** Se determinaron micronutrimentos extractables con DTPA–TEA a pH 7.3 Lindsay and Novell (1978) y micronutrimentos totales por digestión ácida y horno de microondas MARSX CEM a 1200 watts por el método de EPA SW-3051, ambos leídos por absorción atómica Pelkin Elmer 2380.




Mapa 1 Localización de la zona de estudio, Salinas 2000.

## Resultados y Discusión

El cuadro 1 muestra que todo el perfil es de color negro en húmedo por el alto contenido de carbono orgánico que tiene, este aumento es debido a las aplicaciones plantas acuáticas que se han realizado a través del tiempo y aportación continua de rastrojo de maíz, la profundidad 60-78 cm es de color gris debido a la presencia de diatomeas de origen biogénico, feldespatos y cuarzo debido a eventos volcánicos durante el Cuaternario (García *et al* 1994), la textura es migajón arcillosos con adecuado contenido de arenas (326 - 388), limos (278 - 360) y arcillas (292 - 354 g/kg de suelo) que proporciona al suelo buena permeabilidad, aireación y capacidad de retención del agua. La capacidad de intercambio catiónico es muy alta de (40.6 - 86.6 Cmol+/kg) debido al contenido de arcillas montmorillonitas y materia orgánica (García *et al.,* 1994), (Landon 1984).

Cuadro 1 Alguna características fisicoquímicas del perfil

| Prof. cm | Color en húmedo | Arena | Limo g/kg | Arcilla | | C gC/kg | CIC Cmol(+)/kg |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **0-10** | 10YR 2/1 negro | 368 arcilloso | 320 | 312 | Migajón | 73.3 | 45.3 |
| **10-40** | 10YR 2/1 negro | 328 arcilloso | 360 | 312 | Migajón | 128.1 | 40.6 |
| **40-60** | 10YR 2/1 negro | 324 arcilloso | 340 | 332 | Migajón | 155.1 | 64.0 |
| *** 60-78** | 10YR 3/2 pardo oscuro | 388 arcilloso | 320 | 292 | Migajón | 158.1 | 51.4 |
| **78-83** | 10YR 2/1 negro | 388 arcilloso | 308 | 313 | Migajón | 177.5 | 51.2 |
| **83-95** | 10YR 2/1 negro | 340 arcilloso | 302 | 352 | Migajón | 432.4 | 86.6 |
| **107-138** | 10YR 2/1 negro | 368 arcilloso | 278 | 354 | Migajón | 389.0 | 57.1 |
| **138-143** | 10YR 2/1 negro | 326 arcilloso | 342 | 332 | Migajón | 339.9 | 51.4 |
| **>143** | 10YR 2/1 negro | 386 arcilloso | 294 | 320 | Migajón | 238.4 | 35.7 |

### Salinidad

En el cuadro 2 se observa que los pH(s) del suelo con agua varían de 7.2 – 8.1 la conductividad eléctrica (C.E) es mayor 4 dS/m, a partir de los 60 - 138 cm la C.E es alta de 9.8 - 13.2 dS/m por la presencia de $Mg^{+2}$, $Na^{+}$, $CO_3^{-2}$, $HCO_3^{-}$ y $Cl^{-}$ solubles procedentes de la aplicación de agua de riego de mala calidad agrícola, los cationes más abundantes en este suelo son el $Mg^{+2}$ y el $Ca^{+2}$ debido al material parental (basalto) y el aporte de malezas durante el barbecho. Los cationes solubles predominantes en estos suelos son $Mg^{+2} = Na^{+} > Ca^{+2} > K^{+}$, los aniones solubles que se encuentran en mayor concentración son $Cl^{-} > CO_3^{-2} > HCO_3^{-} > SO_4^{-2}$. El $MgCl_2$ y el NaCl son tóxicos para las plantas porque aumentan la presión osmótica y no le permiten absorber el agua a las plantas (Russell 1988). Las sales que encuentran en estos suelos son debido a la presencia de cationes y aniones solubles en el suelo. El NaCl y el KCl son sales neutras que se forman en el suelo aumentan la C.E, pero el pH es ligeramente

neutro excepto para los profundidad de 0 - 40 cm el pH es de 8 debido a la mayor concentración de $Na_2CO_3$ y $NaHCO_3$, con un porcentaje de sodio intercambiable (PSI) < de 15

Cuadro 2 Contenido de cationes y aniones en el perfil

| Prof. cm | pH 1:5 | C.E dS/m | $Ca^{+2}$ Cmol/L | $Mg^{+2}$ Cmol/L | $Na^{+}$ Cmol/L | $K^{+}$ Cmol/L | $CO_3^{-2}$ Cmol/L | $HCO_3^{-}$ Cmol/L | $Cl^{-}$ Cmol/L | $SO_4^{-2}$ Cmol/L | PSI |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **0-10** | 8.0 | 5.2 | 12.95 | 21.46 | 17.70 | 2.90 | 20 | 20 | 19 | 0.08 | 6.4 |
| **10-40** | 8.0 | 6.9 | 14.32 | 29.55 | 53.92 | 2.79 | 20 | 20 | 27 | 0.23 | 6.3 |
| **40-60** | 7.7 | 9.1 | 15.54 | 38.11 | 36.48 | 1.88 | 20 | 10 | 24 | 0.38 | 6.8 |
| **60-78** | 7.3 | 14.3 | 25.16 | 71.44 | 56.32 | 1.35 | 20 | 20 | 39 | 0.27 | 8.5 |
| **78-83** | 7.4 | 10.5 | 22.94 | 64.01 | 66.14 | 1.72 | 20 | 10 | 33 | 0.05 | 6.7 |
| **83-95** | 7.2 | 11.1 | 19.98 | 62.53 | 60.80 | 1.08 | 20 | 10 | 32 | 0.35 | 2.7 |
| **107-138** | 7.8 | 13.2 | 27.01 | 82.51 | 60.33 | 1.56 | 20 | 10 | 39 | 0.50 | 11 |
| **138-143** | 8.1 | 9.8 | 37.00 | 60.30 | 67.93 | 2.21 | 20 | 10 | 45 | 0.12 | 14 |
| **>143** | 8.1 | 7.8 | 21.46 | 25.53 | 29.51 | 0.87 | 20 | 10 | 27 | 0.12 | 12 |

El cuadro 3 muestra los contenidos de Fe, Mn, Zn y Cu en el perfil del suelo. La presencia de los micronutrimentos en el suelo, es debido al agua de riego y a los minerales presentes en la roca basalto que rodea a la zona. La concentración de Fe disponible extraído con DTPA tiene valores adecuados de 15.88 - 22.93 mg/Kg de suelo de 0 - 78 cm (Tan 1996), al aumentar la profundidad tiene concentraciones muy altas. El manganeso disponible con valores medios de 9.64 - 4.92 mg/kg de 0 - 78 cm y concentraciones adecuadas a mayor profundidad. Los valores de Zn disponible tiene valores medios de 1.86 -1.42 mg/kg de 0 – 78 cm y concentraciones bajas de 78 a > 143 cm, el Cu presenta valores bajos en todo el perfil, en todos los micronutrimentos disponibles no se rebasan los límites permitidos de contaminación por lo que están en rangos aceptables de disponibilidad para las plantas. (Costa and Oliveira 1988). Los micronutrimentos disponibles que predominan en estos suelos son Fe > Mn > Zn >Cu.

Cuadro 3. Contenido de micronutrimentos en el perfil

| | **Micronutrimentos extractables DTPA-TEA** | | | | **Micronutrimentos totales** | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Prof. cm** | Fierro mg/kg | Manganeso mg/kg | Zinc mg/kg | Cobre mg/kg | Fierro mg/kg | Manganeso mg/kg | Zinc mg/kg | Cobre mg/kg |
| **0-10** | 15.88 | 9.64 | 1.86 | 0.40 | 20.741 | 393.09 | 119.30 | 30.96 |
| **10-40** | 15.88 | 7.50 | 1.42 | 0.32 | 16.962 | 313.38 | 49.43 | 12.56 |
| **40-60** | 15.88 | 5.55 | 0.77 | 0.32 | 20.861 | 351.84 | 60.83 | 15.45 |
| **60-78** | 22.93 | 4.92 | 0.41 | 0.24 | 17.541 | 314.32 | 39.37 | 10.69 |
| **78-83** | 137.4 | 2.51 | 0.51 | 0.24 | 14.302 | 287.90 | 30.92 | 10.72 |
| **83-95** | 188.0 | 2.08 | 0.58 | 0.32 | 5.786 | 163.12 | 10.96 | 5.78 |
| **107-138** | 234.9 | 2.14 | 0.58 | 0.72 | 3.892 | 87.26 | 5.84 | 11.36 |
| **138-143** | 148.2 | 1.92 | 0.58 | 0.48 | 12.143 | 243.73 | 29.83 | 13.36 |
| **>143** | 208.8 | 4.07 | 0.98 | 0.32 | 7.068 | 338.28 | 61.77 | 17.16 |

Micronutrimentos disponibles y totales

El Fe total es muy alto de 20.741 - 17.541 mg/kg de suelo para la profundidad 0 - 78 cm debido a los minerales presentes en el basalto como olivino, augita, hornblenda además incluye el Fe intercambiable, el Fe disponible ó asimilable y Fe libre y disminuye hasta 3.392 mg/kg de suelo. La concentración de Mn total varía de 87.26 – 393.09 mg/kg, el Zn total con concentraciones de 119 – 5.84 mg/kg y el Cu total con concentraciones de 30.96 - 5.78 mg/kg de suelo, todos los micronutrimentos disminuyen a aumentar la profundidad del perfil y están presentes dentro de valores bajos (Kabata 1984).

## Conclusiones

Con base a la C.E > de 4 dS/m, pH > de 8.5 y PSI < de 15 este suelo se clasifica como salino.

El pH básico del suelo favorece la adsorción de los micronutrimentos y ayuda a que se precipiten como carbonatos y bicarbonatos.

El alto contenido de materia orgánica y arcilla montmorillonita favorece la formación de complejos organominerales y organométalicos que atenúan la disponibilidad de los micronutrimentos para las raíces de las plantas.

Los micronutrimentos disponibles en este perfil son Fe > Mn > Zn > Cu, con valores medios de 0 - 78 cm, valores muy altos para el Fe, medios para el Mn y bajos para el Zn en la profundidad de 78 a > de 143 cm.

El Fe total se encuentra en mayor concentración, el Mn, Zn y Cu totales están dentro de los valores no tóxicos para los microorganismos y las plantas**.**

## Agradecimientos

A la DGAPA de la UNAM por el financiamiento para esta investigación a través del Proyecto PAPIIT IN 218512. "Índices de Calidad en Suelos de Humedal de Tláhuac, Xochimilco y San Gregorio Atlapulco".
A la Dra. Rosalía Ramos Bello por haber leído las muestras de micronutrimentos por espectrometría de absorción atómica**.**

## Bibliografía

Cheng, Y., Stevenson. M. 1986. Soil Organic Matter Interactions with Trace Elements In: Cheng Y., Aummelench (Eds.) The Role of Organic Matter in Modern Agriculture. Martinus Nijheff Publisher Dordecht 73-166

Costa, J. M and E. F. Oliveira. Fertilidade do Solo e Nutricäo de Plantas. CCOAMO/COODETC. Campo Mourão/ Cascavel En: Abreu A. C 2009 Análisis de Micronutrientes en Suelos Brasileños XVIII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo 1-19

E.P.A. Environmental Protection Agency 1994. Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, Soil, and Oils. En: Ponce de León H. C. A et al 2012 Conceptos y Procedimientos para el Análisis de Muestras Ambientales. Las Prensas de Ciencias UNAM. Ecología y Recursos Naturales

Flores, V. C. 1990. Las Chinampas: Futuro de la producción en México. Rescate 10: 5-11.

Galicia, P. M. S., A. L. Reyes O. 2013 Relación entre Humedad, Actividad Enzimática y Sustancias Húmicas en un Antrosol Terrico Salino. XXXVIII Congreso Nacional de la Ciencia del suelo. La Paz Baja california Sur.

García, C. N. E., M. S Galicia P., N. Aguilera. H., A. L Reyes, O.1994. Organic Matter and Humic Substances Contents in Chinampa Soils from Xochimilco-Tláhuac Areas, México In: Transactions 15Th International Congress of Soil Science. Acapulco, Gro. 14-16 July of 1994. Vol.3ª: 368-382.

Kabata, P. A and Pendias. H. 1984. Trace Elements in Soil and Plants. CRC Pres, Inc. Boca Raton, Florida. 315.

Landon, J. R. 1984. Manual of Soil Testing Procedure using Modified (Wolf), Morgan Extracting Reagent Benton Laboratories Inc. EUA

Lindsay, W. L and W. A. Novell. 1978. Development of DTPA Soil Test for Zinc, Iron, Manganese and Copper. Soil Sci. Soc. Am. J 42:421-428

Richards, L. A (ed) 1985. Diagnóstico y Rehabilitación de Suelos Salinos y Sódico. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América Editorial Limusa México.

Russell, E. W Condición del Suelo y Crecimiento de las Plantas ed. Longmans 560 pp. 1988.

Salinas. V. F. U 2000 Evaluación de la salinización y Sodificación de la Zona Lacustre de San Gregorio, Xochimilco, D.F. Tesis de Maestría en Ciencias (Edafología), Facultad de Ciencias UNAM.

Tan H K 1996 Soil Sampling, Preparation and Analysis. Marcel Dekker, Inc. New York.

Thomas, G. W.1982. Exchangeable Cations In: Page L. A; Miller H. R and Keeney R. D (ed.) Methods of Soil Analysis Part 2 Chemical and Microbiological Properties Second Edition Agronomy 9. 1159.

van Reeuwijk, L. P (ed) 2002. Procedures for Soil Analysis. Sixth edition, International Soil Reference and Information Centre. ISRIC, FAO Netherlands.

# DISTRIBUCIÓN DE Cu, Fe, Zn y Mn EN SUELOS ENMENDADOS CON BIOSÓLIDOS

**Tamaríz-Flores, J.V.[1*]; Cruz-Montalvo, A.[2]; Castelán-Vega, R.[3]; Aguirre-Díaz, I.[4]**

**[1] Posgrado en Ciencias Ambientales. Instituto de Ciencias, BUAP. Puebla, Pue. México.**
**[2] Departamento de Investigación en Ciencias Agrícolas Instituto de Ciencias, BUAP Puebla, Pue. México.**
**[3] Departamento de Investigación en Ciencias Agrícolas Instituto de Ciencias, BUAP Puebla, Pue. México.**
**[4] Fac. de Ingeniería Química. BUAP**

*Autor responsable: jose.tamariz@correo.buap.mx; Calle 16 sur 6301, Col. San Manuel, Puebla, Pue. México. CP 72570, Tel. +52(222)-2295500 ext. 7354

## Resumen

Una práctica agrícola para mejorar los suelos degradados es la aplicación de biosólidos, residuos generado en las PTAR's, la cual se regula en México por la norma oficial mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002. Sin embargo, uno de los problemas de la aplicación de estos materiales es la carga de metales que se aplican en los suelos, por lo que el objetivo de este trabajo fue determinar la variación de micronutrientes en perfiles de suelos en los que se han aplicado biosólidos y compararlos con perfiles de las mismas zonas en los que no se han aplicado estos materiales. Con este propósito se realizaron 9 perfiles de suelo a diferentes profundidades, 2 de ellos sin aplicación de biosólidos y los 7 restantes con aplicación de biosólidos. Las muestras se secaron y se tamizaron con un tamiz malla 40 de acero inoxidable. Se determinó la cantidad total de metales a las diferentes profundidades mediante extracción ácida en horno de microondas y también se determinó la cantidad de metal extraíble con DTPA de acuerdo a la norma oficial NOM-021-RECNAT-2000. Los metales determinados fueron Fe, Cu, Mn y Zn. Los resultados muestran que ninguno de los metales analizados rebasa los límites permisibles por las normativas mexicanas y tampoco se observa, hasta el momento, la acumulación de los micronutrientes en los suelos. En conclusión, el uso de los biosólidos ayuda tanto en la incorporación de materia orgánica a los suelos como al aporte de nutrientes y no representa peligro, actualmente, en cuanto a la carga de micronutrientes añadida.

## Palabras clave
Lodos, Metales, Desechos

## Introducción

Los biosólidos por su contenido en materia orgánica y nutrientes representan una alternativa al uso de fertilizantes, cuyo costo se ha elevado en México. En consecuencia, desde los años 2002-2003 se han aplicado biosólidos, en suelos de la zona sur del municipio, los cuales por el uso excesivo al que han sido sometidos disminuyeron fuertemente su productividad; la aplicación de biosólidos ha logrado un aumento en esos suelos de 500 kg/ha a 3 t/ha (Huerta, 2010). La aplicación de estos subproductos se regula actualmente por las normas oficiales mexicanas NOM-004-SEMARNAT-2002 y NOM-052-SEMARNAT-1993. El aplicar los biosólidos a los suelos cumple diversos propósitos, por ejemplo, mejora su textura, la estructura y la capacidad de retención de agua, logrando condiciones más favorables para el crecimiento radicular y se aumenta la tolerancia a la sequía de las plantas. El aporte nutrimental de los

biosólidos mejora la fertilidad de los suelos y la producción de los cultivos; de acuerdo a Hue (1995) un biosólido "típico" contiene 3.2% de nitrógeno, 1.4% de fósforo, 0.2% de potasio, 2.7% de calcio y 0.4% de magnesio, por lo que puede ser utilizado como un fertilizante nitrogenado y fosforado, mientras que Stehouwer et al. (2000) señalan que una tonelada de biosólidos puede contener de 37 a 50 kg de nitrógeno y de 13 a 24 kg de fósforo. Sin embargo, los biosólidos también pueden contener elementos no-esenciales, compuestos orgánicos persistentes y microrganismos nocivos para las plantas, animales y el ser humano (Iwegbue et al., 2007). Entre estos se encuentran los metales los cuales son añadidos a los suelos en diferentes cantidades dependiendo de la composición de los biosólidos. Los metales Fe, Cu, Mn, Zn son considerados como esenciales pero también se agregan elementos traza que son de preocupación en el ambiente como Cd, Cr, Hg, Pb, Ni, entre otros (Basta et al., 2005). Pero aun cuando la carga de metales totales que se aplican a los suelos es importante, muchos investigadores han señalado que la solubilidad del metal y su biodisponibilidad son aspectos de mayor relevancia (Basta et al., 2005; Bai et al., 2012; O'Connor et al., 2005). En este sentido, el objetivo de este trabajo fue determinar la distribución de micronutrientes en los perfiles de suelos con diferentes tiempos de aplicación y compararlos con perfiles de suelos de las mismas zonas en los que no se han aplicado estos materiales, para monitorear su posible acumulación en las zonas agrícolas en las que han utilizado.

## Materiales y Métodos

Se realizó un muestreo de 9 perfiles a diferentes profundidades de suelo en los que se aplicaron biosólidos y otros en donde no hubo aplicación de biosólidos. Los suelos se ubican al sur de la ciudad de Puebla (figura 1.), a dos de los perfiles no se les realizó aplicación de biosólidos mientras que a los 7 restantes se les han aplicado biosólidos en diferentes periodos de tiempo. Las muestras se secaron a temperatura ambiente en el laboratorio y posteriormente se tamizaron con un tamiz malla 40 de acero inoxidable, en los suelos que requirieron de molienda ésta se realizó con mortero de ágata. A cada una de las muestras de suelo se les determinó la cantidad total de micronutrientes mediante extracción ácida ($HNO_3$ y HCl) (McGrath y Cunliffe, 1985) la cual se realizó en horno de microondas, así mismo se determinó la cantidad de micronutriente extraíble con DTPA de acuerdo a la norma oficial mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Los metales determinados fueron Fe, Cu, Mn y Zn. La determinación se realizó mediante espectrometría de Absorción Atómica (Varian AA-55B).

## Resultados y Discusión

De los sitios muestreados, los marcados como I1 y I10 corresponden a los sitios en los que no se han aplicado biosólidos, mientras que los 7 restantes son sitios en los que se han aplicado biosólidos con diferentes periodos y dosis de aplicación. En la tabla 1, se muestran los valores promedio (ppm) de los resultados para los micronutrientes totales en cada uno de los sitios estudiados. Comparando los valores obtenidos, con los reportados por Alloway (1990), se observa que en casi todos los casos los valores de los metales se encuentran dentro de los rangos considerados como normales en suelos. Sin embargo, en los casos de Cu y Zn si existen algunas consideraciones que realizar. Para el Cu, en los sitios I5, I6, I7 y I9, todos con aplicaciones de biosólidos, se encuentran concentraciones que se considerarían como concentraciones críticas en los suelos. Lo mismo ocurre para el Zn en casi todos los sitios con aplicaciones de biosólidos, a excepción del sitio I2.

Figura 1. Zona de estudio

**Tabla 1.** Valores promedio (ppm) de los micronutrientes totales en cada uno de los perfiles de suelo realizados

| Sitios | Fe | Cu | Mn | Zn |
|---|---|---|---|---|
| **1*** | 13964 | 7.5 | 340.6 | 48.2 |
| **2** | 16120 | 13.0 | 385.6 | 61.8 |
| **3** | 14694 | 13.2 | 365.3 | 83.6 |
| **5** | 17097 | 68.4 | 337.3 | 214.4 |
| **6** | 11250 | 53.9 | 386.3 | 191.4 |
| **7** | 14560 | 67.5 | 396.9 | 247.9 |
| **8** | 11992 | 19.7 | 382.3 | 85.4 |
| **9** | 11353 | 61.3 | 224.2 | 251.1 |
| **10*** | 12740 | 10.2 | 363.4 | 52.9 |

Los sitios marcados con * indican sitios en donde no se han aplicado biosólidos.

En las figuras 1 y 2 se muestran, a manera de ejemplo, la distribución de los micronutrientes totales en el perfil del sitio I1, que es un sitio donde no se han aplicado biosólidos. Se observa que, en general, la concentración de los metales es más elevada en la parte inferior del perfil, lo que indica que en el material parental hay una mayor concentración de los metales. La gráfica se tuvo que dividir para una mejor observación de los datos por la diferencia en las concentraciones de Fe y Mn respecto a los elementos restantes

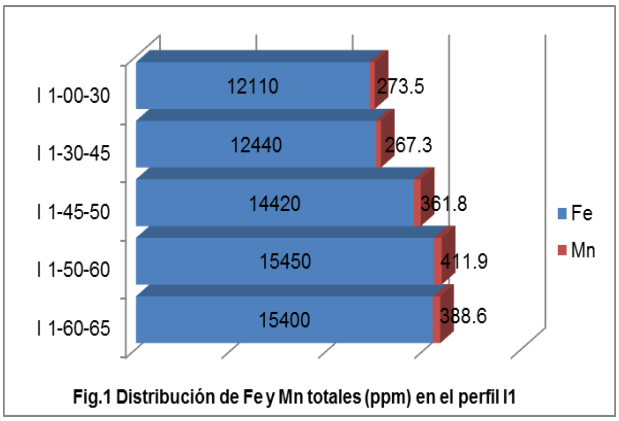



Fig.1 Distribución de Fe y Mn totales (ppm) en el perfil I1

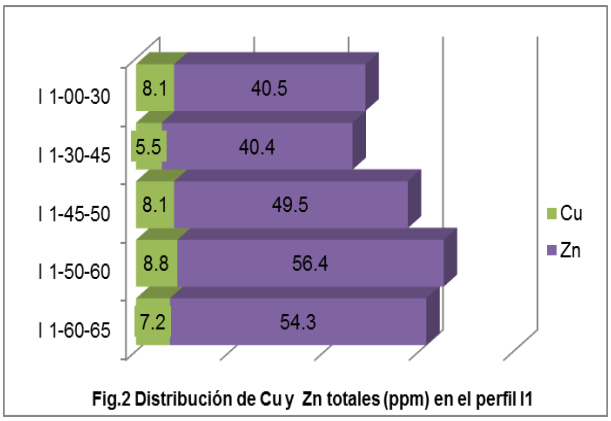



Fig.2 Distribución de Cu y Zn totales (ppm) en el perfil I1

La distribución de los metales en el perfil I9, un sitio con aplicación de biosólidos, se muestra en las figuras 3 y 4 como ejemplo de lo que ocurre en los otros sitios bajo esta misma consideración. En general, se observa una distribución en donde existe un mayor incremento en la concentración de los metales en las capas superiores del perfil, lo que sería consecuencia de la aplicación reciente de los biosólidos.

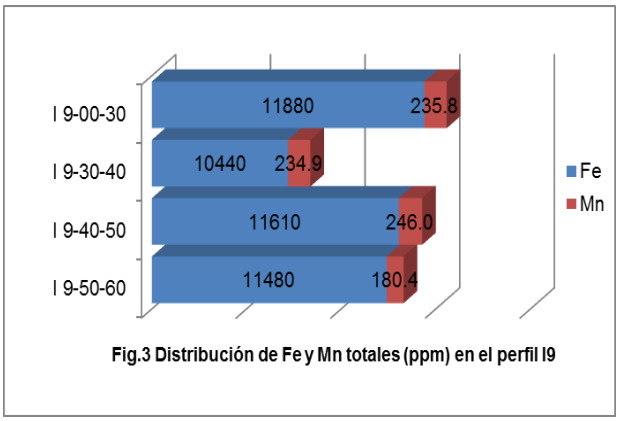



Fig.3 Distribución de Fe y Mn totales (ppm) en el perfil I9

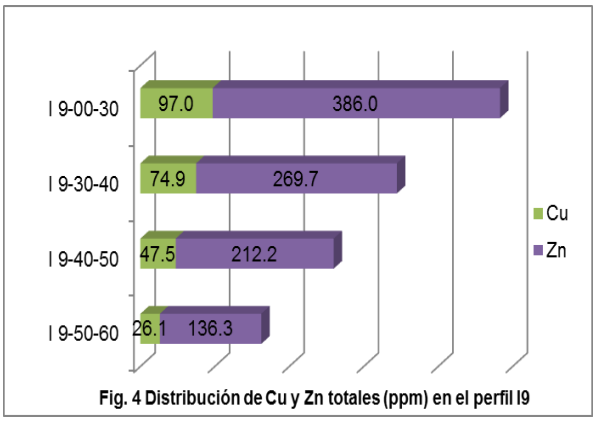



Fig. 4 Distribución de Cu y Zn totales (ppm) en el perfil I9

En la tabla 2, se ilustran los resultados de los valores de los micronutrientes extraídos con DTPA para cada uno de los sitios estudiados. Los valores de los micronutrientes están en el rango de adecuados, según la norma oficial mexicana y semejantes a los reportados por González et al., (2011). Sin embargo, existen algunos sitios, todos con aplicación de biosólidos, donde los valores son bastante elevados, por lo que es necesario realizar un monitoreo de los sitios y de las cantidades y periodicidad en la que se aplican los biosólidos.

## Conclusiones

Los resultados muestran que ninguno de los metales analizados rebasa los límites permisibles por las normativas mexicanas y tampoco se observa una tendencia, hasta el momento, hacia la acumulación de los metales en los suelos. Sin embargo, existen sitios donde es necesario monitorear la periodicidad y la cantidad de biosólidos que se añaden a los suelos.

**Tabla 2**. Valores promedio (ppm) de los metales disponibles (DTPA) en cada uno de los perfiles de suelo realizados

| Sitios | Fe | Cu | Mn | Zn |
|---|---|---|---|---|
| **I1*** | 24.7 | 1.3 | 19.0 | 1.4 |
| **I2** | 10.1 | 2.6 | 33.1 | 3.3 |
| **I3** | 73.6 | 1.7 | 88.6 | 4.9 |
| **I5** | 145.3 | 0.6 | 21.6 | 6.3 |
| **I6** | 95.8 | 2.7 | 16.3 | 14.5 |
| **I7** | 59.3 | 5.5 | 81.3 | 16.4 |
| **I8** | 19.1 | 3 | 86 | 6.6 |
| **I9** | 30.2 | 6.4 | 14.4 | 21.2 |
| **I10*** | 5.5 | 0.7 | 5.8 | 0.4 |

Los sitios marcados con * indican sitios en donde no se han aplicado biosólidos

Finalmente, el uso de los biosólidos ayuda tanto en la incorporación de materia orgánica a los suelos como al aporte de macronutrientes y, actualmente, no parece representar peligro en cuanto a la carga de micronutrientes añadida, pero también es necesario vigilar el aporte de N y P que se realiza a los suelos por los posibles problemas ambientales que una sobrecarga de estos macronutrientes pudiera provocar

## Bibliografía

Alloway, B.J. (1990) Heavy Metals in Soils. p.*323.* Blackie & Son, Ltd.

Ayuntamiento de Puebla, (2007) Programa Municipal de Desarrollo Urbano Sustentable de Puebla. Tomos 1, 2, 3.

Bai, S., Srikantaswami, S., Krishnanandan, V, y Naik, O.P. (2012) Speciation of heavy metals in biosolids of wastewater treatment plants at Mysore, Karnataka, India. *Environmental Monitoring and Assessment* ***184***, 239-249.

Basta, N.T., Ryan, J.A. y Chaney, R.L. (2005) Trace element chemistry in residual-treated soil: key concepts and metal bioavailability. *Journal of Environmental Quality* ***34***, 49-63.

González F. E., Tornero C. M., Sandoval C. E., Pérez M. A., Gordillo M. A. (2011) Biodisponibilidad y fraccionamiento de metales pesados en suelos agrícolas enmendados con biosólidos de origen municipal. *Rev. Int. Contam. Ambie*. **27**(4) 291-301, 2011.

Hue, N.V. (1995) Sewage Sludge. En *Soil Amendments and Environmental Quality*, Rechcigl, J.E. (ed). CRC Press.

Huerta C., M. (2010) Aplicación de biosólido como mejorador de suelo y fuente de nutrientes para el maíz. En: *El origen del agua en Puebla*, Gil Mejía, R. (ed.) SOAPAP, Gob. del estado de Puebla.

Iwegbue, C.M.A., Emuh, F.N., Isirimah, N.O. y Egun, A.C. (2007) Fractionation, characterization and speciation of heavy metals in composts and compost-amended soils. *African Journal of Biotechnology* ***6,*** 67-78.

McGrath, S.P. y Cunliffe, C.H. (1985) A simplified method for the extraction of the metals Fe, Zn, Cu, Ni, Cd, Pb, Cr, Co and Mn from soils and sewage sludges. *J.Sci. Food Agric.* ***36***, 794-798.

Norma Oficial Mexicana (1993) NOM-052-SEMARNAT-1993. Características de Residuos Peligrosos. Diario Oficial de la Federación 22 octubre 1993.

Norma Oficial Mexicana (2002) NOM-021-RECNAT-2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudio, muestreo y análisis. Diario Oficial de la Federación 28 de octubre de 2002

Norma Oficial Mexicana (2003) NOM-004-SEMARNAT-2002, Protección Ambiental. Lodos y Biosólidos. Diario Oficial de la Federación 15 Agosto 2003.

O'Connor, G.A., Elliot, H.A., Basta, N.T., Bastian, R.K., Pierzynski, G.M., Sims, R.C., Smith Jr., J.E. (2005) Sustainable Land Application: An Overview. *Journal of Environmental Quality* ***34,*** 7-17.

Shammas, N.K., Wang, L.K., (2007) Land Application of Biosolids. En *Handbook of Environmental Enginneering*, **6**: Biosolids Treatment Processes, Wang, L.K., Shammas, N.K., y Hung, Y. (eds). The Humana Press Inc., NJ.

Stehouwer R.C., Wolf, A.M., y Dotty, W. (2000) Chemical Monitoring of Sewage Sludge in Pennsylvania: Variability and Application Uncertainty. *Journal of Environmental Quality 29,* 1686-1695.

# FORMAS DE HIERRO Y ALUMINIO EN SUELOS CON DIFERENTES USOS EN LA ZONA NORTE DEL DEPARTAMENTO DEL MAGDALENA, COLOMBIA

**Vásquez-Polo, J.[1*]; Macías-Vázquez, F.[2]; Menjivar-Flores, J.[3]**

**[1] Universidad del Magdalena, Programa de Ingeniería Agronómica. Santa Marta, Magdalena. Colombia.**
**[2] Universidad Santiago de Compostela, Departamento de Edafología y Química Agrícola. Santiago de Compostela, La Coruña. España.**
**[3] Universidad Nacional de Colombia sede Palmira, Facultad de Ciencias Agropecuarias. Palmira, Valle del Cauca. Colombia.**

*Autor responsable: jose.quevas@yahoo.es; Carrera 32 Núm. 22-08, Universidad del Magdalena, Santa Marta, Magdalena. Colombia. CP 470004; Tel. +57-5-4301292 Ext 1149

## Resumen

En el estudio se evaluaron las diferentes formas de hierro (Fe) y aluminio (Al) presentes en suelos cultivados y en áreas de bosque de la zona norte del departamento del Magdalena (Colombia). Se seleccionaron seis zonas de muestreo localizados entre 0 y 1000 m.s.n.m. Se utilizaron tres técnicas selectivas de extracción de Fe y Al con los agentes extractantes: pirofosfato de sodio, oxalato ácido de amonio, y ditionito citrato bicarbonato. Los contenidos totales de Fe y Al fueron determinados mediante un ataque ácido y cuantificación por absorción atómica. El análisis de varianza multivariado mostró diferencias estadísticas ($p \leq 0.05$) entre zonas y usos del suelo para todas las formas de Fe y Al extraídas, las cuales fueron mayores en suelos de bosques, en comparación con suelos de cultivo. Una alta proporción de Fe forma parte estructural de silicatos, en menor proporción de oxihidroxidos cristalinos y en una proporción muy baja se encuentra ligado a compuestos orgánicos; esto refleja una pobre evolución del humus en las zonas estudiadas. El Al extraído con oxalato amónico fue bajo (< 3% del Al total), lo que sugiere que un alto contenido de Al forma parte de estructuras cristalinas.

## Palabras clave

Óxidos de hierro y aluminio, extracción química selectiva.

## Introducción

En Colombia, la ampliación de la frontera agrícola y pecuaria ha convertido extensas áreas de bosques en cultivos y pasturas, lo que ha acelerado la degradación de los suelos, especialmente en los ecosistemas de bosques secos tropicales que con frecuencia son objeto de colonización mediante tala y quema de la vegetación nativa (Ceballos, 1995). En el departamento del Magdalena (Colombia) 46.74% del área es de vocación agrícola; 16.65% corresponde a zonas de manejo especial, en las que se incluyen reservas forestales, resguardos indígenas y parques naturales; 12.88% es de vocación agroforestal; 7.84% está dedicada a la ganadería; 5.30% es forestal; y sólo 3.03% corresponde a áreas de conservación y zonas urbanas (IGAC, 2009).

Los óxidos de hierro se emplean como indicadores de la pedogénesis y son minerales que se presentan en cristales muy pequeños que afectan las propiedades de suelos altamente

meteorizados (Acevedo *et al.*, 2004); Los óxidos, hidróxidos y oxihidróxidos de Al adsorben grandes cantidades de metales en trazas y tienen además una importante influencia en la sorción y disponibilidad de fosfatos (Zhang *et al.*, 1997). Procesos como la formación de agregados, la cementación, la formación de nódulos, entre otros, están directamente relacionados con la presencia de óxidos de hierro (Duiker *et al.,* 2003). Wierzchos *et al.* (1992) encontraron que la remoción selectiva de óxidos de Fe y Al y de materia orgánica (M.O.) influyen en la microestructura del suelo, actuando como agentes floculantes.

Para Al y Fe en la actualidad se utilizan diferentes métodos de disolución selectiva (MDS), entre ellos extracciones con oxalato de amonio ácido, pirofosfato de Na o ditionito-citrato; unque los MDS utilizados no siempre son específicos para un grupo determinado de compuestos de Al, Si o Fe, algunos de ellos son razonablemente específicos para la mayoría de los suelos (García-Rodeja *et al.*, 2007), no obstante, aún no está claro si el manejo de los suelos puede modificar el contenido de estos compuestos. Teniendo en cuenta estos interrogantes, la presente investigación tuvo como objetivo evaluar el efecto del uso del suelo sobre las formas extraíbles de Fe y Al determinados por diferentes métodos en la zona norte del departamento del Magdalena Colombia.

## Materiales y Métodos

La investigación se realizó en los municipios de Santa Marta, Ciénaga, Dibulla, Aracataca y en la zona bananera, considerados a partir de estudios previos del IGAC (2009) como la mayor zona con cultivos de importancia económica al noreste del departamento del Magdalena y localizados entre las coordenadas 11º 36' 58" - 8º 56' 25" N y 73º 32' 50" - 74º 56' 45" O. Ubicados entre los 0-1000 msnm correspondientes al clima cálido seco, con temperaturas medias entre los 24 y 28°C y precipitaciones entre 600-1200 mm. Mediante un muestreo aleatorio estratificado se seleccionaron seis zonas o estratos, diferenciados por el tipo de uso del suelo; en cada una de ellas fueron seleccionados dos sitios de muestreo, uno de cultivo y otro en área de bosque, excepto en la zona 4 donde se seleccionaron tres (dos de cultivo y uno de bosque) para recolectar cuatro muestras de suelo entre 0 y 20 cm de profundidad (ICA, 1992).

La densidad aparente (Da) fue determinada por el método del cilindro (IGAC, 2006) y la textura de los suelos por el método del hidrómetro de Bouyoucos, el pH en agua (1:2.5) (IGAC, 2006), el N y el C total (Nt y Ct) se determinaron mediante un analizador LECO (Modelo CHN-1000, LECO Corp., St Joseph, MI).

La extracción selectiva de Al y Fe se realizó por las metodologías siguientes: (1) Utilizando pirofosfato sódico 0.1 M (Smith, 1994); con este método se solubilizan los complejos orgánicos de Al ($Al_p$) y Fe ($Fe_p$). (2) Extracción con oxalato amónico 0.2M tamponado a pH 3 (Blakemore, 1983); para la extracción de formas de Al y Fe ligadas a óxidos amorfos, óxidos hidratados, aluminosilicatos no cristalinos y a la M.O. ($Al_o$ y $Fe_o$, respectivamente). (3) Extracción con ditionito-citrato sódico 0.5M en medio reductor (Smith, 1994); con esta metodología se solubilizan óxidos cristalinos de Fe, así como el Fe presente en compuestos inorgánicos no cristalinos y asociados con la M.O ($Fe_d$ y $Al_d$, respectivamente). El Fe y Al total ($Fe_t$ y $Al_t$) se extrajeron por digestión ácida de la muestra con ácido perclórico y ácido fluorhídrico, las concentraciones de Al y Fe fueron determinadas mediante espectrofotometría de absorción atómica (Perkin Elmer 2380, Norwalk, CT). Los datos fueron sometidos a correlación y análisis

de varianza multivariado (arreglo factorial) utilizando el programa SPSS V20, con el objeto de establecer posibles diferencias estadísticas entre usos del suelo, zonas de muestreo y su interacción, para las diferentes formas de Fe y Al determinadas

## Resultados y Discusión

Los análisis mostraron correlación significativa ($p \leq 0.01$) entre las diferentes formas de Fe y Al extraídas y las propiedades físico-químicas de los suelos, destacando las correlaciones negativas con el pH, lo que concuerda con los hallazgos de Bronick *et al.* (2005). El Nt mostró correlación positiva ($p \leq 0.01$) con todas las formas de Fe. El análisis de varianza multivariado mostró que existen diferencias significativas ($p \leq 0.01$) entre zonas, usos del suelo y su interacción para todas las formas de Fe y Al extraídas, lo que contrasta con los resultados de Ramírez *et al.* (2009) quienes no encontraron diferencias estadísticas para el contenido de $Fe_t$ por efecto del uso del suelo.

En términos generales y analizando los coeficientes de variación acorde a la clasificación citada por Vásquez *et al*. (2010), los contenidos de las diferentes formas de Fe y Al presentaron una heterogeneidad moderada a alta (Cuadro 1), siendo mayores para los suelos de bosques, en comparación con los suelos de cultivo, destacando los mayores valores de $Fe_t$ en la zona 1 (54.8 g $kg^{-1}$) y el menor valor en la zona 2 en el cultivo de palma africana (7.46 g $kg^{-1}$). En este sitio fue evidente un alto detrimento en los contenidos de Fe en relación con los suelos de bosques próximos.

Cuadro 1. Extracción selectiva de formas de Fe y Al (g $kg^{-1}$) en suelos de seis zonas del departamento del Magdalena, Colombia.

| Formas de Fe y Al | Zona | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | Media | CV[b] | DS[b] |
| **Cultivos** | | | | | | | | | |
| $Fe_t$ | 54.8 a[a] | 7.45 e | 38.55 bc | 39.87 bc | 20.99 d | 19.2 d | 30.15 | 51.4 | 16.22 |
| $Fe_d$ | 16.01 a | 1.54 f | 10.78 c | 8.87 d | 2.99 f | 1.38 f | 6.93 | 76.0 | 5.48 |
| $Fe_o$ | 3.19 ab | 0.94 f | 2.35 cde | 2.92 abc | 1.69 e | 0.3 f | 1.90 | 54.4 | 1.11 |
| $Fe_p$ | 0.024 b | 0.006 c | 0.005 c | 0.01 c | 0.004 c | 0.002 c | 0.01 | 95.5 | 0.01 |
| $Al_t$ | 32.73 abc | 7.46 f | 36.83 ab | 32.17 abc | 21.62 de | 18.47 e | 24.88 | 40.4 | 10.48 |
| $Al_d$ | 1.29 a | 0.14 g | 0.67 c | 0.52 d | 0.27 ef | 0.17 g | 0.51 | 77.6 | 0.40 |
| $Al_o$ | 1.35 b | 0.18 f | 0.68 de | 0.69 de | 0.45 ef | 0.55 de | 0.65 | 55.2 | 0.36 |
| $Al_p$ | 0.012 b | 0.005 b | 0.005 b | 0.005 b | 0.004 b | 0.003 b | 0.01 | 52.7 | 0.00 |
| **Bosque** | | | | | | | | | |
| $Fe_t$ | 45.5 b | 36.15 c | 33.8 c | 37.3 c | 23.67 d | 21.48 d | 32.98 | 27.3 | 9.00 |
| $Fe_d$ | 13.52 b | 18.03 a | 9.07 cd | 8.91 cd | 6.12 e | 1.69 f | 9.56 | 59.5 | 5.69 |
| $Fe_o$ | 3.32 a | 2.5 bcd | 2.1 de | 2.7 abcd | 2.49 cd | 0.5 f | 2.27 | 42.2 | 0.96 |
| $Fe_p$ | 0.024 b | 0.064 a | 0.006 c | 0.005 c | 0.007 c | 0.002 c | 0.02 | 132.5 | 0.02 |
| $Al_t$ | 30.2 bcd | 40.41 a | 34.1 ab | 31.68 abc | 23.19 cde | 20.48 e | 30.01 | 24.3 | 7.28 |
| $Al_d$ | 1.35 a | 0.87 b | 0.54 d | 0.51 d | 0.37 e | 0.18 fg | 0.64 | 65.8 | 0.42 |
| $Al_o$ | 1.79 a | 1.03 c | 0.56 de | 0.64 de | 0.75 d | 0.73 de | 0.92 | 49.9 | 0.46 |
| $Al_p$ | 0.012 b | 0.124 a | 0.008 b | 0.005 b | 0.006 b | 0.003 b | 0.03 | 182.1 | 0.05 |

a. Valores en una misma hilera y tipo de uso seguidos de letras diferentes difieren en forma significativa ($p \leq 0.05$), según la prueba de Tukey.
b. CV= coeficiente de variación. DS= desviación estándar.

El contenido de Fe libre extraído con ditionito representó, respectivamente, 22.8% y 29% del Fe total para suelos de cultivos y bosques. El Fe silicatado ($Fe_t$ - $Fe_d$) presentó comportamientos similares en los diferentes usos del suelo, no obstante en las zonas 1 (Café), 3 (suelo arado) y 5 (frutales) los valores superaron a los encontrados en suelos de bosques;

esto se debe, posiblemente, a que en la medida que aumenta la intensidad de uso del suelo, incrementa el contenido de Fe-silicatado (Acevedo *et al.*, 2008; Ramírez *et al.* 2009).

La relación $Fe_o$:$Fe_d$ varió entre 0.2 y 0.62 g $kg^{-1}$ en suelos de cultivo y entre 0.14 y 0.41 g $kg^{-1}$ en suelos de bosque con valores de medios a bajos en la concentración de Fe amorfos, resultados que concuerdan con los obtenidos por Acevedo *et al.* (2004). Los menores valores de la relación $Fe_p$:$Fe_d$ (0.0037) y los valores bajos, entre 0.002 y 0.026, en la relación $Fe_p$/$Fe_o$ indican una muy limitada asociación de Fe con los compuestos orgánicos. Es posible que la escasa afinidad de este elemento con el tipo de M.O. se deba a la presencia de humus joven con baja capacidad para la formación de complejos o al poco aporte del elemento por el material parental que dio origen a estos suelos.

El porcentaje de Fe total varió entre 0.8 y 5.5%, con una mayor ocurrencia entre 2 y 3%; lo que significa que las rocas son relativamente pobres en Fe, tal como corresponde a rocas intermedias o ácidas. De este contenido de Fe la mayor parte se encuentra en las redes silicatadas, sin ser liberado por alteración. Estos bajos porcentajes de Fe libre se asocian siempre con suelos de alteración y evolución incipiente, lo que está de acuerdo con su clasificación como Entisoles o Inceptisoles. No se observaron procesos avanzados de edafogénesis propios de los sistemas tropicales con alteración y evolución intensa. El Fe extraíble con oxalato, que representa las formas de baja cristalinidad, presentó en la mayor parte de las muestras menos del 10% del Fe total, lo que indica que el Fe liberado de los silicatos es rápidamente cristalizado y se mantiene un pequeño porcentaje en forma de bajo grado de orden. Esto está relacionado con la existencia de períodos secos que favorecen la cristalización, respondiendo así al régimen ústico existente y dominante en toda la región.

En relación con la extracción selectiva de Al, se presentaron valores mayores de $Al_o$ en relación con los extraídos con ditionito-citrato, debido posiblemente a que éste es menos eficiente para la extracción de Al y sólo sirve cuando existe mucho aluminio ligado a los óxidos de Fe cristalinos (García-Rodeja *et al*., 2007). El Al amorfo representó sólo 2.5% del Al total en suelos de cultivos y 3% en suelos de bosques, lo que sugiere un alto porcentaje del Al formando parte de estructuras cristalinas (Zysset *et al.*, 1999). El contenido de Al total fue bajo y varió entre 0.7 y 4.4%. Las formas de mayor reactividad, que son extraídas con oxalato, representaron entre 1.6 y 5.9% del Al total, siendo los valores más elevados los correspondientes a los suelos de cultivo de café y bosque de las zonas de mayor precipitación con suelos clasificados como Typic Eutrudept. Los resultados ponen de manifiesto que el Al se encuentra fundamentalmente en los minerales primarios y que sólo existe liberación de este elemento. Una situación similar ocurre si se analiza el Al extraíble con pirofosfato donde el valor máximo absoluto fue de 0.12% y la mayor parte de los resultados estuvieron alrededor de 0.01%. Por tanto, puede afirmarse que los suelos en el estudio son muy incipientes y que ni el Fe ni el Al representan papel relevante en la floculación y meta-estabilización de la M.O., lo que debe ser atribuido exclusivamente a los elementos alcalinotérreos.

## Conclusiones

El uso y manejo de los suelos cultivados afectó negativamente los contenidos de las diferentes formas de Fe. Los suelos estudiados presentan una limitada afinidad del Fe con la M.O., además del poco Fe lábil por el predominio de humus joven con una baja capacidad para la formación de complejos. El Al corresponde a la estructura de los silicatos, sin mucha influencia en las condiciones de los suelos estudiados, bien sean de bosque o de cultivo.

## Agradecimientos

A la Universidad del Magdalena por los recursos aportados a través de su Fondo para la Investigación Fonciencias. Al Departamento de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de Santiago de Compostela (España) por su apoyo técnico y humano.

## Bibliografía

Acevedo, S. E. Ortiz, M. Cruz, M y E. Cruz. 2004. Papel de los oxidos de hierro en suelos. Terra Latinoam 22:485 - 497.

Acevedo, O., F. Prieto, y A. Gordillo-Martínez. 2008. Identificar las fracciones de aluminio en un Andosol del Estado de Hidalgo, México. Rev. Soc. Geol. España 21(3 - 4):125 - 132.

Blakemore, L. C. P. L. Searle y B. K. Daly. 1983.Soil bureau laboratory methods: A methods for chemical analysis of soils. New Zealand Soil Bureau Scientific Report 10a. p. 44 - 45

Bronick, C. J. y R. Lal. 2005. Soil structure and management: a review. Geoderma 124 (1 - 2):3 - 22

Ceballos, G. 1995. Vertebrate diversity, ecology, and conservation in neotropical dry forest. En Tropical deciduous Forest Ecosystem. S. Bullok, E. Medina & H. A. Mooney (eds). Cambridge Univ. Press, Cambridge. pp. 195-222

Duiker, S. F. Rhoton, J. Torrent, E. Neil y N. Smeck. 2003. Iron (hydr)oxidecrystallinity effects on soil aggregation. Soil Sci. Soc. Amer. J. 67:606 - 611.

García-Rodeja, E., J.C. Nóvoa y X. Pontevedra. 2007. Aluminium and iron fractionation of european volcanic soils. Soils of Volcanic Regions in Europe. 2007. Springer. P. 325 - 351

IGAC (Instituto Geográfico Agustín Codazzi). 2009. Estudio General de Suelos y Zonificación de Tierras. Departamento del Magdalena, escala 1:100000.

IGAC (Instituto Geográfico Agustín Codazzi). 2006. Métodos analíticos del laboratorio de suelos.

ICA (Instituto Colombiano Agropecuario). 1992. Fertilización en diversos cultivos. Quinta Aproximación. Manual de Asistencia Técnica. 64 p.

Ramírez, R., C. M.Cardona, y E. I. Leiva. 2009. El hierro y la estructura de un Andisol bajo labranza y barbechos. Suelos Ecuatoriales 39(2):157 - 162.

Smith, B. F. 1994. Characterization of poorly ordered minerals by selective chemical methods. Clay mineralogy spectroscopic and chemical determinative methods. p: 333 - 357.

Vásquez, J. R., F. Macías y J.C. Menjivar. 2010. Variabilidad espacial de propiedades físicas y químicas en suelos de la granja experimental de la Universidad del Magdalena (Santa Marta, Colombia). Acta Agronómica 59(4):449 - 456.

Wierzchos , J., C. Ascaso y M. García. 1992. Changes in microstructure of soils following extraction bonded metals and organic matter. Eur. J. Soil Sci. 43(3):505 - 515.

Zhang, M., A.K. Alva, Y.C. Li y D.V. Calvert. 1997. Fractionation of iron, manganese, Al an P in selected sandy soils under citrus production. Soil Sci. Soc. Amer. J. 61(3):794 - 801.

Zysset, M., P. Blaser, J. Luster Y A. U. Gehrin. 1999. Aluminium control in different horizons of a podzol. Soil Sci. Soc. Am. J. 63(5):1106 - 1115.

# ESTUDIO PRELIMINAR DE LA ACTIVIDAD ENZIMÁTICA DEL SUELO A LA PRESENCIA DE CONTAMINANTES EMERGENTES

**Almaguer-Alonso C.I.; Vidales-Contreras, J.A.; Luna-Maldonado, A.; Rodríguez-Fuentes, H.**

**[1]Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Agronomía, Escobedo, Nuevo León, México.**

*Autor de contacto: carina.almagueral@uanl.edu.mx; Calle Articulo 123 Núm. 1460, Col. CROC, Monterrey, Nuevo León. México. CP 64200; Tel. +52 818 2014158

## Resumen

Los productos farmacéuticos son considerados contaminantes emergentes ampliamente distribuidos en ecosistemas acuáticos y edáficos. En el presente artículo se muestran los resultados del análisis de la actividad enzimática de la Fosfatasa Alcalina y la β-glucosidasa realizado en 4 zonas y 2 profundidades en el Campus Marín de la Facultad de Agronomía, Universidad Autónoma de Nuevo León.

## Palabras clave
Fosfatasa, β-glucosidasa, agua residual.

## Introducción

El crecimiento poblacional y el calentamiento global demandaran que una mayor proporción de las aguas residuales sea destinada a la agricultura para asignar agua de mejor calidad al abastecimiento de la población. También es predecible que los aportes a los suelos agrícolas de biosólidos se incrementen en la medida en que la infraestructura de tratamiento de aguas residuales aumente su capacidad (CONAGUA, 2014). Lo anterior, hace suponer que los aportes de productos farmacéuticos, de muy diversas estructuras químicas, incorporados a los suelos agrícolas se incrementaran en los próximos años poniendo en riesgo la sustentabilidad de los recursos edáficos. Ante este escenario es relevante el estudio de la respuesta enzimática del suelo a las aplicaciones de compuestos farmacéuticos, en forma individual y múltiple. La actividad enzimática es un sensor bioquímico que puede evaluar, por ejemplo, la actividad de la β-glucosidasa actúa en la descomposición de la celulosa y otros polímeros derivados de los tejidos vegetales y también, la fosfatasa que hidroliza el fosforo orgánico liberando fosfatos al romper los enlaces de su estructura. Esta técnica ha sido aplicada a la evaluación del impacto de las actividades agrícolas sobre la funcionalidad del suelo ((Omidi y colaboradores, 2008; Piotrowska y Wilczewski, 2012)), generalmente impactados por compuestos químicos de acción individual y rutas bioquímicas bien establecidas por las poblaciones microbiales nativas.

## Materiales y Métodos

*Origen del suelo*

El suelo fue muestreado del campo experimental de la Facultad de Agronomía UANL ubicado en Marín, N.L., aproximadamente a 45 km al Noreste de la ciudad de Monterrey, N.L., entre los 25º 52´ 57.7´´ de latitud norte y los 100º 02´ 48´´ de longitud oeste. Donde la precipitación anual fluctúa entre 250 y 500 mm, siendo Agosto y Septiembre los meses con mayor precipitación; las máximas temperaturas ocurren en Julio y Agosto alcanzando hasta los 40 ºC, la temperatura promedio anual es de 22 ºC. Los sitios donde se colectaron las muestras de suelo fueron: campo agrícola donde anualmente se establecen cultivos de sorgo y maíz; el suelo es de textura arcillosa, en este sitio se ha utilizado el agua residual procedente de la cabecera municipal de Marín, N.L., para su irrigación desde hace más de 20 años, el efluente se trata previamente por un sistema de tres lagunas de oxidación.

*Caracterización del suelo*

En cada uno de los sitios de estudios se delimitara una parcela de 4 x 4 m y el suelo se caracterizara por su textura, densidad aparente, densidad de partícula, materia orgánica, área superficial, capacidad de intercambio catiónico, pH, conductividad eléctrica, aniones, cationes, metales pesados y densidad de microorganismos por medios de cultivo de acuerdo a los métodos estándar recomendados por la Asociación Americana de la Ciencia del Suelo (SSSA, 2002)

*Productos Farmacéuticos*

Los compuestos químicos que serán incluidos en el presente estudio serán seleccionados por su estructura química; su detección en aguas residuales, de acuerdo a la literatura revisada; y a sus propiedades fisicoquímicas.

*Procesamiento de Muestras del Suelo*

Diez núcleos de suelo por parcela experimental fueron colectados de 0 a 10 cm de profundidad. Los núcleos se colocaron en bolsas de plástico y se transportaon al laboratorio en hielera para mantenerlos a baja temperatura durante su transporte. Para cada sitio las muestras se mezclaron para obtener una muestra compuesta, una porción la se conservara a 4 ºC, por un periodo no mayor a 3 días, hasta su análisis. La otra parte se utilizó para determinar pH y densidad de microorganismos. Para el análisis de la actividad enzimática se tomaran 20 g de muestra que se colocaran en tubos de centrifugación de 50 mL con tapa. Los tubos se incubaon a 28ºC por un periodo suficiente para alcanzar un contenido de humedad de 20% al agregar 3 mL de una solución con farmacéuticos para alcanzar concentra- ciones similares a las reportadas por McClellen y Halden (2010) para biosólidos. En primera instancia, los microcosmos se incubaron a 25 ºC por 20 días para analizar a 0, 7, 14 y 20 días la actividad enzimática. Los experimentos serán realizados agrupando los compuestos farmacéuticos en dos grupos por sus estructuras químicas y propiedades fisicoquímicas; y dos aplicaciones, individual y múltiple. En una primera etapa se analizaron los efectos individuales para pasar posteriormente a los grupos de compuestos. Los resultados serán asociados a las características edáficas de los sitios de muestreo. Por lo tanto, el lote de microcosmos será de

48 por sitio de muestreo [2 grupos de compuestos farmaceuticos x 2 dosificaciones x 4 fechas de muestreo x 3 repeticiones].

*Medición de la Actividad Enzimática*

La actividad de la deshidrogenasa, fosfatasa alcalina, β-glucosidasa y ureasa ante la presencia de farmacéuticos se realizó en base a los métodos propuestos por Tabatabai (1982). La determinación de deshidrogenasa se realizara incubando por 20 h a 25 ºC 1 g de suelo en tubos de centrifugación con 0.2 mL al 0.4 % de cloruro de 2-p iodofenil-3-p-nitrofenil-5-tetrazolio. El iodonitrotetrazolio formazan formado se extrajo con una solución de acetona y tetracloroetano (1.5:1) midiendo su concentración espectrofotométricamente a 490 nm. Para la determinación de la fosfatasa alcalina, 1 g de suelo se colocó en un matraz con 2 mL de tolueno, 4 ml de solución amortiguadora universal (pH 11) y 25 mM de p-nitrofenil fosfato. El ensayo de la β-glucosidasa se realizó también con 1 g de suelo mezclándolo con 0.25 mL de tolueno, 4 mL de solución amortiguadora universal a pH 6 y 1 mL de 25 mM de p-nitrofenil-β-D-glucopyranosida. Las reacciones para fosfatasa y β-glucosidasa serán detenidas añadiendo 1 mL de 0.5 CaCl2. El p-nitrofenil fue extraído con 4 mL de 0.5 NaOH, para la fosfatasa, 0.4 mL de 0.1 M tris hidroximetil aminometano (pH 12). La suspensión se agitó y filtró para medir la absorbancia a 318 nm. Las concentraciones fueron determinadas mediante la curva de calibración para cada producto extraído.

*Preparación de la curva estándar de ρ-nitrofenol*

Para la lectura de la actividad enzimática mediante espectrofotometría se utilizó un espectrofotómetro de rayos UV modelo Evolution, Series 2000 UV; marca Thermo Scientific. La curva estándar para ρ-nitrofenol fue preparada de acuerdo a lo establecido por Eivazi y Tabatabai (1977). Un gramo de ρ-nitrofenol grado analítico (Sigma-Aldrich) se diluyó en 70 ml de agua destilada para aforarlo a 1 L, también con agua destilada, para la lectura se tomó un ml del stock de ρ-nitrofenol y se aforó a 100 mL, de esta segunda solución fueron tomadas alícuotas de 2 mL las cuales fueron aforados en matraces de aforación de 10 mL color ámbar de manera que se obtuvo una curva para 0, 10, 20, 30, 40, 50 µg de ρ-nitrofenol por mL. Estas concentraciones fueron analizadas mediante espectrofotometría a 318 nm, obteniendo un coeficiente de determinación (r2) de 0.9990.

## Resultados y Discusión

Durante el presente estudio se realizó la determinación de la actividad de β-glucosidasa y la fosfatasa alcalina de 7 muestras de suelo, las cuales fueron colectadas de parcelas agrícolas con cultivos de sorgo, maíz y hortalizas, siendo los dos primeros irrigados con agua residual y el ultimo irrigado con agua subterránea. Los resultados de la actividad enzimática se obtuvieron mediante la lectura de ρ-nitrofenol, se muestran en la Figura 1.

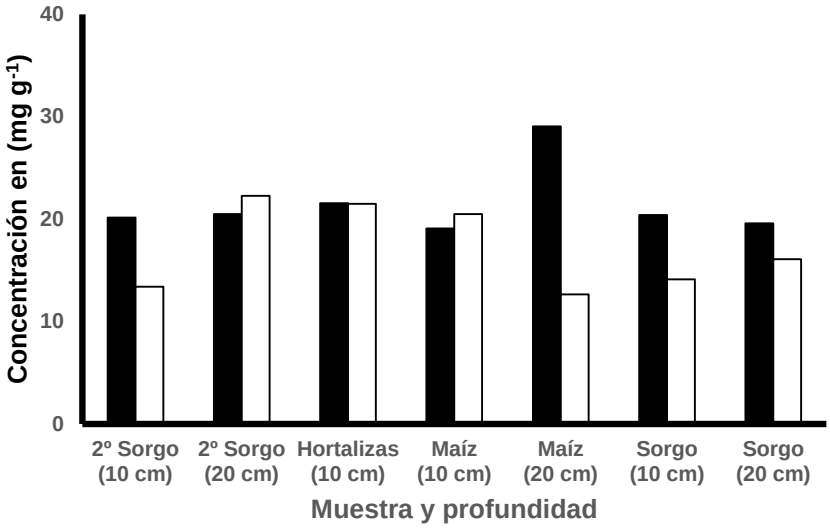



Figura 1. Concentraciones observadas de p-nitrofenol como un indicador de la actividad enzimática de fosfatasa alcalina ■, β-glucosidasa □ para cuatro sitios de muestreo

Los valores observados son mayores a los reportados en la literatura (Alrumman, Standing y Paton, 2015; Qin y colaboradores, 2010) lo que podría deberse a las distintas condiciones edáficas y climáticas (Adrover y colaboradores, 2012).
Los resultados de pH para las muestras analizadas corresponden a suelos moderadamente alcalinos de acuerdo con la NOM-021-SEMARNAT-2000 (Diario Oficial de la Federación, 2000).

## Conclusiones

En el caso del suelo de Hortalizas, durante el presente ciclo se encontraba sin cultivar, el resto de las muestras se encontraban bajo condición de cultivo. Por lo cual, la respuesta enzimática pudiese presentar variaciones con respecto al tipo de suelo, la profundidad de la muestra, así como del tipo de cultivo que se encuentra establecido. Se requieren mayores repeticiones para el correcto análisis de la actividad enzimática. A su vez, se requieren más parámetros de evaluación los cuales serán tratados en futuros trabajos.
Durante el presente se ha estandarizado el método a utilizar para la actividad de Fosfatasa Alcalina y β-glucosidasa.

## Bibliografía

Adrover, M., Farrús, E., Moyà, G., & Vadell, J. (2012). Chemical properties and biological activity in soils of Mallorca following twenty years of treated wastewater irrigation. Journal of Environmental Management, 95, S188–S192. http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.08.017

Alrumman, S. a, Standing, D. B., & Paton, G. I. (2015). Effects of hydrocarbon contamination on soil microbial community and enzyme activity. Journal of King Saud University - Science, 27(1), 31–41. http://doi.org/10.1016/j.jksus.2014.10.001

CONAGUA. (2014). Estadísticas del agua en México. Retrieved April 16, 2015, from http://www.conagua.gob.mx/

Diario Oficial de la Federación, D. (2000). NOM-021-RECNAT-2000. Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Diario Oficial de La Federación. Retrieved from http://www.ordenjuridico.gob.mx/Documentos/Federal/wo69255.pdf

Eivazi, F., & Tabatabai, M. A. (1977). Phosphatases in soils. Soil Biology and Biochemistry, 9(3), 167–172. http://doi.org/10.1016/0038-0717(77)90070-0

McClellan, K., & Halden, R. U. (2010). Pharmaceuticals and personal care products in archived U.S. biosolids from the 2001 EPA national sewage sludge survey. Water Research, 44(2), 658–668. http://doi.org/10.1016/j.watres.2009.12.032

Omidi, H., Tahmasebi, Z., Torabi, H., & Miransari, M. (2008). Soil enzymatic activities and available P and Zn as affected by tillage practices, canola (Brassica napus L.) cultivars and planting dates. European Journal of Soil Biology, 44(4), 443–450. http://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2008.05.002

Piotrowska, A., & Wilczewski, E. (2012). Effects of catch crops cultivated for green manure and mineral nitrogen fertilization on soil enzyme activities and chemical properties. Geoderma, 189-190, 72–80. http://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.04.018

Qin, S., Hu, C., He, X., Dong, W., Cui, J., & Wang, Y. (2010). Soil organic carbon, nutrients and relevant enzyme activities in particle-size fractions under conservational versus traditional agricultural management. Applied Soil Ecology, 45(3), 152–159. http://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.03.007

SSSA. (2002). Methods of Soil Science Society of America Book Series. (W. A. Dick, Ed.) (2nd ed.). Madison.

Tabatabai, M. . G. (1982). Soil Enzymes•. In Methods of Soil Analysis, Part 2. Microbiological and Biochemical Properties (2nd ed., Vol. 9, pp. 903–947). Ames, Iowa.

# EFECTO DE LA INOCULACIÓN DE MICROORGANISMOS RIZOSFÉRICOS EN LA FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON PLOMO

**Cervantes-Juan, M. M.; Barcos-Arias, M. S.; Saldaña-Martínez, F.; Barajas-Medina, F.; Maldonado-Vega, M.; Peña-Cabriales, J.J.***

**Centro de Investigación y de Estudios Avanzados-IPN (CINVESTAV-IPN), Unidad Irapuato. Irapuato, Guanajuato, México.**

*Autor responsable: jpena@ira.cinvestav.mx; km 9.6 Libramiento Norte, Carretera Irapuato-León, Irapuato, Gto. México. CP 36821; Tel. +52(462)-623-9600

## Resumen

La contaminación por plomo (Pb) es consecuencia de la producción primaria de este metal, que involucra actividades como la minería. Sin embargo, la producción secundaria, también, tiene efectos negativos *i.e.* plantas recicladoras de baterías ácidas. El objetivo del presente trabajo fue evaluar la asociación de girasol (*Helianthus annuus* L.) con hongos micorrícicos arbusculares (HMA) consorcio del género *Glomus* y microorganismos productores de sideróforos (*Streptomyces* sp.) y auxinas (*Bacillus* sp.) para fitorremediar un suelo contaminado con Pb (447 mg $kg^{-1}$) en condiciones de invernadero. Se evaluó el desarrollo morfológico de la planta de girasol y la cinética de remoción de Pb en parte aérea y radicular por Espectrofotometría de Absorción Atómica. Los resultados indican que la inoculación con HMA más *Bacillus* sp. y *Streptomyces* sp. incrementaron 25% la producción de biomasa de girasol y duplicaron la acumulación de Pb en la parte radicular (hasta 370 µg Pb/g peso seco) con respecto al tratamiento Control. Lo cual muestra que el establecimiento de asociaciones planta-microorganismo conlleva a una mayor remoción de metales pesados en suelos contaminados.

## Palabras clave
Plomo; asociación; hongos micorrícicos; metales.

## Introducción

Derivado de la alta actividad industrial y el manejo inadecuado de subproductos, Granadillo (1993) menciona que los altos niveles de metales tóxicos no biodegradables, encontrados en sectores urbanos, son el resultado de una actividad antropogénica indiscriminada. Recientemente, se ha observado rápido aumento del nivel de plomo (Pb) en el ambiente a causa de la actividad de fundición, minería, pinturas, combustión de gasolina y reciclaje de baterías ácidas. De acuerdo con la Directiva Europea EEC (1991) y el proyecto de norma PROY-NOM-147 SEMARNAT/SSA1-2004, las baterías ácidas de Pb, para su deposición final, son consideradas residuos peligrosos de acuerdo al límite máximo permisible de Pb en suelo para uso industrial que es de 750 mg $kg^{-1}$ mientras que para uso agrícola/residencial es de 400 mg $kg^{-1}$, debido al alto tiempo de persistencia en el suelo con lo cual se altera el ecosistema (Huang, 1999). Asimismo, cuando la concentración de Pb supera los límites máximos permitidos genera efectos negativos en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Zhang *et al.,* 2000). En las plantas, algunas consecuencias de la exposición a niveles tóxicos

de Pb, incluyen reducción del crecimiento y desarrollo, disminución del área, clorosis y necrosis foliar, pérdida de turgencia, disminución de la germinación y muerte de la planta (Fojta *et al.,* 2006). En este contexto, el objetivo del presente trabajo fue evaluar la asociación del girasol (*Helianthus annuus* L.) con hongos micorrícicos arbusculares (HMA, consorcio del género *Glomus*) y microorganismos productores de sideróforos (*Streptomyces* sp.) y auxinas (*Bacillus* sp.) para fitorremediar un suelo contaminado con Pb (447 mg $kg^{-1}$) en condiciones de invernadero.

## Materiales y Métodos

*Suelo experimental*

El suelo experimental fue muestreado a una profundidad de 20-30 cm y una distancia de 50 m de una planta de reciclaje de baterías de Pb-ácido, ubicada en la zona industrial de León, Guanajuato (Barcos *et al.,* 2014). Las submuestras fueron secadas al aire y tamizadas con malla de 2 mm, para obtener una muestra compuesta de 1 kg para análisis físico-químico en el INIFAP-Celaya, Guanajuato de acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2000 (SEMARNAT, 2000). El análisis químico del suelo experimental mostró un contenido de 447 mg Pb $kg^{-1}$.

*Detección de grupos indol en Bacillus sp.*

El inóculo de *Bacillus* sp. fue crecido en medio líquido Czapek, incubado a 28°C y a 120 rpm durante 7 días, al cual se le cuantificó por colorimetría de grupos indol mediante reactivo de Salkowsky a los 3, 5 y 7 días de crecimiento (Tsavkelova *et al.,* 2007).
Producción de sideróforos por *Streptomyces* sp.

La cepa de *Streptomyces* sp. se sembró en medio CAS para observar la formación del halo naranja generado como prueba cualitativa de la producción de sideróforos (Alexander & Zuberer, 1991).

*Establecimiento del ensayo*

El suelo experimental se tamizó (malla No. 14) y se esterilizó a 120°C, 1.5 kg $cm^{-2}$, durante 45 minutos, 3 días consecutivos. Previo a la siembra, el suelo se regó para tenerlo a capacidad de campo, en el caso del Tratamiento 7 (T7) se saturó con EDTA 10 mM. Las semillas de girasol se desinfestaron de acuerdo a Pineda (2004) para lo cual se colocaron en alcohol etílico 70% durante un minuto, después en una solución de hipoclorito de sodio 10% durante 15 minutos y finalmente se enjuagaron con agua destilada.

Se establecieron siete tratamientos con cinco réplicas en el suelo contaminado con Pb bajo condiciones de invernadero en el siguiente orden: T1: Control (sin inocular); T2: A (*Bacillus* sp.); T3: S (*Streptomyces* sp.); T4: A+S (*Bacillus* sp. + *Streptomyces* sp.); T5: HMA (*Glomus* spp.); T6: MIX (A+S+HMA) y T7: EDTA (adición de EDTA-agente químico quelante).

Los tratamientos con HMA fueron inoculados con 10 g inóculo (30 esporas $g^{-1}$ de sustrato), además 10 mL del inóculo de *Bacillus* sp. en el T2, y 5 mL en el T4 y T6 ($11.3 \times 10^7$ células $mL^{-1}$). La inoculación con *Streptomyces* sp. fue realizada con 10 mL del inóculo en el T3, y 5 mL en el T4 y T6.

*Muestreo de girasol*

A los 30 días después de la germinación, las plantas fueron cosechadas, enseguida las raíces fueron lavadas tres veces con agua corriente y una con agua destilada. La parte aérea y la radicular se secaron en un horno a 70°C, durante 3 días. Después se cuantificó la masa seca de la parte aérea y radicular en balanza analítica (Explorer OHAUS). Posteriormente, las muestras se molieron para formar una muestra homogénea.

*Análisis estadístico*

Los resultados obtenidos se analizaron mediante un procedimiento estándar ANOVA y con la prueba de rango múltiple del método de Duncan por medio del sistema estadístico SPSS Statistics versión 17.0 a un nivel de significancia $p \leq 0.05$

## Resultados y Discusión

*Detección de grupos indol en Bacillus sp.*

La producción máxima de grupos indol en *Bacillus* sp. se cuantificó a los tres días de inoculación, alcanzando 33.78 µg Indol $mL^{-1}$.

*Producción de sideróforos por Streptomyces sp.*

Cualitativamente, la formación del halo naranja generado por *Streptomyces* sp. en el medio CAS indicó la producción de sideróforos por dicho microorganismo.

*Caracterización físico-química del suelo*

Los parámetros físico-químicos reportados por el Laboratorio de suelos del INIFAP-Celaya se muestran en el cuadro 1.

Cuadro1. Parámetros físico-químicos del suelo experimental.

| Parámetro | Método | Valor | Interpretación |
|---|---|---|---|
| pH | Mezcla de suelo: agua 1:2 (NOM-021-SEMARNAT-2000) | 7.20 | Neutro |
| Materia orgánica | Walkley y Black | 5.31% | Contenido alto |
| Textura | Bouyoucos | Arena: 52.92 %, Arcilla: 10.52% y Limo: 36.56% | Suelo Franco-Arenoso |
| Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) | NOM-021-SEMARNAT-2000 | 30.1 Cmol (+)/kg | Alta |
| Conductividad Eléctrica (CE) | NOM-021-SEMARNAT-2000 | 0.56 dS/m | Con efectos depreciables de la salinidad. |

La caracterización del suelo corresponde a un suelo arenoso de pH neutro y alto contenido en materia orgánica, una alta CIC, lo cual podría indicar presencia de iones positivos entre los que se encuentra el Pb.

En un estudio de disponibilidad de Pb en cinco suelos con diferentes características fisicoquímicas Tao Si *et al*. (2006) observaron que la disponibilidad del Pb incrementa en suelos ácidos, siendo menor en suelos alcalinos y manteniéndose en suelos neutros. De acuerdo a las características de pH neutro y contenido de materia orgánica alto de este suelo, éste presenta una alta capacidad amortiguadora en la disponibilidad de los metales pesados por las plantas (Kabata-Pendias, 2000; Pineda, 2004), es decir que la movilidad es menor. El alto contenido de arena en el suelo, indica que no tiene la capacidad de fijar los metales, así que éstos pueden pasar rápidamente al subsuelo y contaminar los mantos freáticos (Kabata-Pendias, 2000). Sin embargo, a mayor CIC mayor será la capacidad de fijar metales, por lo que esta condición es equilibrada por ambos factores. Con respecto a la CE, esta no afecta la movilidad de los metales ya que es depreciable (García & Dorronsoro, 2010).

*Producción de biomasa por girasol*

La biomasa de las plantas en los diferentes tratamientos (Cuadro 2) indica que el inóculo de HMA favorece con mayor peso en parte aérea y radicular, seguido por MIX y A. En contraste el tratamiento con EDTA presentó las características más desfavorables en cuanto a la biomasa generada. Sudová y Vosátka (2007) concluyeron que la inoculación de varios aislados de HMA, *G. intraradices*, resultó en una mayor tolerancia al metal tóxico y mejor producción de biomasa en plantas de maíz bajo estrés por Pb.

Cuadro 2. Biomasa de plantas de girasol crecidas en suelo contaminado con Pb (g).

| Tratamiento | Parte aérea | Raíz |
|---|---|---|
| A | $0.65^{a}$ | $0.28^{a}$ |
| S | $0.61^{a}$ | $0.13^{bc}$ |
| A+S | $0.67^{a}$ | $0.21^{ab}$ |
| HMA | $0.64^{a}$ | $0.21^{ab}$ |
| MIX | $0.67^{a}$ | $0.20^{ab}$ |
| EDTA | $0.23^{b}$ | $0.07^{c}$ |
| Control | $0.63^{a}$ | $0.15^{bc}$ |

Letras diferentes en las columnas indican diferencias estadísticas significativas a P≤0.05 en conjunto de datos; n=5, media ± error estándar.

*Determinación de la fitoextracción de Pb en parte aérea y radicular*

La cantidad de Pb capaz de extraer del suelo por las plantas de girasol se muestra en el cuadro 3. Los diferentes tratamientos indican la concentración de Pb en raíz y tejidos aéreos analizados por Espectrometría de Plasma.

Cuadro 3. Fitoextracción expresada en mg de Pb/kg peso seco.

| Tratamiento | A | S | A+S | HMA | MIX | EDTA | Control |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Pa | 49.00 | 58.00 | 29.00 | 52.00 | 55.50 | 571.00 | 71.50 |
| Raíz | 370.13 | 261.72 | 289.98 | 212.05 | 300.37 | 671.64 | 143.22 |
| Pc | 419.13 | 319.72 | 318.98 | 264.05 | 355.87 | 1242.64 | 214.72 |

Pa: Parte aérea, Pc: Planta completa.

Las plantas de girasol presentaron una mayor acumulación del Pb en su parte radicular, puede observarse que en los tratamientos con microorganismos el efecto es aditivo a mayor biomasa radicular de las plantas (Kumar *et al.,* 1995).

De acuerdo al cuadro 3 puede observarse que el efecto de los microorganismos permitió una mayor fitoextracción de Pb, sobresaliendo los tratamientos A y MIX con respecto al Control. Esto sugiere que el uso de microorganismos promotores de crecimiento vegetal así como la asociación de éstos con HMA incrementa la acumulación de metales en sus tejidos vegetales por la promoción de biomasa en brotes y raíces (Rajkumar & Freitas, 2008; Weyens *et al.,* 2009).

Cuadro 4. Factor de Acumulación y Transferencia.

| Tratamiento | BPA | BPS | BPA+BPS | HMA | MIX | EDTA | Control |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| FA | 0.94 | 0.72 | 0.71 | 0.59 | 0.80 | 2.78 | 0.48 |
| FT | 0.13 | 0.22 | 0.10 | 0.25 | 0.18 | 0.85 | 0.50 |

Letras diferentes en las columnas indican diferencias estadísticas significativas a p≤0.05 en conjunto de datos; n=5, media ± error estándar.

Dado que el potencial de fitoextracción de las plantas es determinado por la cantidad total de metal acumulado en brotes (Zaier *et al.,* 2010), esto indica que los tratamientos con A, MIX y A+S fueron más eficientes. El Factor de Acumulación (FA) y Transferencia (FT), se muestran en el cuadro 4. El Factor de acumulación fue mayor para los tratamientos A y MIX lo cual concuerda con los valores observados en los µg de Pb extraídos por planta en estos tratamientos.

En cuanto al Factor de transferencia, todos los tratamientos muestran valores menores a 1, lo cual está relacionado con su potencial para la fitoestabilización al concentrar la mayor parte de Pb en sus raíces y no en la parte aérea (Moreira *et al.,* 2011). De acuerdo a Shi *et al*. (2011), las plantas con factor de transferencia y de concentración menores a 1 son apropiadas para programas de fitoestabilización porque los valores bajos indican que no son capaces de transferir grandes cantidades del metal del suelo a la parte aérea.

## Conclusiones

El suelo presenta un grado de contaminación considerable (447 ppm) rebasando el límite máximo permisible para uso residencial (400 ppm) de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, considerando la distancia a la cual se encuentra la población más cercana.

La inoculación de HMA en asociación con *Bacillus* sp. y *Streptomyces* sp. en el suelo contaminado con Pb favoreció a las plantas de girasol morfológicamente (biomasa aérea y radicular) con respecto al control.

A los 30 días se observó que en todos los tratamientos inoculados con microorganismos (HMA, *Bacillus* sp. y *Streptomyces* sp ) se pudo remover mayor concentración de Pb por planta que en el tratamiento Control.

## Bibliografía

Alexander, D. B. y Zuberer, D. A. 1991. Use of chrome azurol S reagents to evaluate siderophore production by rhizosphere bacteria. Biol Fertil Soils 12: 40.

Barcos, M., Vázquez, J., Maldonado, M. y Peña, J. 2014. Chemical characterization and local dispersion of industrial slag generated by a lead recycling plant in central Mexico. African Journal of Biotechnology: 1973-1977.

Kabata-Pendias, A. 2000. Trace elements in soils and plants. Third Edition. CRC Press, Inc. Boca Raton. USA. 365, 413.

Kumar, P. B. A. N.; Dushenkov, V.; Motto, H. y Raskin, I. 1995. Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils. Environ Sci Technol, 29: 1232–1238.

Moreira, H., Marques, A., Rangel, A. y Castro P. 2011.Heavy Metal Accumulation in Plant Species Indigenous to a Contaminated Portuguese Site: Prospects for Phytoremediation. Water Air Soil Pollut 221:387.

NOM-021-SEMARNAT-2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Diario Oficial de la Federación. 17 de Octubre de 2000.

Pineda, R. 2004. Presencia de Hongos Micorrícicos Arbusculares y Contribución de *Glomus intraradices* en la Absorción y Traslocación de Cinc y Cobre en Girasol (*Helianthus annuus* L.) Crecido en un Suelo Contaminado con Residuos de Mina. Tesis de Doctor en Ciencias en Biotecnología, Universidad de Colima, Tecomán, Colima. 3, 4, 28-32, 56.

Rajkumar, M. y Freitas, H. (2008) Influence of metal resistant-plant growth promoting bacteria on the growth of *Ricinus communis* in soil contaminated with heavy metals. Chemosphere 71, 834–842

Shi, X.; Zhang, X.; Chen, G.; Chen, Y.; Wang, L. y Shan, X., 2011. Seedling growth and metal accumulation of selected woody species in copper and lead/zinc mine tailings. J. Environ. Sci. 23, 266-274.

Sudová, R., Vosátka, M., 2007. Differences in the effects of three arbuscularmycorrhizal fungal strains on P and Pb accumulation by maize plants. Plant Soil 29, 77-83.

Weyens, N.; van der Lelie, D.; Taghavi, S. y Vangronsveld, J. 2009. Phytoremediation: plant-endophyte partnerships take the challenge. Curr Opi Biotech 20:248–254.

# DISTRIBUCION DE PLOMO Y SU RELACION CON LA ACTIVIDAD MICROBIANA EN LA LAGUNA DE LA ZACATECANA, MUNICIPIO DE GUADALUPE ZACATECAS

**Covarrubias, S.A.[1*]; García-Berumen, J.A.[1]; Maldonado-Vega, M.[2]; Peña-Cabriales, J.J.[1]**

**[1]Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional. Unidad Irapuato. Departamento de Biotecnología y Bioquímica. Laboratorio de Microbiología Ambiental. Irapuato, Guanajuato. México.**
**[2]Dirección de Planeación, Enseñanza e Investigación, Hospital de Alta Especialidad del Bajío. Secretaria de Salud. León, Guanajuato. México.**

*Autor responsable: jpena@ira.cinvestav.mx; Km. 9.6 Libramiento Norte, Carretera Irapuato-León. Col. El Copal, Irapuato, Guanajuato. México. CP 36821 Tel. +52(462)-623-9600 extensión 9443.

## Resumen

La contaminación por metales pesados en México es un problema en aumento debido a las actividades antropogénicas. En la laguna de La Zacatecana localizada en el municipio de Guadalupe, Zacatecas se encuentran depositadas entre 10 y 20 millones de toneladas de jales mineros que se acumularon desde la época colonial hasta mediados del siglo XIX. Estudios indican que los principales metales pesados en el sitio son plomo mercurio y arsénico. El objetivo del presente trabajo fue determinar la concentración de Pb en suelo y agua de la laguna, así como su patrón de dispersión en el sitio, relacionándolo con la actividad microbiana presentes en el sitio. Se analizaron un total de 19 puntos a lo largo de la laguna encontrando en la parte norte las más altas concentraciones Pb. La actividad microbiana presentó un comportamiento inverso a la concentración de metales siendo la parte sur la menos contaminada y con una mayor actividad microbiana. Se identificaron 30 aislados resistentes a plomo, siendo el género *Pseudomonas* el más abundante.

## Palabras clave
Jales mineros, contaminación de suelos, diversidad microbiana.

## Introducción

La contaminación por metales pesados en México es un problema en aumento debido a las actividades antropogénicas. Los lugares más afectados son principalmente aquellos con una larga tradición minera como el estado de Zacatecas. En la laguna de La Zacatecana localizada en el municipio de Guadalupe, Zacatecas (Figura 1a) se encuentran depositadas entre 10 y 20 millones de toneladas de jales mineros que se acumularon desde la época colonial, hasta mediados del siglo XIX (Zetina Rodríguez, 2011). Estudios indican que los principales metales pesados en el sitio son plomo, mercurio y arsénico, en concentraciones que exceden lo determinado por las normas mexicanas (Iskander *et al.,* 1994, Santos-Santos *et al.,* 2006 y González Dávila *et al.,* 2012). Aunado a lo anterior la laguna se deseca completamente durante una época del año por lo cual es utilizada para la agricultura de humedad (Figura 1b,c), siendo el maíz el principal cultivo. González Dávila *et al.,* en el 2012 determinaron la concentración de plomo y arsénico en plantas de maíz de la Zacatecana indicando que los metales pesados

pueden acumularse en la planta, por lo que esta podría significar un vector de contaminación para la población del lugar.

Las principales características físico-químicas que determinan la biodisponibilidad de los metales pesados en suelo son el pH, la contenido de materia orgánica y el potencial de óxido-reducción (Alloway, 2013). Además algunos grupos bacterianos pueden interactuar con los metales pesados incrementando o disminuyendo su solubilidad (Kirchman, 2012) a través de diferentes mecanismos como bioabsorción en paredes celulares y proteínas, precipitación (reducción), lixiviación autotrófica y heterotrófica y además de volatilización.

Aunque se han realizado estudios para determinar la concentración de metales pesados en suelo y agua de la laguna de la Zacatecana, no existen en la actualidad trabajos que relacionen el patrón de dispersión de los contaminantes con la comunidad microbiana del sitio que pudiera afectar la distribución de los metales pesados. El objetivo del presente trabajo fue determinar la concentración de Pb en suelo y agua de la laguna, así como su patrón de dispersión en el sitio, con la actividad microbiana y la diversidad de bacterias cultivables presentes en el sitio.

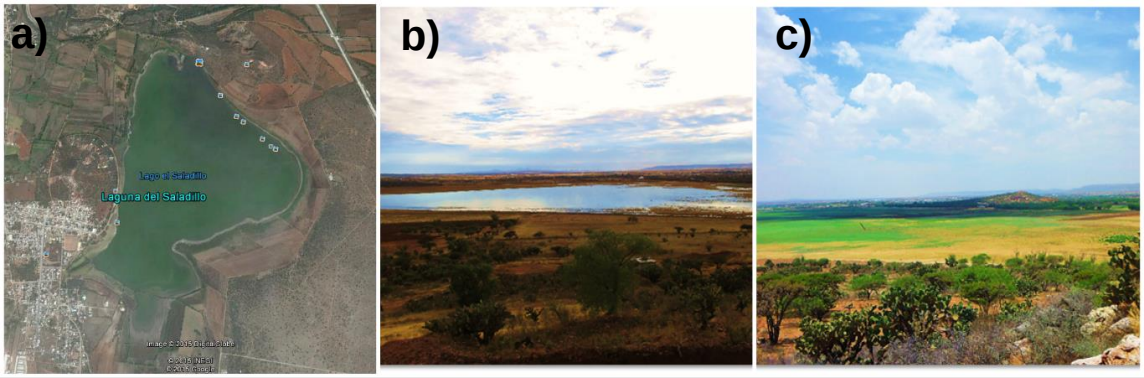



**Figura 1**. **a)** Laguna de la Zacatecana **b)** Laguna en época de lluvias **c)** Laguna en época de estiaje

## Materiales y métodos

***Muestreo:*** Se realizó una colecta de suelo, agua y sedimento alrededor y dentro de la laguna de la Zacatecana en mayo del 2014. Brevemente se tomó un aproximado de 3 kg de suelo y sedimento de cada punto (0-30 cm de profundidad) y 3 Litros de agua provenientes de la laguna en frascos de polietileno esterilizados mediante luz ultravioleta. Las muestras se conservaron en hielo durante su traslado al laboratorio, una vez ahí se refrigeraron a 4°C hasta su posterior análisis.

***Determinación de plomo:*** La concentración de plomo fue determinada por ICP-AES (Espectrometría de Emisión Atómica con Plasma Acoplado por Inducción, IRIS Intrepid II Model XDL, Thermo Electron Corporation, Franklin, Mass., USA) de acuerdo al Método EPA6010.

***Actividad microbiana:*** Las muestras de suelo superficial se agruparon por zonas y se midió el consumo de $O_2$ como parámetro indirecto de la actividad microbiana. Se utilizaron 250 g de suelo húmedo que se colocaron en frascos de vidrio de 500 mL. La medición se realizó en un respirómetro computarizado marca N-CON modelo Comput-ox AV4R. Se registró la actividad

microbiana del suelo expresado en mg de $O_2$* Kg de suelo. El ensayo se realizó por triplicado.

***Aislamiento y caracterización de microorganismos:*** Para el aislamiento de microorganismos resistentes a metales pesados se tomaron 10 gr de suelo que se depositaron en un matraz Erlenmeyer que contenía 90 ml de solución salina estéril. Posteriormente se agitaron por dos horas a temperatura ambiente, se realizaron diluciones seriadas las cuales se sembraron en medio MSM sólido (Roane *et al.,* 2001) suplementado con 0.5 mM de Pb. Las cajas de incubaron a 28°C hasta observar crecimiento, se seleccionaron aquellas colonias que presentaron morfologías diferentes.

***Identificación molecular:*** se realizó una extracción de ADN de los aislados bacterianos seleccionados mediante el método de fenol/cloroformo (Sambrook, 2012), después se amplificó mediante la reacción en cadena de la polimerasa (pcr) el gen ribosomal del 16S utilizando los oligonucleótidos universales 27F y 1492R (Lane D.J, 1991). Se verificó mediante electroforesis la amplificación de un fragmento de ± 1500pb, el producto generado se purificó utilizando el kit PureLink Quick PCR Purification Kit de Invitrogen. Las secuencias se compararon con aquellas depositadas en el banco de genes de NCBI.

***Dispersión de metales pesados:*** la distribución de Hg, Pb y As en la laguna se representó mediante mapas de isocurva utilizando el software Surfer versión 10.

***Análisis estadístico:*** se realizó un análisis de varianza de una vía ANDEVA con un nivel de significancia p 0.5 con una prueba Tukey Pos Hoc para determinar si había diferencias significativas entre los diferentes puntos de muestreo. Todos las gráficas y análisis estadísticos se realizaron en Excel 2013 utilizando el complemento xlstat para análisis estadísticos.

## Resultados y discusión

**Concentración de plomo en suelo y agua:** La concentración de plomo en el área presentó grandes variaciones, la mayor concentración para los tres metales se localizó al norte de la laguna (22°44'28.71"N, 102°27'42.79"O) mientras que la mínima en el sur (Figura 2). La concentración máxima fue de 3064±27.2 mg*kg. Cabe mencionar que esta cantidad rebasa lo establecidas por la norma NOM-147- SEMARNAT-SSA1-2004 (SEMARNAT 2007) para suelos de tipo agrícola, donde señala que el máximo permitido de Pb es de 400 mg*kg. En lo que respecta al agua de la laguna la concentración de Pb fue 0.28±0.12 mg*L, esta cantidad sobrepasa lo máximo permitido por la norma de Agua NOM-001-SEMARNAT-1996 (SEMARNAT 2003).

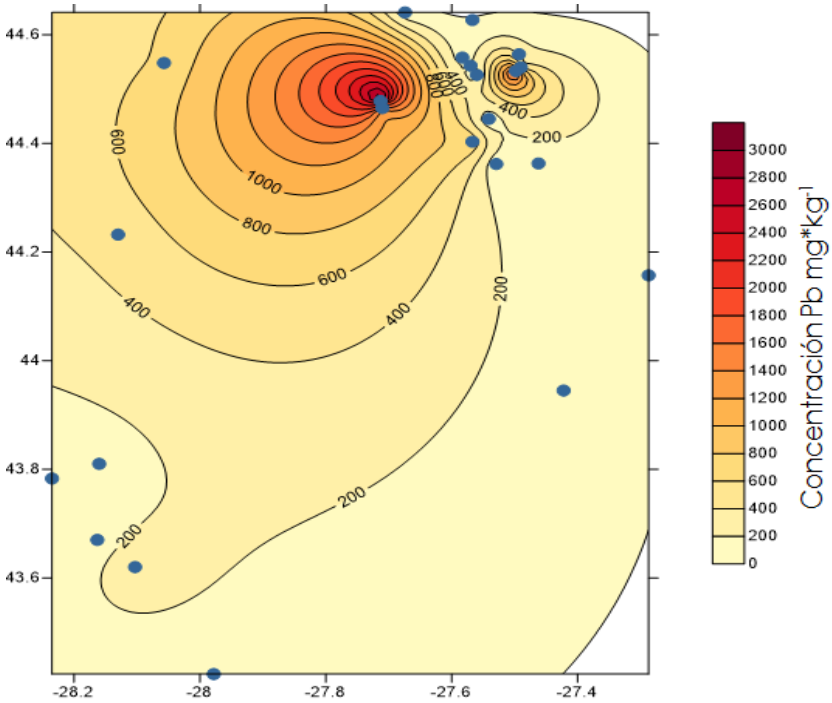



**Figura 2.** Isocurva de distribución de plomo en suelo.

**Actividad microbiana:** Al medir el consumo de $O_2$, como parámetro para determinar la actividad microbiana en suelo, se agruparon las muestras en cuatro zonas de acuerdo a su posición geográfica. En la zona noroeste, suroeste y noreste no se encontraron diferencias significativas en el consumo de $O_2$ mientras que la zona suroeste presento el mayor consumo de $O_2$ siendo significativamente mayor que las demás. Estos resultados muestran un comportamiento inverso con respecto a la concentración de metales en suelo, lo cual ha sido reportado que ocurre debido al efecto tóxico de los metales sobre las comunidades microbianas (cita).

**Aislamiento, caracterización e identificación de microorganismos:** De las muestras de suelo se aislaron e identificaron 3o aislados distintos con capacidad de resistencia a 0.5 mM de Pb. Los géneros representados en los aislados corresponden a *Pseudomonas, Microbacterium, Bacillus, Ochrobactum, Kokuria, Rhodococcus, Enterobacter, Arthrobacter y Rhizobium*, siendo el género *Pseudomonas* el que se encuentra más representado con 10 aislados, destacando el aislado con clave 69 identificado como *P. putida* el cual presentó la mayor a plomo logrando crecer en una concentración de hasta 2 mM.

## Conclusiones

La concentración de Pb en suelos de la Zacatecana sobrepasa en 20 veces los valores máximos permitidos en la norma mexicana. La actividad microbiana presentó una relación inversamente proporcional con respecto a la concentración de metales pesados. El género bacteriano que mostró mayor resistencia a plomo fue *Pseudomonas.*

## Agradecimientos

Al Conacyt por el financiamiento para el proyecto ''La fitorremediación como alternativa para atenuar la contaminación por metales pesados y compuestos organoclorados en Zacatecas'' del cual deriva esta investigación.

## Bibliografía

Alloway B.J. (2013). Heavy metals in soils, trace metals and metalloids in soils and their bioavailability. 3ra ed. Springer. Reading, UK. 587 pp

González Dávila O., Gómez Bernal J.M. y Ruíz Huerta E.A. (2012). Plants and soil contamination with heavy metals in agricultural areas of Guadalupe, Zacatecas, Mexico. En: Environmental Contamination. (J. K. Srivastava, Ed.). InTech. Rijeka, Croacia. 220 pp

Iskander F.Y., Vega Carrillo H.R.y Manzanares Acuña E. (1994). Determination of mercury and other elements in la Zacatecana Dam sediment in Mexico. Sci. Total Environ. 148, 45-48.

Lane, D. J. 1991. 16S/23S rRNA sequencing, p. 115–175. In E. Stackebrandt and M. Goodfellow (ed.), Nucleic acid techniques in bacterial systematics. Wiley and Sons Ltd., Chichester, United Kingdom. 47.

Roane, TM., Josephson KL., Pepper IL. 2001. Dual-bioaugmentation strategy to enhance remediation of cocontaminated soil. Appl. Environ. Microbiol. 67 vol 7. 3208-3215.

Santos Santos E., Yarto Ramírez M., Gavilán García I., Castro Díaz J., Gavilán García A., Rosiles R., Suarez S. y López Villegas T. (2006). Analysis of arsenic, lead and mercury in farming areas with mining contaminated soils at Zacatecas, Mexico. J. Mex. Chem. Soc. 50, 57-63.

Green M.R, y Sambrook J. 2012. Molecular Cloning A Laboratory Manual. 4 edición. Cold Spring Harbor Laboratory Press

SEMARNAT (2003). Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT 1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Diario Oficial de la Federación. 23 abril 2003.

SEMARNAT (2007). Norma Oficial Mexicana. NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Que establece los criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Diario oficial de la federación. 2 de Marzo de 2007.

Zetina Rodríguez MC. 2011. La vida cotidiana en un territorio contaminado La Zacatecana, en Guadalupe, Zacatecas. Tesis de Doctorado. Centro de Investigación y de Estudios Superiores en Antropología Social. Guadalajara Jalisco. 260 pp.

# METALES EN PERFILES DE SUELO BAJO APLICACIÓN DE BIOSÓLIDOS

**Cruz-Montalvo, A.[1]; Tamariz-Flores, J. V. R.[1]; Castelán-Vega, R.[1]; López-Teloxa, L.C.[2]; Romero-Hernández, G.[1]**

**[1] Departamento de Investigación en Ciencias Agrícolas, Instituto de Ciencias, B. Universidad Autónoma de Puebla, Puebla, México**
**[2] Posgrado en Ciencias Ambientales, Instituto de Ciencias, B. Universidad Autónoma de Puebla, Puebla, México**

*Cruz-Montalvo, A. abcruz38@hotmail.com; Calle 14 sur 6303, Col. San Manuel, Puebla, Puebla. México. CP 72570; Tel. +52(222)-229-5500 ext. 7354

## Resumen

El crecimiento de la zona urbana en la ciudad de Puebla ha requerido incrementar el tratamiento de aguas negras, al mismo tiempo, se han reducido las zonas agrícolas por lo que el uso excesivo de los suelos ha provocado su deterioro. Una alternativa al uso de fertilizantes es la aplicación de biosólidos en los suelos la cual se regula por la norma oficial NOM-004-SEMARNAT-2002. Sin embargo, uno de los problemas de la aplicación de estos materiales es la posible carga de metales que se aplica a los suelos, por lo que el objetivo de este trabajo fue determinar la distribución y la disponibilidad relativa de algunos metales en los perfiles de suelos en los que se han aplicado biosólidos y compararlos con perfiles de las mismas zonas sin aplicación de estos materiales. Se muestrearon 9 perfiles de suelo a diferentes profundidades, 2 de ellos sin aplicación de biosólidos y los 7 restantes con aplicación. Las muestras se prepararon y se les determinó la cantidad total de metales a las diferentes profundidades mediante extracción ácida en horno de microondas, así mismo se determinó la cantidad de metal extraíble con DTPA de acuerdo a la norma oficial mexicana y la disponibilidad relativa mediante la relación metal extraíble DTPA/metal total. Los metales determinados fueron Fe, Cu, Mn, Zn y Pb; la determinación se realizó mediante espectrometría de Absorción Atómica. Los resultados muestran que ninguno de los metales analizados rebasa los límites permisibles por las normativas mexicanas. Se analiza la variación en la disponibilidad relativa de cada metal. En conclusión, el uso de los biosólidos ayuda tanto en la incorporación de materia orgánica a los suelos como al aporte de macronutrientes y, actualmente, no parece representar peligro en cuanto a la carga de metales añadida ni en su disponibilidad.

## Palabras clave
Biosólidos; metales ; Puebla

## Introducción

El municipio de Puebla tiene la cuarta ciudad más importante de México, capital del estado de Puebla, por su tamaño poblacional y presencia económica. En el municipio de Puebla se cuenta con una superficie de 561.35 $km^2$ y la velocidad de crecimiento de las zonas urbanas es de alrededor de 1.5 has cada día (Ayuntamiento de Puebla, 2007). Este crecimiento ha provocado una fuerte presión sobre los recursos naturales del municipio, lo cual ha generado un fuerte cambio en el uso del suelo. De la misma forma la presión sobre la cantidad y la calidad

del agua hizo necesaria la instalación de cinco plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) las cuales empezaron a funcionar desde el año de 2002 (Huerta, 2010). Las PTAR generan como subproducto 150 $m^3$ de biosólidos diariamente. Los biosólidos por su alto contenido en materia orgánica y nutrientes representan una alternativa al uso de fertilizantes. En consecuencia, desde los años 2002-2003 se han aplicado biosólidos, sobre todo en suelos de la zona sur del municipio, los cuales por el uso excesivo al que han sido sometidos disminuyeron fuertemente su productividad; la aplicación de biosólidos ha logrado un aumento en esos suelos de 500 kg/ha a 3 t/ha (Huerta, 2010). La aplicación de estos subproductos se regula actualmente por las normas oficiales mexicanas NOM-004-SEMARNAT-2002 y NOM-052-SEMARNAT-1993. Como se mencionó anteriormente, los biosólidos son esencialmente materiales orgánicos que pueden aplicarse en tierras agrícolas, forestales, pastizales y en zonas degradadas que deben recuperarse (Shammas y Wang, 2007).

La aplicación de biosólidos en los suelos cumple diversos propósitos, por ejemplo, mejora propiedades del suelo como la textura, la estructura y la capacidad de retención de agua, con lo que se logran condiciones más favorables para el crecimiento radicular y se aumenta la tolerancia a la sequía de las plantas. El aporte nutrimental de los biosólidos mejora la fertilidad de los suelos y la producción de los cultivos (Potisek-Talavera *et al.*, 2010); de acuerdo a Hue (1995) un biosólido "típico" contiene 3.2% de nitrógeno, 1.4% de fósforo, 0.2% de potasio, 2.7% de calcio y 0.4% de magnesio, por lo que puede ser utilizado como un fertilizante nitrogenado y fosforado de bajo grado, mientras que Stehouwer *et al*. (2000) señalan que una tonelada de biosólidos puede contener de 37 a 50 kg de nitrógeno y de 13 a 24 kg de fósforo. Sin embargo, además de los componentes benéficos, los biosólidos también pueden contener elementos no-esenciales, compuestos orgánicos persistentes y microrganismos nocivos para las plantas, animales y el ser humano (Iwegbue *et al*., 2007). Entre los elementos esenciales y no-esenciales se encuentran los metales los cuales son añadidos a los suelos en diferentes cantidades dependiendo de la composición de los biosólidos. Los metales Fe, Cu, Mn, Zn son considerados como esenciales pero también se agregan elementos traza que son de preocupación en el ambiente como Cd, Cr, Hg, Pb, Ni, entre otros (Basta *et al*., 2005). Pero aun cuando la carga de metales totales que se aplican a los suelos es importante, se ha señalado que la solubilidad del metal y su biodisponibilidad son aspectos de mayor relevancia (Basta *et al*., 2005; Bai *et al*., 2012; O'Connor et al., 2005).

En este sentido, el objetivo de este trabajo fue determinar la distribución de micronutrientes en los perfiles de suelos en los que se han aplicado biosólidos con diferentes tiempos de aplicación y compararlos con perfiles de suelos de las mismas zonas en los que no se han aplicado estos materiales, para monitorear su posible acumulación en las zonas agrícolas en las que han utilizado estos residuales.

## Materiales y Métodos

Con este propósito se realizó un muestreo de 9 perfiles a diferentes profundidades de suelo en los que se aplicaron biosólidos y otros en donde no hubo aplicación de biosólidos. Los suelos se ubican al sur de la ciudad de Puebla, a dos de los perfiles no se les realizó aplicación de biosólidos mientras que a los 7 restantes se les han aplicado biosólidos en diferentes periodos de tiempo. Las muestras se secaron a temperatura ambiente en el laboratorio y posteriormente se tamizaron con un tamiz malla 40 de acero inoxidable, en los suelos que requirieron de molienda ésta se realizó con mortero de ágata. A cada una de las muestras de suelo se les determinó la cantidad total de micronutrientes mediante extracción ácida ($HNO_3$ y

HCl) (McGrath & Cunliffe, 1985) la cual se realizó en horno de microondas, así mismo se determinó la cantidad de micronutriente extraíble con DTPA de acuerdo a la norma oficial mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Los metales determinados fueron Fe, Cu, Mn y Zn. La determinación se realizó mediante espectrometría de Absorción Atómica.

## Resultados y Discusión

De los sitios muestreados, los marcados como I1 y I10 corresponden a los sitios en los que no se han aplicado biosólidos, mientras que los 7 restantes son sitios en los que se han aplicado biosólidos con diferentes periodos y dosis de aplicación.

En la tabla 1 se muestran los valores promedio (ppm) de los resultados para los micronutrientes totales en cada uno de los sitios estudiados. Si se comparan los valores obtenidos con los datos reportados por Alloway (1990), se observa que en casi todos los casos los valores de los metales se encuentran dentro de los rangos considerados como normales en suelos. Sin embargo, en los casos de Cu y Zn si existen algunas consideraciones que realizar. Para el Cu, en los sitios 5, 6, 7 y 9, todos con aplicaciones de biosólidos, se encuentran concentraciones que se considerarían como concentraciones críticas en los suelos. Lo mismo ocurre para el Zn en casi todos los sitios con aplicaciones de biosólidos, a excepción del sitio 2.

**Cuadro 1. Valores promedio (ppm) de los micronutrientes totales en cada uno de los perfiles de suelo realizados**

| Sitios | Fe | Cu | Mn | Zn |
|---|---|---|---|---|
| **I1*** | 13964 | 7.5 | 340.6 | 48.2 |
| **I2** | 16120 | 13.0 | 385.6 | 61.8 |
| **I3** | 14694 | 13.2 | 365.3 | 83.6 |
| **I5** | 17097 | 68.4 | 337.3 | 214.4 |
| **I6** | 11250 | 53.9 | 386.3 | 191.4 |
| **I7** | 14560 | 67.5 | 396.9 | 247.9 |
| **I8** | 11992 | 19.7 | 382.3 | 85.4 |
| **I9** | 11353 | 61.3 | 224.2 | 251.1 |
| **I10*** | 12740 | 10.2 | 363.4 | 52.9 |

Los sitios marcados con * indican sitios en donde no se han aplicado biosólidos.

En las figuras 1 y 2 se muestran, a manera de ejemplo, la distribución de los micronutrientes totales en el perfil del sitio 1, que es un sitio donde no se han aplicado biosólidos. Se observa que, en general, la concentración de los metales es más elevada en la parte inferior del perfil, lo que indica que en el material parental hay una mayor concentración de los metales. La figura se tuvo que dividir para una mejor observación de los datos por la diferencia en las concentraciones de Fe y Mn respecto a los elementos restantes.

La distribución de los metales en el perfil I9, un sitio con aplicación de biosólidos, se muestra en las figuras 3 y 4 como ejemplo de lo que ocurre en los otros sitios bajo esta misma consideración. En general, se observa una distribución en donde existe un mayor incremento en la concentración de los metales en las capas superiores del perfil, lo que sería consecuencia de la aplicación reciente de los biosólidos.

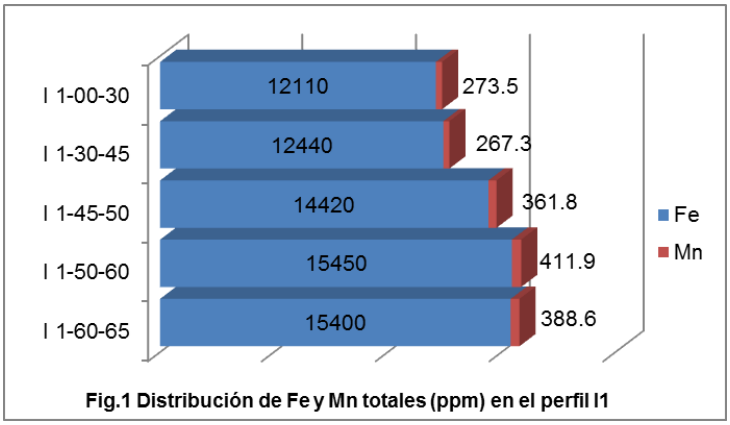



Fig.1 Distribución de Fe y Mn totales (ppm) en el perfil I1

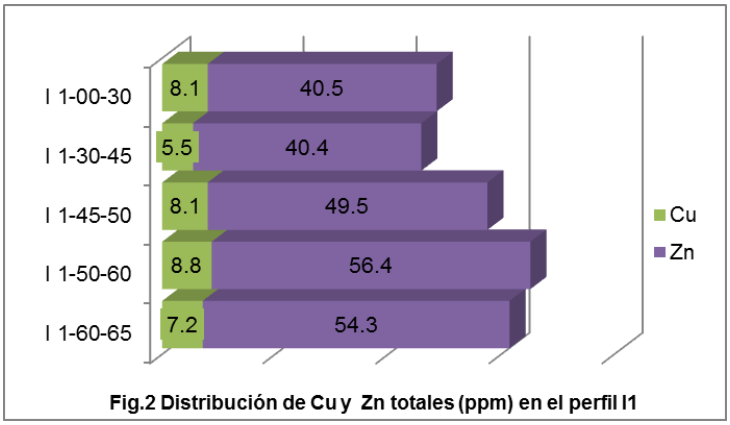



Fig.2 Distribución de Cu y Zn totales (ppm) en el perfil I1

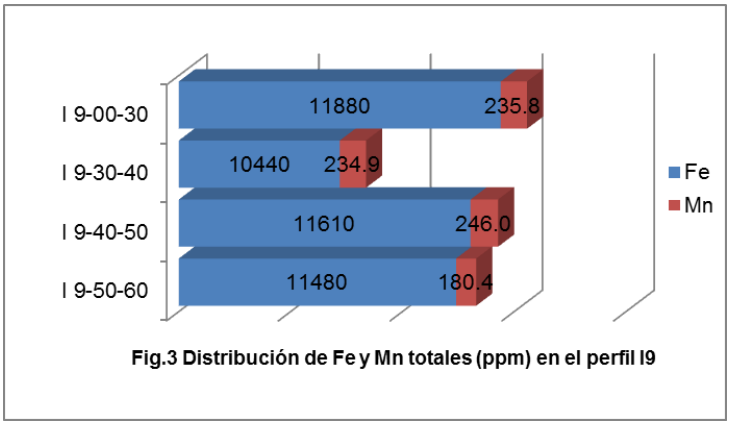



Fig.3 Distribución de Fe y Mn totales (ppm) en el perfil I9

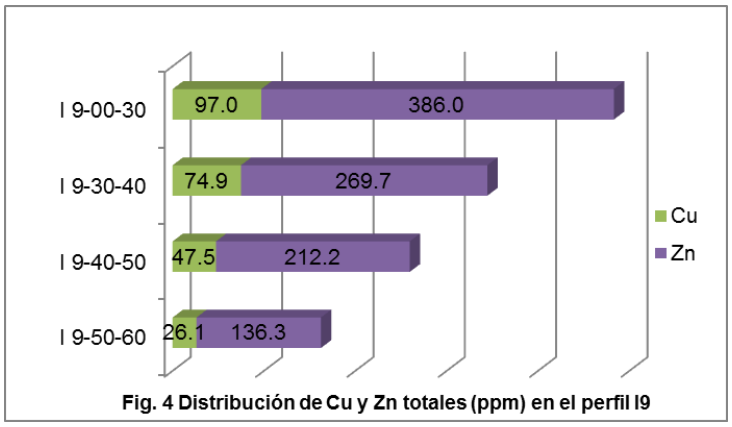



**Fig. 4 Distribución de Cu y Zn totales (ppm) en el perfil I9**

En el cuadro 2 se ilustran los resultados de los valores de los micronutrientes extraídos con DTPA para cada uno de los sitios estudiados. Los valores de los micronutrientes están en el rango de adecuados, según la norma oficial mexicana. Sin embargo, existen algunos sitios, todos con aplicación de biosólidos, donde los valores son bastante elevados, por lo que es necesario realizar un monitoreo de los sitios y de las cantidades y periodicidad en la que se aplican los biosólidos.

**Cuadro 2. Valores promedio (ppm) de los metales disponibles (DTPA) en cada uno de los perfiles de suelo realizados**

| Sitios | Fe | Cu | Mn | Zn |
|---|---|---|---|---|
| **I1*** | 24.7 | 1.3 | 19.0 | 1.4 |
| **I2** | 10.1 | 2.6 | 33.1 | 3.3 |
| **I3** | 73.6 | 1.7 | 88.6 | 4.9 |
| **I5** | 145.3 | 0.6 | 21.6 | 6.3 |
| **I6** | 95.8 | 2.7 | 16.3 | 14.5 |
| **I7** | 59.3 | 5.5 | 81.3 | 16.4 |
| **I8** | 19.1 | 3 | 86 | 6.6 |
| **I9** | 30.2 | 6.4 | 14.4 | 21.2 |
| **I10*** | 5.5 | 0.7 | 5.8 | 0.4 |

Los sitios marcados con * indican sitios en donde no se han aplicado biosólidos.

En las figuras 5 a 8 se muestran los valores obtenidos para los metales disponibles extraídos con DTPA para los sitios 1 y 9, con la misma consideración, el sitio 1 no tiene aplicación de biosólidos y el sitio 9 recibió biosólidos. Como se puede observar existe una distribución en el perfil mucho más variable que en el caso de los micronutrientes totales y solo en el caso del Cu se observa la tendencia hacia la acumulación del metal a medida que la profundidad del suelo aumenta.

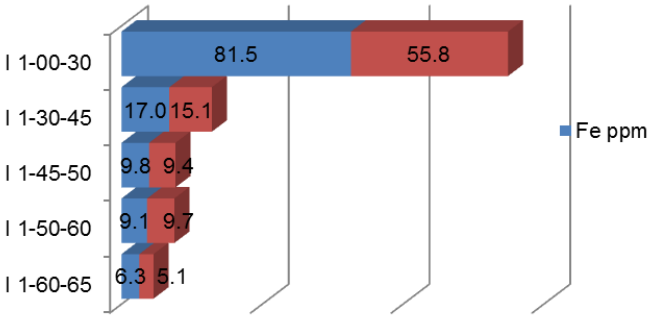



**Fig.5 Distribución de Fe y Mn disponibles (DTPA) (ppm) en el sitio I1**

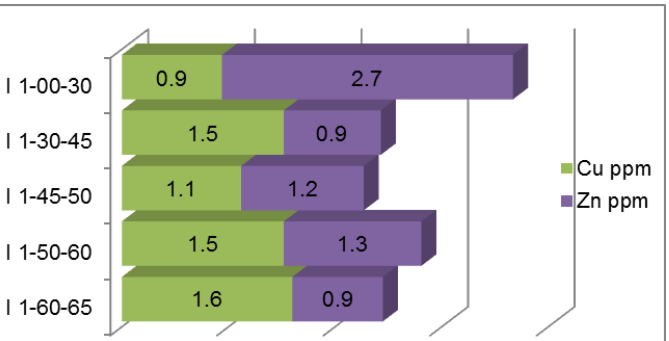



**Fig.6 Distribución de Cu y Zn disponibles (DTPA) (ppm) en el sitio I1**

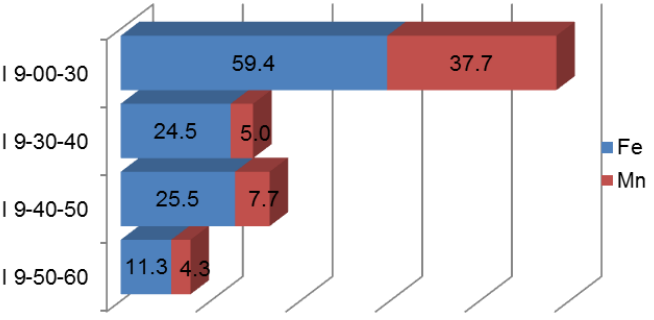



**Fig. 7.Distribución de Fe, Mn y Zn disponibles (DTPA) (ppm) en el sitio I9**

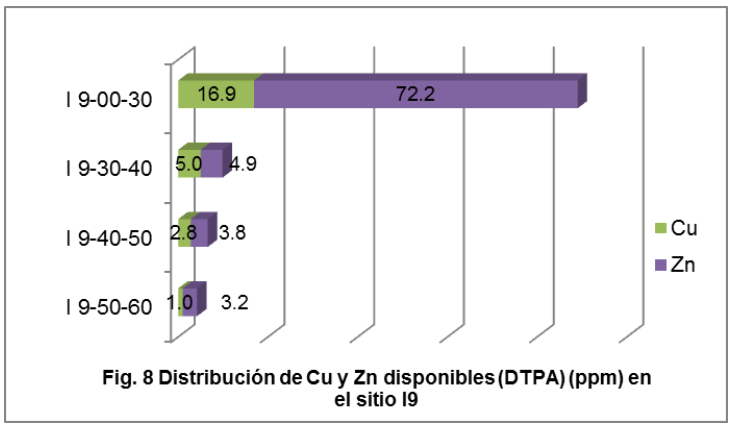



**Fig. 8 Distribución de Cu y Zn disponibles (DTPA) (ppm) en el sitio I9**

## Conclusiones

Los resultados muestran que ninguno de los metales analizados rebasa los límites permisibles por las normativas mexicanas y tampoco se observa una tendencia, hasta el momento, hacia la acumulación de los metales en los suelos. Sin embargo, existen sitios donde es necesario monitorear la periodicidad y la cantidad de biosólidos que se añaden a los suelos. Finalmente, el uso de los biosólidos ayuda tanto en la incorporación de materia orgánica a los suelos como al aporte de macronutrientes y, actualmente, no parece representar peligro en cuanto a la carga de micronutrientes añadida, pero también es necesario vigilar el aporte de N y P que se realiza a los suelos por los posibles problemas ambientales que una sobrecarga de estos macronutrientes pudiera provocar.

## Bibliografía

Alloway, B.J. 1990. Heavy Metals in Soils. p.*323.* Blackie & Son, Ltd

Ayuntamiento de Puebla, 2007. Programa Municipal de Desarrollo Urbano Sustentable de Puebla. Tomos 1, 2, 3.

Basta, N.T., Ryan, J.A. and Chaney, R.L. 2005. Trace element chemistry in residual-treated soil: key concepts and metal bioavailability. Journal of Environmental Quality 34, 49-63.

Bai, S., Srikantaswami, S., Krishnanandan, V, and Naik, O.P. 2012. Speciation of heavy metals in biosolids of wastewater treatment plants at Mysore, Karnataka, India. Environmental Monitoring and Assessment 184, 239-249

Hue, N.V. 1995. Sewage Sludge. En Soil Amendments and Environmental Quality, Rechcigl, J.E. (ed). CRC Press.

Huerta C., M. 2010. Aplicación de biosólido como mejorador de suelo y fuente de nutrientes para el maíz. En: El origen del agua en Puebla, Gil Mejía, R. (ed.) SOAPAP, Gob. del estado de Puebla.

Iwegbue, C.M.A., Emuh, F.N., Isirimah, N.O. and Egun, A.C. 2007. Fractionation, characterization and speciation of heavy metals in composts and compost-amended soils. African Journal of Biotechnology 6*,* 67-78.

McGrath, S.P. and Cunliffe, C.H. 1985. A simplified method for the extraction of the metals Fe, Zn, Cu, Ni, Cd, Pb, Cr, Co and Mn from soils and sewage sludges. J.Sci. Food Agric*. 36*, 794-798.

Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002, Protección Ambiental. Lodos y Biosólidos. Diario Oficial de la Federación 15 Agosto 2003.

Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudio, muestreo y análisis. Diario Oficial de la Federación 28 de octubre de 2002

Norma Oficial Mexicana NOM-052-SEMARNAT-1993. Características de Residuos Peligrosos. Diario Oficial de la Federación 22 octubre 1993.

O'Connor, G.A., Elliot, H.A., Basta, N.T., Bastian, R.K., Pierzynski, G.M., Sims, R.C. and Smith Jr., J.E. 2005. Sustainable Land Application: An Overview*. Journal of Environmental Quality 34,* 7-17.

Potisek-Talavera, M.C., Figueroa-Viramontes, U., González-Cervantes, G., Jasso-Ibarra, R. and Orona-Castillo, I.

2010. Aplicación de biosólidos al suelo y su efecto sobre contenido de materia orgánica y nutrimentos. Terra Latinoamericana 28, 327-333.

Shammas, N.K. and Wang, L.K., 2007. Land Application of Biosolids. En Handbook of Environmental Enginneering, Vol. 6: Biosolids Treatment Processes, Wang, L.K., Shammas, N.K., y Hung, Y. (eds). The Humana Press Inc., NJ.

Stehouwer R.C., Wolf, A.M., y Dotty, W. 2000. Chemical Monitoring of Sewage Sludge in Pennsylvania: Variability and Application Uncertainty. Journal of Environmental Quality 29, 1686-1695.

# CONTENIDO, DISTRIBUCIÓN VERTICAL Y FRACCIONAMIENTO QUÍMICO DE CADMIO Y PLOMO EN UN SUELO CONTAMINADO CON RESIDUOS DE MINA

**García-Sarmiento, A.[1]; Castro-Ortiz, E. P.[1]; Pérez-Hernández, V. S.[1]; Duarte-Zaragoza, V. M.[1*]; Herrera-Zúñiga, L. D. [1]; Lozano- Camargo, M. L. [1]; Sánchez-Guzmán, P.[2]**

**[1]Tecnológico de Estudios Superiores del Oriente del Estado de México. La Paz. Estado de México, México**
**[2]Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco, Estado de México, México**

*Autor responsable: vduarte896@gmail.com; Paraje San Isidro s/n, Barrio Tecamachalco, La Paz, estado de México. México. CP 56400; Tel. +52(555)-986-3497

## Resumen

La zona urbana de Zimapán, México, está ubicada junto a varios depósitos de residuos de mina, los cuales contienen altas concentraciones de metales pesados (MP) y por influencia del viento y la lluvia se dispersan al ambiente, contaminando suelo y cuerpos de agua superficiales. Los objetivos del presente trabajo fueron: evaluar el contenido, biodisponibilidad del Pb y Cd en suelos contaminados con residuos mineros de Zimapán, Hidalgo, México; así como identificar la distribución química de Pb y Cd en el suelo contaminado con residuos de mina a través de un procedimiento de extracción secuencial de sus fracciones químicas. Para ello, se colectaron 20 muestras de suelo y una muestra compuesta de residuos. La concentración de MP totales se determinó por espectrofotometría de absorción atómica. Los residuos de mina presentaron altas concentraciones de metales en residuos y suelo: en residuos se registraron hasta 4 841 mg $kg^{-1}$ de Pb, 150 mg $kg^{-1}$ de Cd; mientras que en suelo se encontraron hasta 2 539 mg $kg^{-1}$ de Pb y 48 mg $kg^{-1}$ de Cd, Los residuos presentaron su mayor contenido en las fracciones intercambiable, unidos a óxidos y unidos a sulfuros y el suelo en la fracción intercambiable, unidos a óxidos y unidos a la materia orgánica.

## Palabras clave
Metales traza; suelos contaminados; fraccionamiento químico secuencial

## Introducción

La presencia de altas concentraciones de metales pesados en el suelo representa un serio problema para la salud humana, debido a que su inclusión dentro las diferentes niveles tróficos puede ocasionar intoxicaciones, enfermedades y desordenes metabólicos y neuronales (Chaspoul *et al*., 2008). Los metales pesados no se degradan, al entrar al organismo se acumulan, difícilmente son expulsados (Gode y Pehlivan *et al*., 2006).

En zonas mineras, el incremento de la contaminación del suelo con metales pesados es común debido a la dispersión eólica, la cual puede diseminar los residuos de mina en áreas extensas (Thornton, 1993). El grado de afectación depende en gran medida de la velocidad del viento y si los residuos presentan o no, algún tipo de cobertura. Las condiciones climáticas, hidrológicas y geológicas, van a condicionar la susceptibilidad de los residuos de mina a la

erosión (Komnitsas y Modis, 2009). En los meses de sequía, el viento puede arrastrar con mayor facilidad los residuos contaminantes (Komnitsas y Modis, 2009).

Anteriormente, se pensaba que tan sólo con la cuantificación total de los metales pesados, se obtenía una buena estimación sobre su distribución y potencial riesgo en el ambiente (Gupta y Sinha, 2006). Sin embargo, con el transcurso del tiempo, se han desarrollado técnicas que proporcionan una información más integral; es decir, proporcionan el análisis de las formas químicas (Tessier *et al*., 1979). Lo que proporciona una mejor información de la movilidad de los metales en el suelo y al conocer su distribución en el perfil del suelo se puede obtener una mejor estimación del grado de que riesgo que implican los metales pesados en el suelo.

Mediante este proyecto se evaluó el contenido, biodisponibilidad del Pb y Cd en suelos contaminados con residuos mineros de Zimapán, Hidalgo, México; así como identificar la distribución química de Pb y Cd en el suelo contaminado con residuos de mina a través de un procedimiento de extracción secuencial de sus fracciones químicas.

## Materiales y Métodos

*Zona de estudio*

El estudio fue conducido en el municipio de Zimapán, Hidalgo, ubicado entre las coordenadas de 20° 44´ latitud norte y 99° 23´ longitud oeste; a una altitud promedio de 1 780 m. Se localiza al sur de la Sierra Madre Oriental, al noreste de la Mesa Central y al suroeste del Eje Neovolcánico Transversal (Raisz, 1964).

*Muestreo de suelos contaminados con residuos de mina*

Las muestras de suelo contaminado con residuos de mina se colectaron de las inmediaciones del depósito de residuos de mina Santa María", en Zimapán, Hidalgo, México. Se colectaron a 30 cm de profundidad y a 1, 5 y 10 m de distancia de la orilla del depósito a un azimut de 50°, acorde a la dirección de los vientos. También se muestrearon los residuos de mina, para ello se preparó una muestra compuesta a partir de 20 muestras de 30 cm de profundidad

*Preparación* y análisis *químico y físico de las muestras de suelo y residuo*

Las muestras se secarán al aire y a la sombra a temperatura ambiente, se tamizarán en malla 10 con apertura de 2 mm. Se determinará el pH por potenciometría relación agua:residuo 2:1 (Palmer, 1979), materia orgánica por vía húmeda por el método Walkley א Black (Black *et al*., 1965), textura por la técnica del Bouyoucos (Gaucher, 1971), contenido de metales totales se cuantificará por Espectrofotometría de Adsorción Atómica (EAA), después de una digestión húmeda con 4 mL de la mezcla $HNO_3$:HCl con agua regia en EAA (BS, 1995).

*Procedimiento del Fraccionamiento Químico Secuencial de metales pesados en residuos de mina (modificado de Pagnanelli, 2004)*

Se determinaron las fracciones de los metales pesados:

- Soluble (Extracción con agua destilada caliente)

- Soluble e intercambiable (Extracción con acetato de amonio 1M a pH 5)
- Óxidos de hierro y manganeso (Extracción con hidrocloruro de hidroxilamina 1 M y ácido acético al 25%)
- Débilmente unido a la materia orgánica (Extracción con HCl 0.1 M)
- Fuertemente unido a la materia orgánica (Extracción con NaOH 0.5 M y digestión con $HNO_3$ al 65%) + $H_2O_2$ al 40%)
- Metales pesados unidos sulfuros (Digestión con $HNO_3$ 8 M)
- Metales pesados en la fracción mineral (Digestión con $HNO_3$ + HCl)

*Análisis estadístico de los datos*

El análisis estadístico de los datos consistió en análisis de varianza (ANDEVA) simple con el paquete estadístico SAS, pruebas t para medias de muestras apareadas, y con varianzas diferentes. También se realizaron análisis de estadística descriptiva y correlaciones de Pearson.

## Resultados y Discusión

Las concentraciones totales promedio encontradas en las muestras de suelo fueron hasta de 1 825 mg $kg^{-1}$ de Pb y 16 mg $kg^{-1}$ de Cd. En cuanto a sus propiedades edáficas, los suelos tienen un pH promedio de 7.5, una CE de 0.62 $dSm^{-1}$, un contenido de arcilla de 24%, 15% de limos y 61% de arenas; además de 4% de MO y 35% de carbonatos totales. Mientras que los residuos mineros analizados, presentaron un alto contenido de Pb de 2697 mg $kg^{-1}$, su pH fue de 7.2, una CE de 1345, un por ciento de MO de 1.2% y una textura arenosa, con 1.6% de arcillas 8% de limos y 90.4% de arena

La suma de cada una de las fracciones químicas, debe ser igual a la concentración total de cada una de las muestras, en este análisis se alcanzó un porciento de eficiencia con respecto a la concentración total para Pb del 91% en residuos y 87% para Cd. Mientras que en suelo se alcanzó un 90% para Pb y 91% para Cadmio. En la Figura 1, se pueden observar las fracciones químicas de Pb y Cd en los residuos de mina y en suelo, donde se puede apreciar que en los residuos de mina la mayor concentración de Pb se distribuyó principalmente en las fracciones soluble-intercambiable y unido a óxidos; mientras que el Cd se distribuyó en las fracciones soluble intercambiable, unido a óxidos y unido a la fase sulfida. En suelo, el Pb y Cd se distribuyen en las fracciones intercambiables, unido a óxidos y unido débilmente a la materia orgánica.

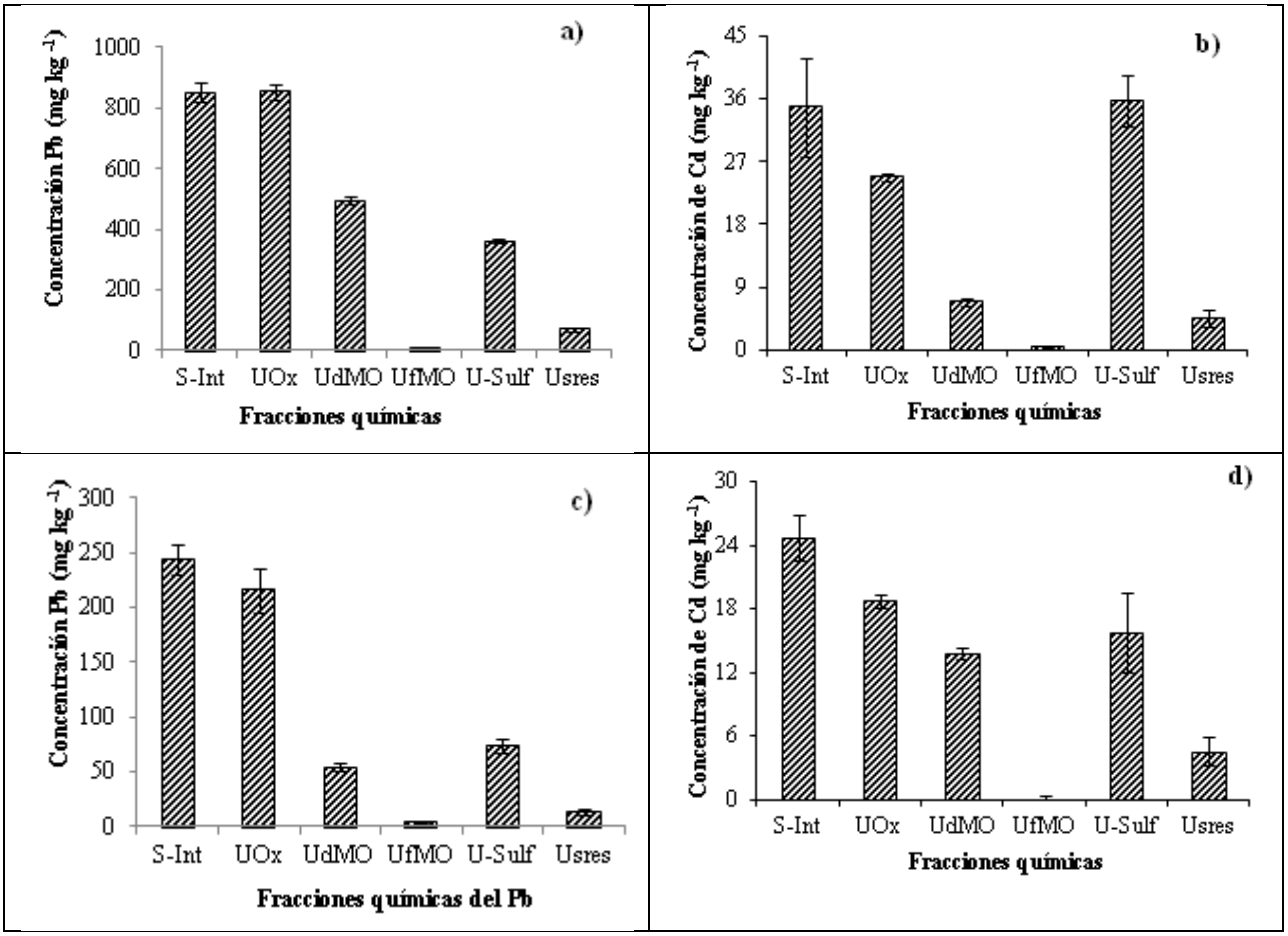



**Figura 1**. Fracciones químicas de Pb y Cd en residuos de mina (a y b) y suelo (c y d).

La disponibilidad de los metales en los residuos mineros no solamente es controlada por su concentración, sino por la forma química en la que se encuentran, siendo la intercambiable la de más riesgo para plantas animales y humanos (Moreno-Tovar *et al*., 2009). De acuerdo con Beckett y Davis, (1977), las concentraciones intercambiables de Pb y Cd se encuentran en una concentración potencialmente tóxica y biodisponible para plantas. No obstante, la aplicación de materiales orgánicos a suelos contaminados con metales pesados podría disminuir dicha fracción y no solo representaría ser una alternativa para reducir el riesgo al ambiente (Duarte, 2008).

## Conclusiones

Los residuos de mina representan una fuente de contaminación importante de metales pesados, ya que debido a su alto contenido, contaminan los suelos circundantes, creando condiciones adversas para la fauna edáfica, para las plantas allí desarrolladas, además de ser una fuente de exposición hacia los seres humanos. Sólo conocer la concentración total de metales pesados no es un buen indicador del riesgo que implican en el ambiente; sin embargo, con el fraccionamiento químico secuencial, se puede conocer el grado de peligrosidad y

predecir su movilidad. Los datos generados a partir de este procedimiento permite proponer métodos de descontaminación más adecuados para las condiciones actuales de los sistemas edáficos contaminados con metales. Los suelos aledaños a las depósitos son fuertemente contaminados y su alto contenido de Pb y Cd en la fracción extractable, indican su alto potencial de toxicidad.

## Bibliografía

Beckett, P. H., R. D. Davis. 1977. Upper critical levels of toxic elements in plants. New Phytologist, 79: 95–106. BS (British Standard). 1995. Extraction of trace elements soluble in aqua regia. Soil Quality. Part3. Chemical methods. Section 3.1.London, UK.

Chaspoul, F. R., M. F. Le Droguene, G. Barban, J. C. Rose, and P. M. Gallice. 2008. A role for adsorption in lead leachability from MSWI bottom ASH. Waste Management, 28(8):1324-1330.

Duarte, V. M. 2008. Prospección de *acacia farnesiana* y materiales orgánicos en la estabilización de plomo (ii) en residuos de mina. Tesis. Colegio de Postgraduados. Texcoco Méx. 126 p.

Gaucher, G. 1971. Tratado de edafología agrícola, el suelo y sus características agronómicas. Editorial Omega. Barcelona, Esp. 647 p.

Gode, F., and E. Pehlivan. 2006. Removal of chromium (III) from aqueous solutions using Lewatit S 100: The effect of pH, time, metal concentration and temperature. Journal Hazardous Materials, B136: 330-337.

Gupta, A. K. and S. Sinha. 2006. Chemical fractionation and heavy metal accumulation in the plant of Sesamum indicum (L.) var T55 grown on soil amended with tannery sludge: selection of single extractant. Chemosphere, 64 (1): 161-173.

Komnitsas, K., and K. Modis. 2009. Geostatistical risk estimation at waste disposal sites in the presence of hot spots. *Journal of Hazardous Materials.* 164(2-3): 1185-1190.

Moreno-Tovar, R., L. Barbanson, and O. Coreño. 2009. Mineralogical neoformation in mining residues (tailings) at the mining district Zimapán, state of Hidalgo, Mexico. *Minería y Geología.* 25 (2): 1-31.

Pagnanelli, F., E. Moscardini, V. Giuliano, and L. Toro. 2004. Sequential extraction of heavy metals in river sediments of an abandoned pyrite mining area: pollution detection and affinity series. Environmental Pollution, 133: 189-201. Palmer, R. G. 1979. Manual de laboratorio. Libros y editoriales S. A. México D. F. 158 p.

Tessier, A., P. G. C. Campbell, and M. Bisson. 1979. Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals. *Anal Chem*, 51 (7): 845-851.

Thornton, I. 1993. Environmental geochemistry and health in the 1990's: a global perspective. *Applied Geochemical*. 2: 203–210.

# EVALUACIÓN DE LA EMISIÓN DE BIOAEROSOLES EN AMBIENTES AGROPECUARIOS

**Gómez-Moreno, C.G.[1*]; Vázquez-Vázquez, C.[2]; Gallegos-Robles, M.[2]; García-Hernández, J.L.[2]; Orona-Castillo, I.[2];Salazar-Sosa, E.[2]**

[1]Doctorado-DICAF. Universidad Juárez del Estado de Durango-Facultad de Agricultura y Zootecnia. Venecia, Durango. México.
[2] Universidad Juárez del Estado de Durango-Facultad de Agricultura y Zootecnia. Venecia, Durango. México.

*Autor responsable: Carlos Gerardo Gómez Moreno, Paseo de la obsidiana #92 cerrada Rincón del sol colonia Residencial Senderos, C.P. 27018 Torreón, Coahuila México, +52 8712639106, e-mail: carlos_uaaan_ul@hotmail.com

## Resumen

La contaminación del medio ambiente propiciada por los diferentes tipos de estiércol, así como las distintas rutas de diseminación de microorganismos patógenos han tomado gran interés en estos últimos años, especialmente la aerobiología, la emisión de bioaerosoles (partículas de origen biológico suspendidas en el aire) por parte del sector agropecuaria está tomado relevancia debido a la cercanía con las poblaciones urbanas en la comarca lagunera. la Organización mundial de la salud reporta año tras año un incremento en casos de problemas respiratorios de origen bacteriano, así como afecciones alérgicas. En la comarca lagunera se cuenta con un inventario de bovinos lecheros que ronda las 500,000 cabezas, además de ser una de las zonas más importantes del país en la producción avícola (pollo de engorda, gallina de postura, reproductora pesada) con un inventario de aproximadamente 30,000,000 de aves, éstas explotaciones están en su mayoría muy cerca de zonas habitadas. en el presente trabajo de investigación se tomaron muestras de diferentes instalaciones pecuarias para determinar el número de unidades formadoras de colonias de coliformes en cada una de ellas , tomando establos y naves avícolas, desde convencionales hasta altamente tecnificadas. observamos que el tipo de instalación, así como la distancia entre mediciones fueron los dos principales factores que mostraron diferencia significativa.

**Palabras clave:** Bioaerosoles, Bactérias,Estiercol.

## Introducción

En México las principales explotaciones pecuarias productoras de estiércol son la industria bovina (carne y leche), avícola (carne y postura), y operaciones porcinas.
Las operaciones pecuarias generan grandes cantidades de estiércol (1.2 millones de kg diarios BS en la cuenca lechera de la Comarca Lagunera).

El estiércol disemina patógenos al ambiente por diferentes rutas:

a) Aplicación de estiércol sólido o líquido a la tierra
b) Corrientes de agua que lo arrastran durante las lluvias
c) Generación de aerosoles
d) Fugas o derrames de las lagunas o estanques de almacenamiento (Salazar, 2004).

La ganadería comercial e intensiva es un reservorio de agentes patógenos zoonoticos, que pueden transmitirse al medio ambiente en el estiércol sin tratar. Un área de creciente interés es el estudio de patógenos en el aire en las explotaciones pecuarias y durante las prácticas agrícolas de aplicación de abonos al suelo. Para estimar el riesgo a la salud que implica la contaminación por bioaerosoles, es necesario evaluar el número de bacterias, hongos, incluyendo cepas potencialmente patógenas.Uno de los contaminantes más importantes en el ambiente agropecuario son los bioaerosoles (Buchimete,2003). Los cuales se definen como partículas en el aire de origen biológico. Los animales y los trabajadores agrícolas están expuestos a altas concentraciones de bacterias y hongos, así como a las endotoxinas y micotoxinas producidos por estos (Millner, 2009).

## Materiales y Métodos

Se seleccionaron dos tipos de explotaciones agropecuarias

1. Explotaciones avícolas (pollo de engorda)
    - Granja Buendía (convencional)
    - Granja Lázaro Cárdenas (semi-tecnificado)
    - Palestino (tecnificado)
2. Explotaciones ganaderas (establos lecheros)
    - Establo Facultad de agricultura y zootecnia (convencional)
    - Establo Lázaro Cárdenas (semi-tecnificado)
    - Establo palo blanco (tecnificado)

Cada una de ellas con tres niveles de tecnificación (convencional, semi-tecnificado y tecnificado).

Material y equipo de medición empleado:

- A6 Zefon (equipo de muestreador de aire)
- Dataloggersensor USB (temperatura, humedad)
- Anemómetro (Kestrel)
- Pistola laser de temperaturas
- Termómetros de máximas y mínimas
- Generador eléctrico portátil 110kw
- Cajas Petri 90mm (Agar McConkey)
- Incubadora para cultivo de los muestreos (Imperial III)
- Kit API 20e pruebas bioquímicas (Biomerieux)
- Odómetro (truper)
- Banderín
- Hielera de unicel
- Gel refrigerante

Las mediciones se realizaron a tres diferentes distancias de las explotaciones (0mts, 75mts y 150mts), a favor del viento predominante y con el equipo de muestreo a una altura de 1.5 m . El tiempo de muestreo (succión de aire) fue para todos los casos de 10 minutos, con el vacuometro calibrado a una succión de 28lts/min. Las muestras se incubaron por 36 horas en la

incubadora, para posteriormente hacer el conteo directo de Unidades formadoras de colonias (UFC).Se utilizó el kit API20e en las pruebas bioquímicas y su base de datos, para identificar al agente microbiológico específico.
Utilizando la siguiente fórmula para determinar las UFC/m³ de aire.

$$UFC/m^3 = \frac{UFC \times 1000}{Fa \times t}$$

Donde UFC= unidades formadoras de colonias
Fa= flujo de aire
T= tiempo de muestreo

## Resultados y Discusión

Encontramos diferencia significativa en el factor (distancia) entre los puntos de muestreo con resultados similares a los reportados por (Karwowska, 2004) , no encontramos diferencia significativa en el factor (tipo de especie), y encontramos diferencia significativa en el factor (tipo de instalación), tal como se observa en las figuras 1-3

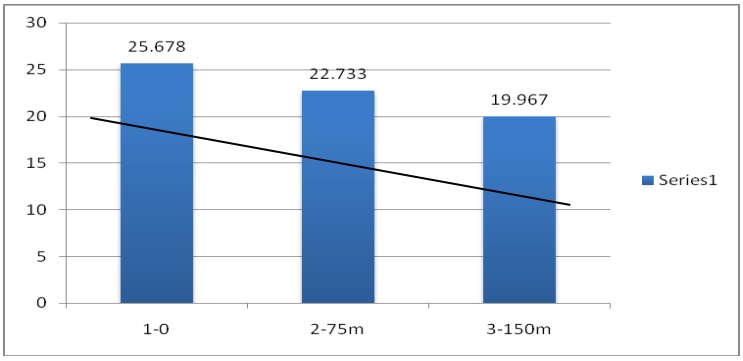



Figura 1. Diferencia estadística de UFC para el factor distancia entre puntos de medición

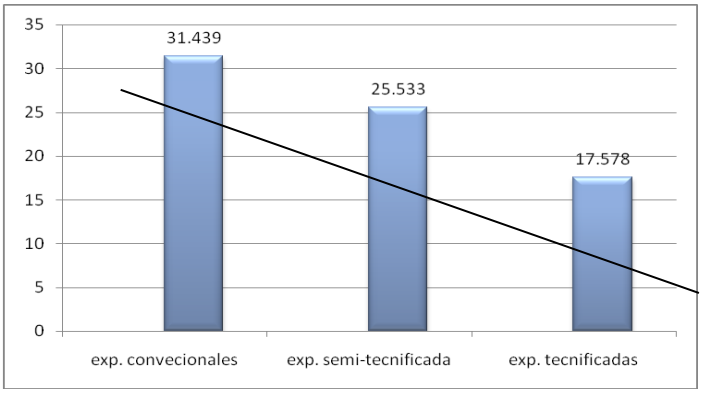



Figura 2. Diferencia estadística de UFC /m³ entre el tipo de instalación muestreada para bovinos y aves

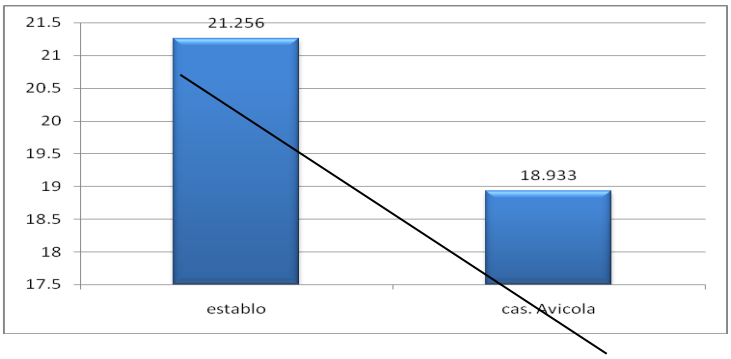



Figura 3. No se mostró diferencia estadística significativa en UFC/m³ para el factor (especie)

## Conclusiones

Se concluye que entre los puntos de muestreo estén mas cercanos al punto cero las UFC/m³ serán mayores, así como el tipo de instalación con el que cuente la explotación determina el grado de contaminación que esta emite al ambiente.

## Bibliografía

Buchimete E.(2003) Micotoxins in conidia (In Polish). Proceedings of Conference: Microbiological Decomposition and Corrosion of Technical Materials.

Karwowska E. (2004).Microbiological air contamination in farming environment. Faculty of Environmental Engineering, Institute of Environmental Engineering Systems, Department of Environmental Biology, Warsaw University of Technology, Nowowiejska 20, 00-653 Warsaw, Poland

Millner, P. (2009) Bioaerosols associated with animal production operations. United States Department of Agriculture, Agricultural Research Service, EMFSL, Beltsville, MD 20705, USA

Salazar, E.(2004) Solarización de estiercol bovino para producción de abono orgánico inocuo en la Comarca Lagunera. Universidad Juarez del Estado de Durango, Facultad de Agricultura y Zootecnia

# REMOCIÓN DE CADMIO EN AGUA POR *Schoenoplectus pungens*

**Mendez-Hurtado, C.A.[1*]; Flores-Tavizón, E.[1]; Flores-Margez, J.P.[2]; Solís, S.[1]; Yañez-Espinosa, L.[3]**

**[1]Instituto de Ingeniería y Tecnología IIT. Universidad Autónoma de Ciudad Juárez UACJ. Ciudad Juárez Chihuahua México**
**[2]Instituto de Ciencias Biomédicas ICB. Universidad Autónoma de Ciudad Juárez UACJ. Ciudad Juárez Chihuahua México**
**[3]Instituto de Investigación de Zonas Desérticas. Universidad Autónoma de San Luis Potosí UASLP. San Luis Potosí San Luis Potosí México**

*Autor responsable: Carmen Alejandra Mendez Hurtado carmen.mendez@uacj.mx; Calle Av. del Charro No. 450 norte C.P. 32310 Tel 01(52)656 688-4800

## Resumen

Debido a las actividades antropogénicas, metales pesados como el cadmio (Cd), han aumentado considerablemente su concentración en la naturaleza, puesto que es un elemento poco abundante. Las concentraciones elevadas de Cd en el ambiente genera efectos negativos en el metabolismo de las plantas, afectando principalmente su viabilidad debido a que se alteran mecanismos como: generación de especies reactivas de oxígeno, bloqueo de grupos funcionales en biomoléculas. *Schoenoplectus pungens* es una especie nativa de los drenajes naturales en Ciudad Juárez Chihuahua, que se ha utilizado para la estabilización o recuperación de áreas alteradas o degradadas. Aunado a esto las raíces crecen fácilmente en presencia de abundante agua por lo que es una excelente opción para la estabilización del suelo en los humedales y sitios ribereños. Además cumple con las características para ser empleada en técnicas de hidroponía, debido a que es una planta que crece sin necesidad de suelo, además de ser tolerante a pH ácidos. Este proyecto pretende determinar el daño causado por el Cd a la especie *Schoenoplectus pungens* y su capacidad de remoción en tratamientos de hidroponía (0, 0.2, 0.5, 1, 3 y 5ppm). Teniendo como objetivo determinar la capacidad de remoción de Cd en solución hidropónica, así como también el daño causado en xilema, pared celular y epidermis, además de su análisis en microscopio de fluorescencia y estructura cristalina presente por DRX. La remoción de Cd por parte de la planta es efectiva. El Cd disminuyó notoriamente su concentración en agua y fue acumulado en planta, ocasionando daño en estructura anatómica y siendo capaz de formar cristales junto con otros compuestos. La acumulación en tejido fue mayor en raíz que en tallo. Por lo que la especie *Schoenoplectus pungens* se recomienda para remediar humedales contaminados con cadmio.

**Palabras clave**
*Schoenoplectus pungens*; cadmio; hidroponía

## Introducción

El cadmio (Cd) es un metal pesado, poco abundante de manera natural en la corteza terrestre, sin embargo en las últimas décadas ha aumentado considerablemente su concentración, a consecuencia de la actividad minera e industrial, ya que el cadmio es considerado como un subproducto de la minería, fundición y refinamiento del zinc y en menor grado de la del plomo y cobre (Rodríguez-Serrano *et al.,* 2008).

Actualmente, la presencia de concentraciones elevadas de cadmio en el ambiente genera efectos negativos en el metabolismo de las plantas, afectando principalmente su viabilidad debido a que se alteran mecanismos como: generación de especies reactivas de oxígeno, bloqueo de grupos funcionales esenciales en biomoléculas. El cadmio como miembro de la clase B de metales en transición, tiene gran afinidad por los grupos COOH, OH, NH2, SH indol e iminazol principalmente (Anfinsen *et al.,* 1991; Polle y Schutzendubel, 2003). La reducción en el crecimiento de la radícula en plántulas y de la longitud de las raíces en plantas adultas (Ferjani, 2005; Pomponi *et al*., 2006; Méndez 2010, Liu *et al.,* 2013), aceleración de la senescencia celular (Di Toppi y Gabbrielli, 1999; Benavides *et al.*, 2005; Méndez-Hurtado *et al.,* 2013), clorosis (Prasad, 2003; Méndez 2010, Liu *et al*., 2013; Quin *et al.,* 2013). Además de la interferencia con la toma, transporte y uso de varios micronutrientes como el Fe, Mn y Zn (Di Toppi y Gabbrielli, 1999; Liu *et al.,* 2013), y polimorfismo en el ADN (Liu *et a*l; 2005).

*Schoenoplectus pungens* es una especie que se ha utilizado para la estabilización o recuperación de áreas alteradas o degradadas, aunado a esto las raíces cresen fácilmente en presencia de abundante agua por lo que es una excelente opción para la estabilización del suelo en los humedales y sitios ribereños. Además cumple con las características necesarias para ser empleada en las técnicas de hidroponía, debido a que es una planta que crece fácilmente sin necesidad de suelo además de ser tolerante a pH ácidos. (Canché, 2012). En este proyecto se pretende determinar el daño causado por el cadmio a la especie *Schoenoplectus pungens* a xilema y pared celular, además de su análisis en microscopio de fluorescencia y estructura cristalina presente por DRX. Persiguiendo los siguientes objetivos: 1) Determinar la formación de cristales de Cd con otros compuestos químicos en *Schoenoplectus pungens* utilizando DRX. 2.) Determinar la capacidad de remoción de Cd en agua por medio de la especie. 3) determinar daño anatómico por medio del microscopio de fluorescencia.

## Materiales y Métodos

Los especímenes de *Schoenoplectus pungens* se colocaron en tratamientos de hidroponía (técnica para crecer en soluciones acuosas). Las raíces se sumergen en una solución nutritiva de Hoagland aireada (Meraz, 2010), se les agregó solución de cadmio para la experimentación.

Se realizaron los experimentos con cinco diferentes concentraciones de cadmio (0,0.2, 0.5, 1, 3 y 5 ppm), se escogieron estas concentraciones debido a que son las encontradas en ambientes naturales, además de ser los límites permisibles establecidos por SEMARNAT y EPA (SEMARTNAT-NOM-127, 03).

La caracterización estructural de DRX se llevó a cabo con un difractómetro PANalytical modelo X'Pert PRO ALPHA1 en la configuración θ/2, con la línea de emisión K α del cobre correspondiente a la longitud de onda λ=1.54 Å. El equipo es controlado con un software en una computadora en donde es visualizado el patrón de difracción obtenido y posteriormente los datos obtenidos fueron procesados con ayuda de otro software X´Pert High score Plus.

El análisis realizado en el microscopio de fluorescencia, se utilizaron cortes histológicos los cuales se analizaron a una longitud de onda de 452 nm en luz azul, con ayuda de del microscopio ZEN lite Zeiss S5200.

## Resultados y Discusión

Se observó que el metal presente en agua fue disminuyendo conforme avanzaron los días, de tal manera que las concentraciones más pequeñas fueron removidas en su totalidad, mientras que en las concentraciones de 1, 3 y 5 ppm de Cd disminuyeron su concentración de tal manera que el Cd ya no tenía niveles tóxicos en agua y estaban en los límites permisibles USEPA, 2010; SEMARNAT NOM 003). Asimismo se comprobó que la raíz fue el tejido que más metal acumulo seguido por el tallo, tal como se muestra en la tabla 6. Asimismo el porcentaje de remoción de la especie vegetal es del 100% en las concentraciones 0.2, 0.5 y 1 ppm de Cd, mientras que para las concentraciones 3 y 5 ppm de Cd, fue del 85 y 89% respectivamente. Tal como se muestra en la tabla 1.

Tabla 1. Cadmio acumulado en tejido de la especie *Schoenoplectus pungens* y remoción en agua

| | Cd removido ppm | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| Concentración inicial en ppm | Raíz | Tallo | Total removido Por la especie | Cd detectado en agua | Porcentaje de remoción de Cd por *Schoenoplectus pungens* |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Control |
| 0.2 | 0.20 | 0.000 | 0.2 | 0 | 100 |
| 0.5 | 0.355 | 0.141 | 0.5 | 0 | 100 |
| 1 | 0.902 | 0.106 | 1 | 0 | 100 |
| 3 | 2.017 | 0.526 | 2.543 | 0.460 | 85 |
| 5 | 2.822 | 1.616 | 4.438 | 0.565 | 89 |

En el microscopio electrónico, se observó que el Cd emitió fluorescencia, evidenciando su acumulación en pared celular y en vacuolas. De acuerdo aumentaba la concentraciones de Cd la fluorescencia del metal aumentaba en la pared celular, tal se muestra en la figura 1. En las concentraciones 3 y 5 ppm de Cd la fluorescencia de Cd se vio mucho mayor que las concentraciones de 0.2 y 0.5 ppm de Cd.

En cuanto a los análisis de difracción de rayos x. Los difractogramas la presencia de picos de difracción de gran intensidad, donde se analizó tejido de raíz de la especie *Schoenoplectus pungens* tratadas con diferentes concentraciones de Cd. En particular, en cada uno de los espectros se distingue la existencia de los picos localizados en 2θ=22.441 y 2θ=41.188, correspondientes a los índices de Miller (202) y (132) respectivamente, los cuales corresponde a una estructura cristalina rombohedral perteneciente al azufre S. También se detectaron picos en 2θ = 28.328 y 2θ = 67.163 los cuales corresponden a los planos del índice de Miller de (101) y (203) respectivamente. Estos picos de difracción corresponden a la estructura cristalina hexagonal del sulfuro de cadmio CdS. Asimismo se detectó picos correspondiente a 2θ = 31.190 y 2θ = 60.827 con los planos cristalinos del índice de Miller de (122) y (125) respectivamente, los cuales cuentan con una estructura cristalina monoclínica del sulfato de cadmio Cd ($S_2O_7$). Además de detectar picos en 2θ = 50.392 y 2θ= 78.345, correspondientes al índice de Miller de (222) y (204) respectivamente, ambos corresponden a una estructura cristalina ortorrómbica de Selenito de cadmio Cd ($SeO_3$).

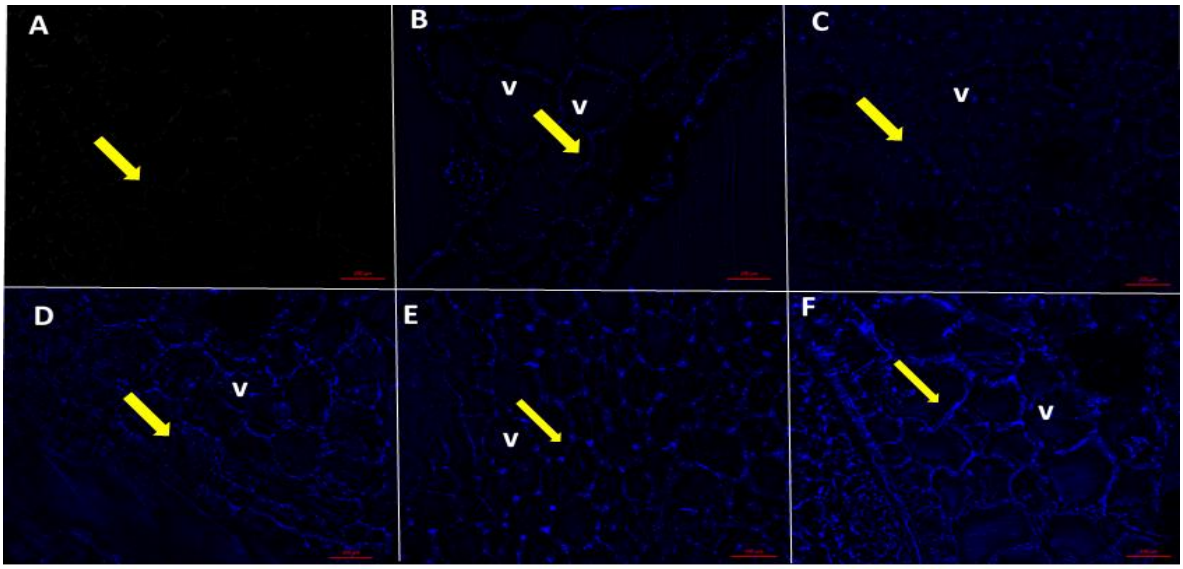



Figura 1. Cortes anatómicos observados en microscopio de fluorescencia a 40 x. A, tratamiento de 0.2 ppm de Cd, (V) vacuola, (Flecha amarilla) pared celular, células del parénquima. B, 0.5 ppm de Cd, células del parénquima (V) vacuola, (Flecha amarilla) pared celular. C, 1ppm de Cd, células del parénquima (V) vacuola, (Flecha amarilla) pared celular. D 3 ppm Cd, (V) vacuola, (Flecha amarilla) pared celular, células del parénquima. E, 5ppm Cd células del parénquima (V) vacuola, (Flecha amarilla) pared celular.

En cuanto a cortes histológicos se encontró que hay agrandamiento de vacuolas, observándose de mayor tamaño en las concentraciones 1, 3 y 5 ppm de Cd, en las concentraciones de 0.2 y 0.5 ppm de Cd el tamaño fue menor respecto a las concentraciones mayores, pero aun así se observaron grandes.

## Conclusiones

El cadmio está afectando significativamente a la especie *Schoenoplectus pungens*, debido a que es capaz de sustituir a otros metales indispensables para el desarrollo y funcionamiento de la especie, lo que hace que la planta merme su funcionamiento. Por el mismo motivo está afectando a la vascularización de la planta. Además el cadmio es capaz de formar cristales junto con otros elementos, lo cual nos da una idea de cómo el Cd esta interactuando dentro de la especie. En cuanto al análisis químico, se encontró que la remoción de Cd en agua fue en su totalidad en concentraciones bajas como 0.2, 0.5 y 1 ppm de Cd y casi en su totalidad en las concentraciones 3 y 5 ppm de Cd, pues la especie demostró una gran capacidad de remoción y acumulación de Cd en su tejido, por lo que se recomienda para trabajos futuros de remediación de agua contaminada con cadmia. La planta fue capaz de acumular Cd en su tejido, en especial en su raíz y lo demás en la parte aérea, esto se demostró pues en las imágenes tomadas con el microscopio de fluorescencia donde se observó la acumulación del Cd en su tejido en especial en las pared celular de los tejidos.

## Bibliografía

Anfinsen C.B. Richards F. M., Edsall J T., Eisenberg D. 1991. Metalloproteins: structural aspects. Advances in protein chemistry. Vol 42 326-338

Di Toppi L. & Gabbrielli R. 1999. Response to cadmium in higher plants. Environmental and Experimental Botany 41, 105- 130

Liu M., Li P.J., Qi X.M., Zhou Q.X., Zheng L., Sun T.H. & Yang Y.S. 2005. DNA changes in barley (Hordeum vulgare) seedlings induced by cadmium pollution using RAPD análisis. Chemosphere 61, 158-167.

Liu X, Song Q, Tang Y, Li W, Xu J, Wu J, Wang F, Brookes P. 2013. Human health risk assessment of heavy metals in soil–vegetable system: A multi-medium analysis. Science of the Total Environment 463–464 (2013) 530–540

Méndez Hurtado C. A. 2010. Efecto de Cd disuelto en agua en la germinación de semillas y el crecimiento de plántulas de Agave lechuguilla provenientes de zonas con diferente nivel de contaminación por metales. Tesis de maestría del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica (IPICYT)

Méndez-Hurtado A., Rangel-Méndez R., Yáñez-Espinosa L., Flores R. 2013. Tolerance to Cadmium of Agave lechuguilla (Agavácea) Seeds and Seedlings from Sites Contaminated with Heavy Metals. The Scientific World Journal Volume 2013, 167834

Meraz García N. 2010. Remoción de níquel de agua mediante especies vegetales nativas de ciudad Juárez, chih. Tesis Maestría en Ingeniería. Universidad Autónoma de Ciudad Juárez. Ciudad Juárez Chihuahua México

Norma oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996

Norma oficial Mexicana NOM-002-SEMARNAT-1996

Norma oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997

Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994

Pomponi M., Censi V., Di Girolamo V., De Paolis A., Di Toppi L., Aromolo R., Costantino P. & Cardarelli M .2006. Overexpression of Arabidopsis phytochelatin synthase in tobacco plants enhances Cd2+ tolerance and accumulation but not translocation to the shoot. Planta 223, 180-190.

Prasad M., Malec P., Waloszek A, Bojko M. & Strzałka K. 2003. Physiological responses of Lemna trisulca L. (duckweed) to bioaccumulation. Plant Science 161, 881-889.

Quin Q, Wu H, Zhang Y, Feng Q, Tai P. 2013 characterization of cadmium 108 Cd distribution and acumulation in Tagetes erecta L. seedlings: effects of split-root and of remove xylem phoem Chremospher 93: 2284-228

Rodríguez-Serrano M., Martínez de la Casa N., Romero Puestas MC., Rio Legazpi LA., Sandalio González LM. (2008) Toxicidad del cadmio en plantas. Ecosistemas 17, 13-15

Schützendübel A.y Polle A. 2002. Heavy metal signalling in plants: linking cellular and organismic responses. Topics in Current Genetics 4, 187- 214.

UNEP (United Nations Environment Programme). 2000. Mining and sustainable development II. Challenges and perspectives, Industry and Environment

USEPA United Estate Departament of Agriculture. 2012. Common threesquare *Schoenoplectus pungens* (Vahl) Palla. USA.

# BIOACUMULACIÓN DE ARSÉNICO EN ÓRGANOS VEGETALES DE ALFALFA (*Medicago sativa*), EN UNA REGIÓN ÁRIDA DEL NORTE DE MÉXICO

**Navarro-Morones, M.[1*]; Trejo-Escareño, H. I.[1]; Cervantes-Vázquez, M. G.[1]**

**[1]Universidad Juárez del Estado de Durango, Facultad de Agricultura y Zootecnia. Ejido Venecia, Durango., México.**

*Autor responsable: Mabel_navarro81@hotmail.com; Calle Dom.con. Ejido El Recuerdo Durango. Núm. S/N, Gómez Palacio, Durango. México. CP 35110; Tel. +52(871)-105-5670

## Resumen

El objetivo del presente estudio fue identificar el órgano (raíz, hoja, tallo) de la planta que tiene mayor capacidad de acumular arsénico, así como determinar el impacto sobre el rendimiento de alfalfa cultivada en un medio contaminado con arsénico. Este trabajo de investigación se realizó en el campo agrícola experimental de la FAZ-UJED. Los factores de estudio fueron dos variedades de alfalfa (Sundor y Exelente 110) y dosis de arsénico (0 ppm, 10 ppm, 20 ppm. 40 ppm) adicionando a todas las macetas el 2% de materia orgánica a base de estiércol bovino. Los tratamientos se distribuyeron y analizaron estadísticamente con base a un diseño de parcelas divididas con un análisis bifactorial de 2x4 y una comparación de medias por el método de tukey. Los resultados mostraron diferencia estadística significativa en los órganos vegetales (raíz, hoja, tallo), donde se presento una mayor concentración a medida que aumentaba la dosis en el cual fue la hoja el que presento mayor contenido de arsénico con 11.1 seguido de raíz y tallo con valores máximos de 8.9 y 2.6 respectivamente sin embargo a lo que respecta a variedades evaluadas fueron similares en la absorción de arsénico.

## Palabras clave

Alfalfa; bioacumulación; órganos vegetales.

## Introducción

En México como a nivel mundial el suelo sufre una degradación acelerada como consecuencia principalmente de diversas actividades humanas. La organización para la cooperación (OCDE) coloca a México entre los primeros lugares en este aspecto (con cerca del 50% de suelos severamente degradados) comparado con el resto de países miembros. (GEO MÉXICO, 2004).

La contaminación por metales pesados es uno de estos los principales problemas que mas preocupan a la humanidad, los cuales se liberan dentro de nuestro medio ambiente. Los metales pesados se han ido incrementando continuamente como resultado de actividades industriales y desarrollo tecnológico. El incremento de los metales pesados pose una amenaza en el medio ambiente y salud publica por su toxicidad, y su bioacumulacion en la cadena alimenticia y su persistencia en el medio ambiente (Ceribasi and Yetis, 2001).

Las principales fuentes contaminantes son (Rathinasabapathi et al., 2006) de origen antropogénico industria minera, residuos industriales, jales de minas, fertilizantes. La utilización

extensiva de plaguicidas en la agricultura en varias formas inorgánicas de As es la principal fuente de contaminación de lo suelos. (Álvarez et al., 2003).

La materia orgánica es un factor clave en la fertilidad del suelo, ya que actúa sobre las propiedades físicas (porosidad, capacidad de retención hídrica estabilidad de agregados, etc.) sobre las químicas aportando nutrientes mediante los procesos de mineralización, y a través de su capacidad de Intercambio de cationes, que actúan sobre una reserva nutricional, y sobre las biológicas, ya que mantiene la actividad microbiana del suelo (Bernal, 2006). Por lo anterior es importante conocer la capacidad bioacumuladora en los órganos vegetativos de alfalfa en dos variedades de alfalfa en una región árida del norte de México.

## Materiales y Métodos

El experimento del presente trabajo de investigación se llevo a cabo en los terrenos de la Facultad de Agricultura y Zootecnia en el Ejido Venecia, municipio de Gómez Palacio, Dgo., de la región conocida como "Comarca Lagunera" la cual se ubica en el kilómetro 28.5 de la carretera Gómez Palacio-Tlahualilo, Dgo., a una latitud de 24º 28'N Y 104º18'De Longitud W a una altitud de 1110 msnm.

*Material genético utilizado.*

Se trabajó con el cultivo de alfalfa (*medicago sativa)* con dos variedades de alfalfa que fue, sundor, y excelente 110 con tres concentraciones de arsénico 10, 20, 40 ppm que se obtuvieron de un suelo altamente contaminado con este metaloide además de un testigo, adicionándoles a todas las macetas 2% de materia orgánica de estiércol bovino.

*Preparación del Suelo*

Se tomó suelo en un área cercana al sitio experimental, el cual se cribo a una malla de 6*6ml y este suelo se mezclo en una revolvedora a 30 revoluciones por minuto con suelo contaminado para obtener las dosis del contaminante deseado y materia orgánica al 2% poniendo 22Kg de suelo en cada bote previamente homogenizado.

*Siembra*

La siembra se llevo a cabo el día 31 de marzo del 2007 al boleo en botes de 0.30m de diámetro por 0.5m de altura. En el bote se hicieron orificios uno al centro de 5cm de diámetro y cuatro alrededor de 2.5cm de diámetro. Esta se sembró en suelo contaminado en tres concentraciones distintas 10 20 y 40ppm y un testigo adicionando el 2% de materia orgánica.

*Cosecha.*

En total se hicieron 10 cortes estos se hicieron a el 20% de botón floral a 3cm de la superficie del suelo con tijeras.

*Análisis de laboratorio*

Los cortes fueron divididos en inicio, medio y final para el análisis de los tejidos vegetales. Las muestras fueron diluidas en licuadora.

## Resultados y Discusión

Al analizar el efecto de las dosis de As aplicadas en el rendimiento total de materia seca se encontró diferencia altamente significativa entre los tratamientos (cuadro 1), donde podemos apreciar la influencia de este metaloide en el desarrollo del cultivo, destacando la disminución en el rendimiento cuando se aplicaron 10 y 20 ppm en el suelo.

Cuadro 1. Medias del peso seco total en el cultivo de alfalfa en los diez cortes.

| Concentración As ppm | Rendimiento gr/.07068m$^2$ |
|---|---|
| 0 | 15.430 ab |
| 10 | 14.035 ab |
| 20 | 11.865 b |
| 40 | 16.425 a |

Los resultados obtenidos para cada uno de los órganos de la planta muestran presencia del metaloide, presentando una mayor concentración en estos a medida que aumentaron las dosis aplicadas del suelo figura 1, así mismo se puede observar que la mayor concentración se presento en la hoja con un valor máximo de 11.1ppm seguidos de los órganos como raíz y tallo con valores máximos de 8.9 y 2.6ppm respectivamente.

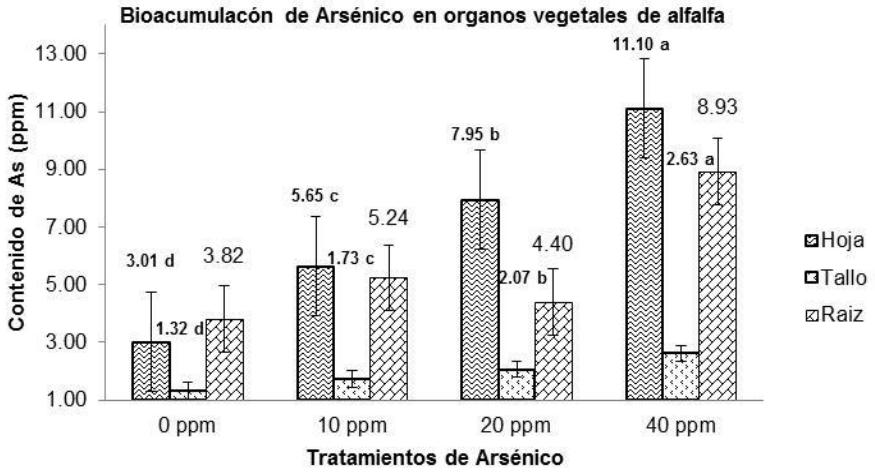



Figura 1. Contenido de Arsénico (As) en hoja, tallo y raíz en los diferentes tratamientos evaluados.

## Conclusiones

Las variedades sundor y exelente-110 se comportaron de una manera similar en la concentración de arsénico en tejidos vegetales, lo cual mostro una tendencia clara en acumulación en la hoja estuvo Influenciada por los tratamientos, siendo los que mayor a

cumularon los de mayor concentración. El rendimiento de alfalfa se vio afectada por las dosis de arsénico aplicadas. La materia orgánica disminuye la absorción de arsénico en el suelo.

## Bibliografía

Bernal. C. 2006. Fertilidad y contaminación de suelos Agrícolas. Aplicados a EL Cultivo de la vid. Departamento de conservación de suelos y agua y manejo de residuos orgánicos centro de edafología y Biología aplicada del segura. Consejo superior de investigación Científicas. Murcia.

GEO MEXICO. 2004. Estado del Medio Ambiente: suelo. 120-140 pp.

Ceribasi HI, Yetis U. 2001. Biosorption of Ni (II) and Pb (III) by phanaerochate Chrysosporium from a binary metal system-kinetics wáter SA. 27 (I): 15-20 pp.

Álvarez B. J., Bolado R. S. 2003. Dinámica de adsorción-desorciòn de arsénico (V) en suelos de cultivo en castilla y león. Departamento de Ingeniería Química, Universidad de Valladolid.

Rathinasabapathi, B., Ma. Q. Lena. 2006. Arsenic Hyperaccumulating Ferns and their Aplication to phytoremediation of Arsenic Contaminated Sites.University of florida, Gainesville. Floriculture, Omamental and plant Biotechnology Volumen lll. Global Sciense Books, UK. 306-311 pp.

# ELABORACIÓN DE BIOCHAR CON FINES DE REMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON METALES PESADOS

**Nuñez-Balderas, L. V.[1*]; Etchevers-Barra, J. D.[1]; Aguirre-Goméz, A.[2]; Hidalgo-Moreno, C. [1]**

**[1]Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Texcoco, Estado de México. México.**
**[2]Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán. Cuautitlán, Estado de México. México.**

*Autor responsable: nunez.laura@colpos.mx; Calle R. F. Magón Núm. 189 C-12, Col. Tlatelolco, México, D. F., México CP 06900; Tel. +52(155)1502-7410

## Resumen

El biochar se produce en condiciones de ausencia de oxígeno y a temperaturas de 300 a 1000 °C, este es efectivo para remediar suelos contaminados con metales pesados (MP). El efecto del biochar en la remediación depende la temperatura y el tipo de material empleado. El objetivo de este trabajo fue establecer la temperatura, velocidad de pirolisis y el tiempo de residencia para la elaboración de un biochar con fines de remediación para Cd, Cu, Pb y Zn; estudiar la cinética química de volatilización en lirio acuático (*Eichhornia sp.*) y eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill) mediante pruebas termogravimétricas. La temperatura de pirolisis fue de 600 °C, la tasa de calor fue de 10 °C por cada minuto y el tiempo de residencia fue de 30 minutos para ambos materiales, en la cinética, ambos materiales muestran una estabilización después de la máxima perdida de biomasa, sin embargo, el rendimiento en biochar fue mayor para el lirio acuático que en el eucalipto.

## Palabras clave
Biochar; remediación; metales pesados; temperatura

## Introducción

El biochar es producido por la descomposición térmica bajo condiciones limitadas de oxígeno (pirolisis). Es rico en carbón orgánico recalcitrante, de grano fino. Es una sustancia porosa y predominantemente estable. Se crea cuando la biomasa se caliente a temperaturas entre 300 y 1000 °C (Lehmann y Joseph, 2009). El biochar incrementa el rendimiento en los cultivos, mejora la retención de humedad del suelo (Devi y Saroha, 2014), la retención de nutrientes, incrementa el pH y la CIC, la actividad microbiana (Uzoma et al., 2011) y aumenta la resistencia de los cultivos a plagas (Lehmann, et al., 2011; Elad et al., 2010). En la remediación de suelos, la pirolisis es una técnica para inmovilizar metales pesados (MP). La inmovilización de MP disminuye la toxicidad y la fracción lixiviable. Estudios demuestran que las propiedades alcalinas del biochar ocasionan la precipitación de estos.

Las características del biochar que influyen en la remediación de suelos son principalmente la temperatura (influye en la inmovilización de MP) y el tipo de material empleado, esta última influye en la porosidad, área superficial y grupos funcionales presentes en la superficie del biochar (Al-Wabel et al., 2015; Davi y Saroha, 2014; Tang et al., 2013). Altas temperaturas de pirolisis acrecientan el área superficial, disminuyen el rendimiento (Chen et al., 2014) y se generan pH alcalinos, permitiendo una alta capacidad de sorción de contaminantes.

Temperaturas de 500 a 700 ° C en residuos de trigo presentan superficies mayores de 300 $m^2$ $g^{-1}$, mientras que temperaturas de 300 a 400 ° C la superficie es menor de 200 $m^2$ $g^{-1}$ (Tang et al., 2013). Los tipos de biomasa empleados que pueden servir como material para la fabricación de biochar son el estiércol, virutas de madera, residuos de cultivos y lodos. El biochar de paja de arroz tiene efectos en la movilidad de $Cu^{2+}$, $Pb^{2+}$ y $Cd^{2+}$ (Jiang et al., 2012); en biochar de *Conocarpus* sp. disminuye las concentraciones de MP en plantas de maíz, de acuerdo a la siguiente serie Mn>Cu>Cd>Zn (Al-Wabel et al., 2015).

Para experimentos de remediación de suelos contaminados con Cd, Cu, Zn y Pb, se requiere un biochar con las siguientes características: alta área superficial para incrementar la CIC y alta capacidad de sorción para los metales antes mencionados. El objetivo de este trabajo es determinar la temperatura de pirolisis, velocidad y tiempo de residencia para dos materiales evaluados lirio acuático (*Eichhornia* sp.) y eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill) y la cinética química de la volatilización de carbono en ambos materiales. La hipótesis de este trabajo, es que la temperatura y la velocidad permitirán abatir los niveles de los cuatro MP disponible.

## Materiales y Métodos

Se recolectó lirio acuático (*Eichhornia* sp.) del lago de Patzcuáro, en Michoacán, México (19° 32' 32.7''N y 101° 38'27.25'' W, altura 2044 msnm) y eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill) del Colegio de Postgraduados, Campus Texcoco, México, México (19° 28'3.46'' N y 98° 53'59.50'', altura de 2244 msnm), este último fue cortado a 4 cm con una picadora Marca Vermer modelo BC 1000 XL. Ambos materiales fueron secados al aire libre y molidos en una malla de 3.5 mm marca Arthur H. Thomas Co. Se construyó un contenedor de metal cuyas dimensiones fueron 23·15·15 cm, se emplearon 14 tornillos de 7/16 y como empaque se utilizó papel aluminio para repujado. Las muestras se pirrolizaron dentro del contenedor en un horno marca Nabertherm. La temperatura definida de pirolisis fue de 600 ° C, la velocidad fue de 10 ° C por cada minuto y un tiempo de residencia de 30 minutos.

La cinética de cada material se realizó conectando una balanza analítica al contenedor para evaluar los cambios en la biomasa seca de cada material, se registró el peso por cada minuto hasta completar una hora treinta minutos en una hoja de Excel, posteriormente se integró la derivada de la masa de cada material entre la derivada del tiempo. Se midió pH en una relación de 2 g de biochar y 25 ml de agua destilada, agitación por quince minutos y quince minutos de reposo. También se evalúo el poder alcalinizante de cada biochar en un residuo de mina con pH de 2.88, en 10 g de residuo y 1 g de biochar en 30 ml de agua destilada, miso tiempo de agitación y reposo.

## Resultados y Discusión

Bajo las condiciones de preparación antes mencionadas el biochar de lirio acuático (BL) presento un rendimiento del 43.13 %, mientras que el biochar de eucalipto (BE) fue del 28.40 %. Respecto al pH, el BL fue más alcalino (10.0) que el BE (9.40). Ambos biochars tuvieron efecto alcalinizante en los residuos mineros, el BL con residuo el pH fue de 7.25 y en el BE con residuo de 4.87. En la figura 1 y 2 se representa la cinética de la volatilización de carbono y el termograma para cada material. Para el BE, la máxima perdida de biomasa es al minuto 39 a una temperatura de 400 ° C aproximadamente, cuando la temperatura se estabiliza en la etapa de residencia, la masa se vuelve constante.

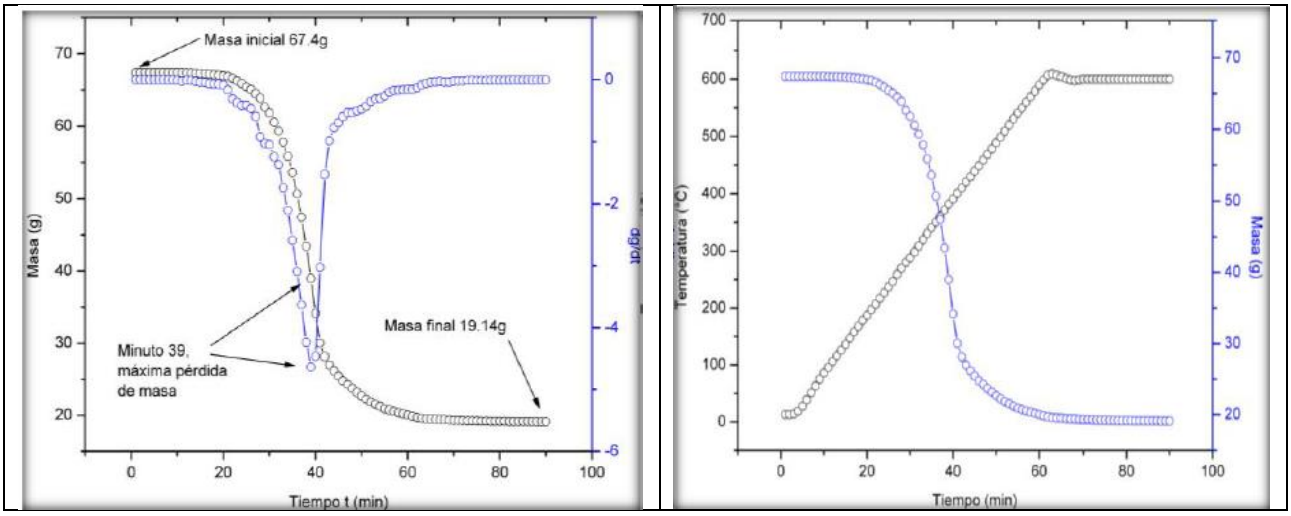



**Figura 1.** Cinética de volatilización de carbono y termograma para el biochar de eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill).

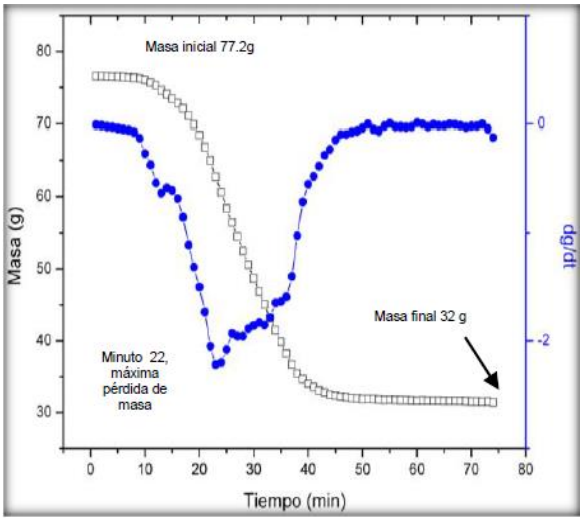



**Figura 2.** Cinética de volatilización de carbono para el biochar de lirio acuático (*Eichhornia sp*)

Para el BL, la máxima pérdida de masa es al minuto 32, sin embargo al llegar a una temperatura de 550 ° C se estabiliza la masa. No obstante, se han reportado temperaturas de 600 °C en biochar de residuos de pulpas de papel para inmovilización de Zn y Cu (Devi y Saroha, 2014); 900 ° C para Cu en lodos residuales (Al-Wabel et al., 2015); 700° C en biochar de ajonjolí para Pb (Park et al., 2015); se ha observado que incrementos en la temperatura de pirolisis incrementan la adsorción de Cu, Zn y Pb; pero para el Ni y el Cd, se incrementa la adsorción cuando disminuye la temperatura.

## Conclusiones

Temperaturas de 600 ° C en biochar producidos a partir de lirio acuático y eucalipto, incrementan el pH, en residuos mineros puede tener un efecto benéfico en la inmovilización de metales pesados. Pero en residuos mineros neutros o alcalinos podría provocar efectos alcalinizantes en plantas, si se pretende lleva a cabo la fitorremediación. Se sugiere trabajar con cinéticas de acidificación para reducir el pH de estos biochars.

## Agradecimientos

Al INIFAP San Martinito, al M.C. Noel Carrillo Ávila y la M.C. Edna Elena Suárez Patlán para la elaboración de los biochars.

## Bibliografía

Al-Wabel, M.I., A. R.A. Usman, A. H. El-Naggar, A. A. Aly, H. M. Ibrahim, S. Elmaghraby and A. Al-Omran. 2015. Conocarpus biochar as a soil amendment for reducin heavy metal availability and uptake by maize plants. Saudi J. of Biological Sciences 22:503-511.

Chen, T., Y. Zhang, H. Wang, W. Lu, Z. Zhou, Y. Zhang and L. Ren. 2014. Influence of pyrolisi temperatura on characteristics and heavy metal adsorptive performance of biochar derived from municipal sewage sludge. Bioresource Technologu 164:47-54.

Devi, P. and A. K. Saroha. 2014. Risk analysis of pyrolyzed biochar made from paper mil effluent treatments plan sludge for bioavailability and eco-toxicity of heavy metals. Bioresource Technology 162:308-315.

Elad, Y., D. R. David, Y.M. Harel, M. Borenshtein, H.B. Kalifa, A. Silber and E.R. Graber. 2010. Induction of system resistance in plants by biochar, a soil applied carbon sequestering agent. Phytopathology 100: 913.921.

Jiang, J., R. K. Xu, T.Y. Jiang and Z. Li. 2012. Immobilization of Cu (II), Pb (II) and Cd (II) by the adittion of rice Straw derived biochar to simulated polluted Ultisol. J. Hazard. Mater. 229-230:145-150.

Lehmann, J., M.C. Rillig, J. Thies, C.A. Masiello, W.C. Hockaday and D. Crowley. 2011. Biochar effects on soil biota-A review. Soil Biol. Biochem. 43:1812-1836.

Lehmann, J. and S. Joseph. 2009. Biohacr for environmental management: an introduction. In: Biochar for environmental management science and technology. Editado por: Lehmann, J. y s. Joseph. Earthscan Publisher, U.K. pp. 1-9.

Park, J.H., Y.S. Ok, S.H. Kim, J.S. Cho, J.S. Heo, R. D. Delaune and D.C. Seo. 2015. Competitive adsorption of heavy metals onto sesame straw biochar in aqueous solutions. Chemosphere en prensa.

Tang, J., W. Zhu, R. Kookana and A. Katayama. 2013. Characteristics and its application in remediation of contaminated soil. Journal of Bioscience and Bioengineering 116(6):653-659.

Uzoma, K-C., M. Inoue, H. Andrey, H. Fujimaki, A. Zahoor and E. Nishihara. 2011. Effect of cow manure biochar on maize productivity unders sandy soil condition. Soil Use Manage 27:205-212.

# VARIABILIDAD ESPACIAL DE NITRATOS ($NO_3^-$) Y AMONIO ($NH_4^+$) EN SUELOS DE LA COMARCA LAGUNERA, USANDO SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA (SIG)

**Ruiz-Ortega, FJ[1]; Fortis-Hernández, M[1]; Preciado-Rangel, P[1]; Trejo-Valencia, R[2]; Esquivel-Murillo, K[1]; Ibarra-Casiano, JL[1]**

**[1]Instituto Tecnológico de Torreón (ITT). Km 7.5 Carr. Torreón –San Pedro. 27120. Torreón, Coah. México.**
**[2]Tecnologico Nacional de México. Área de Investigación. Arcos de Belén Núm. 79, Col. Centro, Delegación Cuauhtémoc. 06010. México, D. F.**

*Autor responsable: ruiz6812@hotmail.com; Calle circuito Jazmin Núm. 320, Cerrada de los pinos Fracc. Los Arrayanes, Gómez Palacio, Durango. México. CP 35174; Tel. +52(871)-104-2066

## Resumen

El presente trabajo pretende determinar la distribución espacial del contenido de nitratos ($NO_3^-$) y amonio ($NH_4^+$), en suelos agrícolas de la Comarca Lagunera, México. Se realizaron muestreos "georreferenciados" de suelo a una profundidad de 15 cm, para su posterior análisis en laboratorio y determinar contenidos de amonio y nitratos. Los resultados del análisis se procesaron en el programa geoestadistico ArcGis Ver. 10.1, para integrar una base de datos georreferenciados, a partir de la cual se utilizó el método de interpolación espacial Kriging ordinario (KO). Esto permitió generar una imagen raster del contenido de $NO_3$- y $NH_4^+$ de las muestras de suelo. Los resultados indican que la magnitud en la acumulación de N y los mecanismos de disponibilidad en el suelo, eran de esperarse ya que éste es altamente dependiente de las condiciones de manejo del suelo, como la incorporación de residuos orgánicos (estiércol), la adición constante de fertilizantes nitrogenados y riego con aguas de baja calidad. Por lo que es recomendable considerar esta zonificación para estudios futuros.

## Palabras clave
Georeferencia, interpolación, kriging, contaminación.

## Introducción

En muchas regiones del mundo los suelos agrícolas se están contaminando por el uso intensivo de agroquímicos y el empleo de aguas residuales para riego. Este problema es mayor en zonas agrícolas de producción intensiva y en lugares cercanos a zonas urbanas, lo que se refleja en la concentración de nitritos en aguas subterráneas (Neeteson y Carton, 2001; Galaviz-Villa *et al*., 2010). La Comarca Lagunera (CL), área agrícola y ganadera en el norte de México, no escapa a estos problemas; en esta región se produce cerca de un millón de toneladas de estiércol de bovino al año, el cual se aplica en forma directa a los suelos agrícolas (Fortis *et al*., 2009). La mineralización del estiércol genera diferentes compuestos nitrogenados, como nitrato y amonio, entre otros (Kunjikutty *et al*., 2007). El nitrato es el contaminante inorgánico comúnmente identificado en aguas subterráneas; las concentraciones peligrosas para el ser humano son las mayores de 50 mg $L^{-1}$ (FAO-WHA, 2002). También se puede encontrar amonio, amoniaco, nitrito, óxido nitroso y nitrógeno orgánico (Pacheco *et al*., 2002). Aunado a esta problemática, existe escaso conocimiento de la distribución espacial de nitratos y

amonio en un suelo dentro de las áreas cultivadas. Los sistemas de información geográfica (SIG) son una alternativa para solucionar este problema (Corner *et al*., 2002; Chen *et al*., 2007). Los SIG se definen como la estadística relacionada con los datos geográficos, de ahí que se relacionen con la estadística espacial o la geoestadística (Morales-García, 2004). Su principal fundamento tiene como base que las variables físicas y biológicas en la naturaleza, generalmente, muestran heterogeneidad espacial.

Sin embargo, se pueden encontrar patrones de distribución, ya que existe continuidad espacial entre las diferentes localizaciones de las variables físicas y biológicas a estudiar (Taylor, 1984). Las metodologías de los SIG se basan en el uso de métodos de interpolación para este fin, por lo que estas se definen como un conjunto de herramientas y técnicas que sirven para analizar y predecir los valores de una variable distribuida en el espacio o en el tiempo de forma continua (Johnston *et al*., 2001); no obstante, la precisión de estos modelos geoestadísticos varía por la naturaleza del área de estudio (Pawlowsky y Olea, 2004). Por lo anterior, es probable que al utilizar la herramienta de la geoestadística, a través de los SIG, se puedan elaborar mapas de distribución espacial de nitratos y amonio a nivel parcelario, los cuales se utilizarían para identificar áreas con mayores concentraciones de estos iones y emplearse para proponer estrategias de manejo, conservación y ahorro de insumos agrícolas. Por esta razón, el objetivo del presente trabajo fue determinar la distribución espacial del contenido de nitratos ($NO_3^-$) y amonio ($NH_4^+$) para determinar las áreas de mayor concentración.

## Materiales y Métodos

Para el muestreo de suelos, se partió de un mapa del área agrícola de la Comarca Lagunera (CL) y por medio de un diseño sistemático con base a una plataforma de proyección de cuadrícula UTM, se definió un muestreo georreferenciado de 90 sitios. De esta forma, la superficie total considero ocho de los 15 municipios de la CL (Figura 1). El muestreo se realizó en una sola toma en el estrato de 0-15 cm, a las muestras se les determinaron Nitratos ($NO_3^-$) y Amonio ($NH_4^+$). Con los datos obtenidos se realizó un análisis de variabilidad de cada una de sus propiedades y se determinaron estadísticas básicas. Posteriormente, se aplicó el método de interpolación de *kriging* (Cristóbal *et al*., 2008), utilizado para obtener los mapas de distribución de las variables en el área de estudio. El análisis espacial fue realizado en el programa geoestadístico ArcGis 10.1.

## Resultados y Discusión

La concentración de amonio, nitrato y sus coordenadas, se muestran en el Cuadro 1. Las concentraciones de amonio variaron de 0.79 a 15.76 mg $kg^{-1.}$ Y la superficie varío desde las 152 56 ha hasta 225 857 ha; las concentraciones de nitrato variaron de 0.91 a 158.7 mg $kg^{-1}$ y en superficie varían desde las 207 ha hasta 318316 ha. La concentración y distribución espacial de nitratos y amonio obedece a diferentes factores mineralógicos y microbiológicos del suelo, los cuales influyen directamente en la mineralización e inmovilización de estos iones y, por ende, en su distribución vertical y horizontal (Sumner, 2000). Después de correr los modelos con los datos obtenidos de laboratorio, se obtuvieron los mapas temáticos de distribución de nitrato y amonio. En la Figura 1 se muestran los mapas de las concentraciones de nitratos y amonio (0 a 15 cm de profundidad).

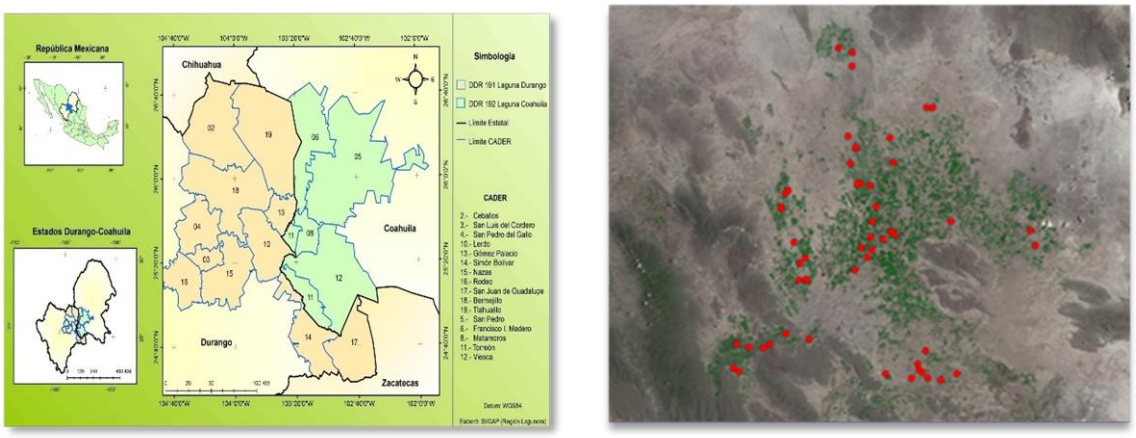



Figura 1. Mapa de la Comarca Lagunera y áreas de muestreo georeferenciadas.

Cuadro 1. Concentraciones de nitratos y amonio a la profundidad de 0 - 15 cm, en suelos de áreas agrícolas de la Comarca Lagunera.

| **Nitratos ($NO_3^-$)** | |
|---|---|
| Hectáreas | Rango de Valores mg $kg^{-1}$ |
| 318 316 | 0.91 - 12.05 |
| 316 659 | 12.06 - 16.38 |
| 242 312 | 16.39 - 20.71 |
| 72 414 | 20.72 - 26.28 |
| 30 769 | 26.29 - 33.09 |
| 10 078 | 33.10 - 43.61 |
| 2 898 | 43.62 - 59.07 |
| 978 | 59.08 - 81.97 |
| 444 | 81.98 - 113.53 |
| 207 | 113.54 - 158.7 |

| **Amonio($NH_4^+$)** | |
|---|---|
| Hectáreas | Rango de Valores mg $kg^{-1}$ |
| 53 306 | 0.79 - 4.49 |
| 70 806 | 4.5 - 5.61 |
| 68 306 | 5.62 - 6.72 |
| 129 366 | 6.73 - 7.54 |
| 186 756 | 7.55 - 8.31 |
| 174 438 | 8.32 - 9.07 |
| 225 857 | 9.08 - 10.07 |
| 44 788 | 10.08 - 11.47 |
| 26 196 | 11.48 - 13.35 |
| 15 256 | 13.36 - 15.76 |

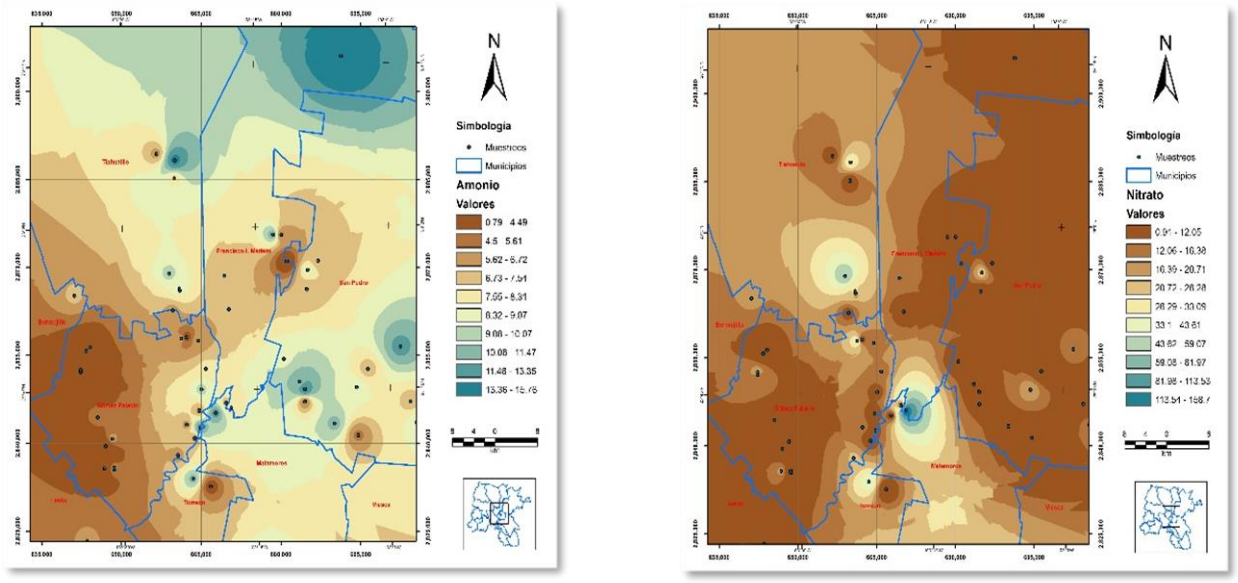



Figura 2. Distribución espacial de nitratos ($NO_3^-$) y amonio ($NH_4^+$) en suelos de áreas agrícolas de la Comarca Lagunera, usando el método de interpolación de Kriging.

En zonas áridas y semiáridas, el nitrógeno en el suelo es considerado como un recurso limitante y poco se sabe sobre los procesos y mecanismos que afectan su disponibilidad, acumulación, transformación y pérdida. En este sentido, los resultados indican que la magnitud en la acumulación de N y los mecanismos de disponibilidad en el suelo, eran de esperarse ya que éste es altamente dependiente de las condiciones de manejo del suelo, como la incorporación de residuos orgánicos (estiércol), la adición constante de fertilizantes nitrogenados y riego con aguas de baja calidad.

## Conclusiones

Los métodos de interpolación son una aplicación práctica para establecer la distribución espacial de iones, como el nitrato y el amonio, que pueden contaminar suelos agrícolas por mal manejo. Los mapas que se obtienen a partir de métodos de interpolación pueden utilizarse como herramientas en el manejo de suelos agrícolas, para evitar la contaminación de los recursos naturales. Por lo que es recomendable considerar esta zonificación para estudios futuros.

## Bibliografía

Chen, G. F., L. Y. Cao, G. W. Wang, B. C. Wan, D. Y. Liu, and S. S. Wang. 2007. Application of a spatial fuzzy clustering algorithm in precision fertilization. N. Z. J. Agric. Res. 50: 1249-1254.

Corner, R. J., R. J. Hickey, and S. E. Cook. 2002. Knowledge based soil attribute mapping in GIS: The expector method. Trans. GIS 6: 383-402. Davis, J. C. 2002. Statistical and data analysis in geology. John Wiley. New York. NY, USA.

FAO/WHO (Food and Agriculture Organization/World Health Organization). 2002. FAO procedural guidelines for the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, Roma. [Online]. Disponible en: http://ftp.fao.org/es/esn/jecfa/2002- 09-24_Vet_Drugs_Proc_Guidelinesb.pdf. (Consulta: julio 15, 2010).

Fortis H., M., J. A. Leos R., I. Orona C., J. L. García-Hernández., E. Salazar S., P. Preciado R., J. A. Orozco V. y M. A. Segura C. 2009.

Galaviz- Villa, I., C. Landeros-Sánchez, M. R. Castañeda-Chávez, J. P. Martínez-Dávila, A. Pérez-Vázquez, I. Nikolskii-Gavrilov and F. Lango-Reynoso. 2010. Agricultural contamination of subterrainean water with nitrates and nitrites:An environmental and public healt problem. J. Agric. Sci. 2: 17-30.

Johnston, K., J. M. VerHoef, K. Kriyoruchko, and N. Lucas. 2001. Using ArcGis Geostatistical Analyst. Redglands, CA, USA.

Kunjikutty, S. P., S. O. Prasher, R. M. Patel, S. F. Barrington, and S. H. Kim. 2007. Simulation of nitrogen transport in soil under municipal wastewater application using leach. J. Am. Water Res. Assoc. 43: 1097-1107.

Neeteson, J. J. and O. T. Carton. 2001. The environmental impact of nitrogen in field vegetable production. Acta Hortic. 563: 21- 28.

Pacheco, J., R. Pat C. y A. Cabrera S. 2002. Análisis del ciclo del nitrógeno en el medio ambiente con relación del agua subterránea y su efecto en los seres vivos. Ingeniería 6: 73-81.

Pawlowsky G., V. and R. A. Olea. 2004. Geostatistical analysis of compositional data. International Association for Mathematical Geology. Oxford University Press. Oxford, England.

Sumner, M. E. 2000. Handbook of soil science. CRC-Press. Boca Raton, FL, USA.

Taylor, L. R. 1984. Assessing and interpreting the spatial distributions of insect populations. Annu. Rev. Entomol. 29: 321-357.

# COMPORTAMIENTO MORFOLÓGICO DE PLÁNTULAS DE *Capsicum annuum* L. EXPUESTAS A RESIDUOS ELECTRÓNICOS E INOCULADAS CON MICROORGANISMOS BENÉFICOS

**Sánchez-Viveros, G[*1]; Argumedo-Delira, R[2]; Herrera-Jiménez E[1]; Vidal-Martínez NA[1]**

**[1]Facultad de Ciencias Agrícolas. Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz. México.**
**[2]Facultad de Ciencias Agrícolas. Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz. México.**
**[3]Unidad de Servicios de Apoyo en Resolución Analítica (SARA). Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz. México.**

*Autor responsable: gabrialuv@gmail.com. Circuito Gonzalo Aguirre Beltrán s/n. Zona Universitaria. Xalapa, Veracruz, México.

## Resumen

Las plantas que se desarrollan en ambientes contaminados con asociación de microorganismos, favorecen los procesos de adaptación a condiciones extremas, en la mayoría de las familias. El objetivo fue evaluar el comportamiento morfológico de *Capsicum annuum* L. inoculadas con microorganismos ante la presencia de residuos electrónicos en el sustrato de crecimiento. Para este estudio se utilizaron plántulas de chile de 15cm±2 de altura. La parte radical fue colocada dentro de bolsas de fibra fina con 0.5 g de residuos electrónicos e inoculadas con *Aspergillus niger* (cepa MXPE6) y una levadura (cepa B-20) en una concentración de $1x10^8$ UFC. Se utilizó un diseño experimental completamente al azar con tres tratamientos (HF: *Aspergillus niger* ; L: Levadura; HF+L: MIX) y un testigo. En la variable altura no se presentaron diferencias significativas en ningún tratamiento (20±.5 cm). Sin embargo, en longitud de raíz para el tratamiento L con presencia de residuos electrónicos (14.3 cm), fue significativamente diferente en comparación con plántulas sin residuos electrónicos (21.2 cm). Sin embargo, en peso seco total para L con la presencia de residuos electrónicos (0.47 g) fue significativamente diferente en comparación con el tratamiento HF (0.21 g). Para el número de hojas no existieron diferencias significativas para el tratamiento L con residuos electrónicos (7.1 hojas) en comparación con el tratamiento HF+L (6.9 hojas). Con base en los resultados obtenidos, las plantas que mostraron un mejor comportamiento ante la presencia de residuos electrónicos, fueron aquellas que se encontraban en presencia de la levadura y el MIX.

## Palabras clave
Fitorremediación, Capsicum, morfología

## Introducción

Los metales pesados se han reportado en diferentes componentes (aire, agua, suelo y plantas). Cuando diversos contaminantes presentan metales en altas concentraciones son considerados como contaminantes del medio ambiente, debido a sus efectos adversos sobre la salud humana (Yang *et al*. 2007; Ok *et al*. 2011). La bioacumulación de metales pesados en el ecosistema y sus posibles riesgos para la salud son de gran preocupación. Diferentes procesos antropogénicos (minería, producción de combustible, la energía, la galvanoplastia, la agricultura intensiva, el riego con aguas residuales y la aplicación de lodos de depurados) y geológicos (erosión de las rocas y el vertido de los depósitos de mineral) son las fuentes iniciales de la

mayoría de metales toxicos (Ok et al., 2007;. Chanpiwat et al., 2010; Shah et al., 2010;. Wei y Yang 2010;. Kong et al., 2011). Numerosos trabajos de investigación se han llevado a cabo para entender la contaminación del suelo con metales pesados derivados de fuentes antropogenicas como las actividades mineras y de fundición, la incineración de residuos, la producción de cemento, gases de los vehículos, fertilizantes y pesticidas (Ahmad et al., 2012). La fitorremediación es una alternativa tecnológica que utiliza plantas para extraer, contener, degradar y/o inmovilizar contaminantes del suelo (Schwitzguebel et al., 2002). Para ende, se ha estudiado diversas especies de plantas que poseen dicha característica. La mayoría de las especies que poseen potencial para la fitorremediacion se encuentran dentro de las familias Brassicaceae, Fabaceae, Poaceae, y Solanaceae (Ahmad et al., 2012; Gupta et al., 2008).

Sin embargo, la concentración de metales en la planta se encuentra en estrecha relación con el tipo de estructura de la misma. En aquellas donde el desarrollo del tallo es menor, no existe una acumulación significativa, en cambio, en plantas que presentan una mayor elongación de raíz, tallo, hojas anchas, la concentración de metales aumenta (Kertulis-Tartar et al., 2006; Khan et al., 2013). También en el proceso de biorremediación se han empleado diversos microorganismos para atenuar problemas de contaminación, tales como; hongos micorrizico arbusculares, bacterias y levaduras, mismo que son estudiados para dar solución a problemas de contaminación.

## Materiales y Métodos

Para este estudio se utilizó se desinfestaron semillas de chile (*Capsicum annuum* L.) con alcohol al 70% (v/v) y cloro al 5% (v/v) con tres enjuagues con agua destilada. Posteriormente se colocaron en aireación utilizando una bomba de aire modelo elite durante ocho horas con agua destilada en tubos Falcon de 50 mL. Se utilizaron cajas Petri de cristal desinfectadas con cloro al 15 % (v/v) durante dos horas y alcohol al 90% (v/v) para evitar cualquier contaminante. Se colocó papel absorbente y 20 mL de agua destilada para conferir humedad al medio dentro de la caja Petri. Finalmente fueron colocadas 100 semillas por cada caja y puestas dentro de una incubadora a 24°C en completa oscuridad durante 120 horas.

Las semillas germinadas (emergencia de radícula) fueron colocadas en un semillero con sustrato estéril (arena). Después del trasplante, los semilleros se colocaron dentro de un invernadero a 27±3°C, del 40% de humedad relativa. Se realizaron monitoreos constantes para observar la sobrevivencia de las semillas. Después de 20 días del trasplante, se obtuvieron plántulas de 15 cm de altura aproximadamente.

Se utilizaron tarjeta de circuito electrónico impreso de teléfonos celulares fragmentados (1 cm). Cada fragmento se pulverizo con una licuadora tipo industrial marca Waring® modelo 8150 durante tres minutos con diez réplicas de molido. La muestra resultante se tamizo y se esterilizo en autoclave a 120°C durante 1 hora.

Por otro lado, se utilizaron dos microorganismos, tal es el caso de *Aspergillus niger* (cepa MXPE6) y una levadura (cepa B-20). La cepa fúngica fue reactivada en cajas de Petri con agar papa dextrosa (PDA, Bioxon®) a 28°C durante 10 días. Transcurrido este tiempo, se cortaron discos con micelio del hongo (7 mm de diámetro) y agregados dentro de un biorreactor con capacidad de 2.5 L con medio mineral (750 mL) constituido por $(NH_4)_2SO_4$; 0.5 g $L^{-1}$ $NaH_2PO_4$; 0.1 g $L^{-1}$ $CaCl_2$; 0.1 g $L^{-1}$ $MgCl_2$ y 20 g $L^{-1}$ glucosa con un pH de 4.45. Se mantuvo en agitación

constante y a temperatura ambiente durante 12 días. La levadura B-20 se reactivó en cajas de Petri con agar nutritivo (Bioxon®) a 28 °C durante 7 días. Posteriormente, se preparó una suspensión a $1x10^8$ UFC $mL^{-1}$, de la cual se tomó 10 mL y se agregaron al biorreactor con 750 mL de medio mineral, colocado a temperatura ambiente durante 8 días. Después del tiempo trascurrido para el crecimiento de cada microorganismo, se calibro una suspensión a $1x10^8$ UFC $mL^{-1}$.

La parte radical de la plántula fue colocada dentro de bolsas de fibra fina (bolsas de té) con 0.5 g de residuos electrónicos y trasplantadas a vasos de unicel con 150 g de sustrato, 5 mL de inoculo de *Aspergillus niger* (cepa MXPE6) y levadura (B-20) a una concentración de $1x10^8$ $UFC^{-1}$ cerca de la parte radical de la plántula y del residuo electrónico. Se realizaron monitoreos constantes para evaluar el comportamiento morfológico de las plántulas. La evaluación final se realizó 40 días después de la inoculación.

## Resultados y Discusión

Las plantas inoculadas presentaron diferente comportamiento morfológico en toda su estructura (figura 2). Con base en los resultados obtenidos y a la prueba estadística realizada (Tukey) con un $\alpha = 0.05$, en la variable altura no se presentaron diferencias significativas en ningún tratamiento (20±.5 cm: figura 1). De acuerdo con Li *et al* (2009) y Ranya *et al* (2015), el comportamiento de cada una de las plántulas se ve influenciado por el tipo de elemento presente en el suelo, en este caso realizo un estudio con plantas de diversas especies expuestas a cobalto, obteniendo un menor crecimiento en aquellas que se encontraban expuestas al elemento. Por otro lado, para este estudio, la longitud de raíz para el tratamiento L con presencia de residuos electrónicos (14.3 cm), fue significativamente diferente en comparación con plántulas sin residuos electrónicos (21.2 cm).

Mishra *et al* (2006) y Naz *et al* (2013) consideran que la interacción de microrganismos con la planta demuestra una clara comunicación molecular en la liberación de diversos compuestas que se encargan de la biotransformación y bioacumulación del contamínate debido a la síntesis de fitoquelatinas. Así mismo en peso seco total para L con la presencia de residuos electrónicos (0.47 g) fue significativamente diferente en comparación con el tratamiento HF (0.21 g). Para el número de hojas no existieron diferencias significativas para el tratamiento L con residuos electrónicos (7.1 hojas) en comparación con el tratamiento HF+L (6.9 hojas).

De acuerdo con Shah *et al* (2010); Ok *et al* (2010) y Chanpiwat *et al* (2010) diversos cultivos poseen cierta afinidad con diversos microorganismos. Muchos de ellos poseen efecto mutualista, por ende, el cultivo de chile (Capsicum annuum L.) presenta gran afinidad hacia diversos microrganismos. Gupta *et al*., 2008 demuestra que la interacción de cada microorganismo se encuentra ligada a cierto número de especies.

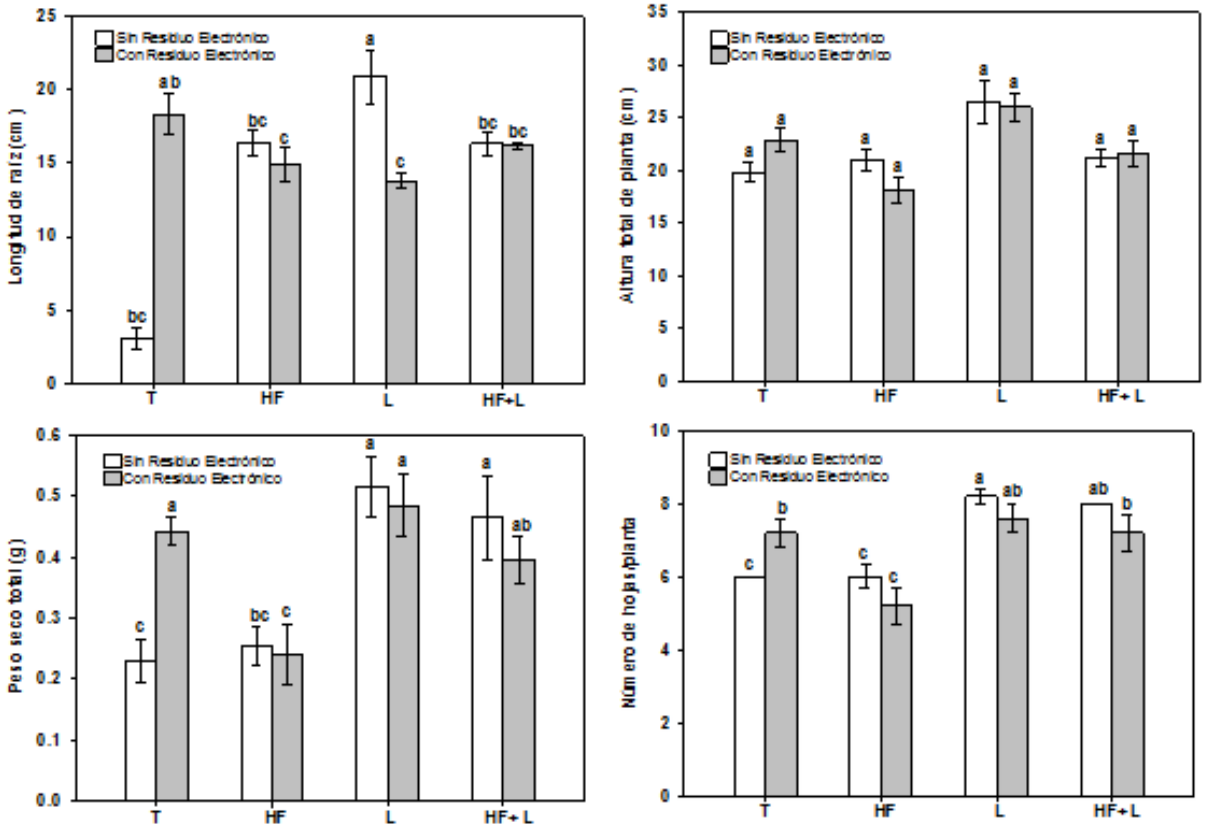



Figura 1. Variables analizadas. T (testigo); HF (hongo filamentoso); L (Levadura); HF+L: MIX. Prueba Tukey α=0.05 y n=5.

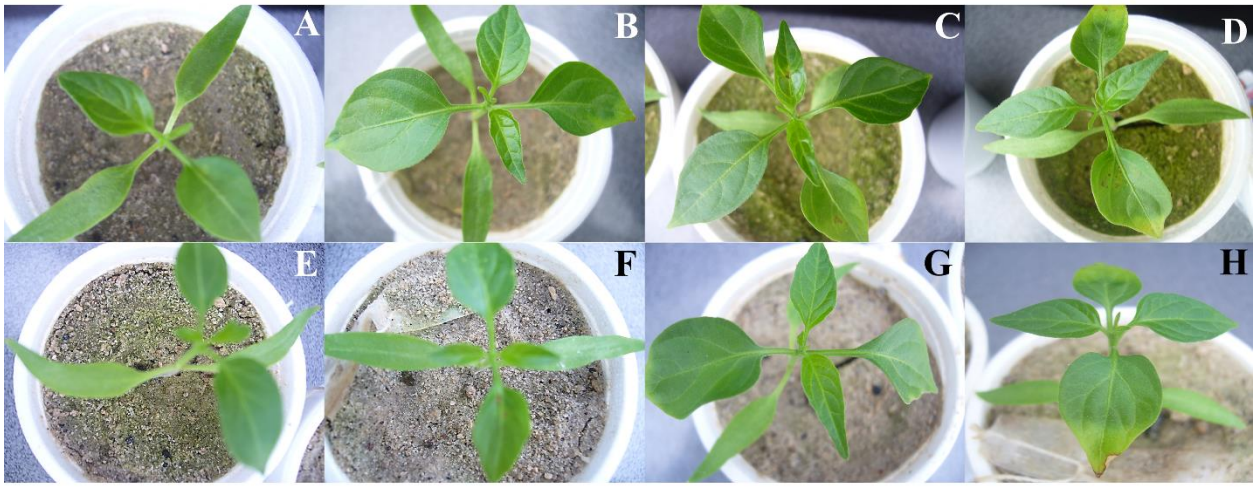



Figura 2. Cambios morfológicos en plántulas. A) Testigo (sin residuo); B) Testigo (residuo electrónico); C) L (sin residuo); D) L (con residuo); E) HF (sin residuo); F) HF (con residuo); G) HF+L (sin residuo); H) HF+L (con residuo).

## Conclusiones

Con base en los resultados obtenidos, las plantas que mostraron un mejor comportamiento ante la presencia de residuos electrónicos, fueron aquellas que se encontraban en presencia de la levadura y el MIX, por tal motivo es posible utilizar *Capsicum annuum* L. junto con de microorganismos, con fines de fitorremediación con base en una evaluación cualitativa.

## Agradecimientos

Facultad de Ciencias Agrícolas, campus Xalapa. Universidad Veracruzana. Colegio de Postgraduados campus Montecillos, Texcoco y la Unidad de Servicios de Apoyo en Resolución Analítica (SARA). Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz.

## Bibliografía

Ahmad M, Lee SS, Yang JE, Ro HM, Lee YH, Ok YS. 2012. Effects ofsoil dilution and amendments (mussel shell, cow bone, and biochar) on Pb availability and phytotoxicity in military shooting range soil. Ecotoxicol Environ Saf 79:225–231.

Chanpiwat P, Sthiannopkao S, Kim KW. 2010. Metal content variation in waste water and bio sludge from Bangkok's central wastewater treatment plants. Microchem J 95:326–332.

Gupta S, Nayek S, Saha RH, Satpati S. 2008. Assessment of heavy metal accumulation in macrophyte, agricultural soil and crop plants adjacent to discharge zone of sponge iron factory. Environ Geol 55:731–739.

Kertulis-Tartar GM, Ma LQ, Tu C, Chirenje T. 2006. Phytoremediation of an arsenic-contaminated site using Pterisvittata: a two-year study. Intern J Phytoremed 8:311–322.

Khan S, Chao C, Waqas M, Arp HPH, Zhu YG. 2013. Sewage sludge biochar influence upon rice (Oryza sativa L) yield, metal bioaccumulation and greenhouse gas emissions from acidic paddy soil. Environ Sci Technol 47:8624–8632.

Kong S, Lu B, Ji Y, Zhao X, Chen L, Li Z, Han B, Bai Z. 2011. Levels risk assessment and sources of PM10 fraction heavy metals in four types dust from a coal-based city. Microchem J 98:280–290.

Li HF, Gray C,Mico C, Zhao FJ, McGrath SP. 2009. Phytotoxicity and bioavailability of cobalt to plants in a range of soils. Chemosphere 75:979–986.

Mishra S, Srivastava S, Tripathi RD, Kumar R, Seth CS, Gupta DK. 2006. Lead detoxification by coontail (Ceratophyllum demersum L.) involves induction of phytochelatins and antioxidant system in response to its accumulation. Chemosphere 65:1027– 1039.

Naz A, Khan S, Qasim M, Khalid S, Muhammad S, Tariq M. 2013. Metals toxicity and its bioaccumulation in purslane seedlings grown in controlled environment. Nat Sci 5:573–579.

Ok YS, Usman ARA, Lee SS, Abd El-Azeem SAM,Choi BS,Hashimoto Y, Yang JE. 2011. Effects of rapeseed residue on lead and cadmium availability and uptake by rice plants in heavy metal contaminated paddy soil. Chemosphere 85:677–682.

Ok YS, Yang JE, Zhang YS, Kim SJ, Chung DY. 2007. Heavy metal adsorption by a formulated zeolite-Portland cementmixture. J Hazard Mater 147:91–96.

Ranya El-Bakatoushi , Asmaa Mohamed Alframawy , Amel Tammam , Dhalia Youssef , Laila El-Sadek. 2015. Molecular and Physiological Mechanisms of Heavy Metal Tolerance in Atriplex halimus. Intern J Phytoremed. 17: 789-800.

Shah MT, Begum S, Khan S. 2010. Pedo and biogeochemical studies of mafic and ultramfic rocks in the Mingora and Kabal areas Swat, Pakistan. Environ Earth Sci 60:1091–1102.

Wei B, Yang L. 2010. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. Microchem J 94:99–107.

Yang JE, Kim JS, Ok YS, Yoo KR. 2007. Mechanistic evidence and efficiency of Cr (VI) reduction in water by different sources of zerovalent irons. Water Sci Technol 55:197–202.

# DISPONIBILIDAD DE NÍQUEL POR ADICIÓN DE FÓSFORO Y AZUFRE EN SUELOS DEL VALLE DEL MEZQUITAL, HIDALGO

**Solís-Martínez, M[1*]; Carrillo-González, R[2]; Alcántara-Jiménez, JA[3], Juárez-López P[4]**

**[1,3]Colegio Superior Agropecuario del Estado de Guerrero (CSAEGRO). Cocula, Guerrero. México.**
**[2]Colegio de Postgraduados. Texcoco, Edo. de México. México.**
**[4]Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca, Morelos. México.**

*Autor responsable: solmar_1112@yahoo.com.mx; Calle: Av. Vicente Guerrero Núm. 81 Primer Piso, Col. Centro, Iguala, Guerrero. México. CP 40000; Tel. +52(733)-332-4328

## Resumen

Se evaluó el efecto de la adición de azufre y fósforo sobre la extractabilidad de níquel (Ni), y en la biodisponibilidad para maíz en el valle del Mezquital, Hidalgo. Se muestrearon los suelos de tres sitios (Atitalaquia, Tlahuelilpan y Tepatepec) para establecer experimentos de equilibrio en el laboratorio. Los suelos se incubaron con dosis crecientes de azufre (0, 2, 4 y 6 t $ha^{-1}$) y fósforo (0, 250, 500, 1000 y 2000 mg $L^{-1}$), durante cinco y dos semanas, respectivamente. Se cuantificó la concentración de Ni, unido a las diferentes fracciones del suelo (soluble, FI; intercambiable, FII; carbonatos, FIII; óxidos, FIV; materia orgánica, FV, y residual, FVI). Las fracciones de níquel FVI, FV y FIII fueron las más estables en los tres sitios. Al aplicar azufre y fósforo a los suelos, se observó un incremento en las fracciones FI, FII y FV. Con base en los experimentos del laboratorio, se seleccionaron los tratamientos 0 y 2 t $ha^{-1}$ de azufre, y 0, 1000 y 2000 mg $L^{-1}$ de fósforo, para realizar el experimento en invernadero y evaluar la biodisponibilidad del metal en maíz blanco. Los tres suelos se incubaron con azufre y fósforo durante cuatro y dos semanas, respectivamente. La concentración de Ni en maíz sobrepasó los intervalos considerados como normales para los cultivos.

## Palabras clave
Biodisponibilidad; inmovilización; fraccionamiento

## Introducción

El uso de aguas residuales en las tierras agrícolas para riego es una práctica que ha recibido la atención de muchos investigadores. La utilización de este tipo de aguas es una práctica benévola en regiones como el valle del Mezquital, donde la escasa precipitación, de apenas 502 mm en promedio anual, es el principal factor limitativo de la producción. Sin embargo, su uso sin ningún tratamiento previo, las convierte en una fuente potencial de contaminación del suelo por elementos potencialmente tóxicos (EPT) y para las plantas que en él crecen, introduciéndose a través de esos cultivos a la cadena trófica.

Algunos de estos EPT pueden persistir en los suelos debido a su inmovilidad; mientras que otros emigran a través del perfil del suelo (Mench *et al.,* 1994). El entendimiento de la función de procesos que controlan la solubilidad y movilidad de los EPT en los suelos y de los factores que afectan, como pH, contenidos de arcilla, materia orgánica, composición mineralógica y

carbonato libre, es de suma importancia. Esta información es básica para disminuir el riesgo que involucra la absorción del metal por la planta.

En diversas investigaciones realizadas en el valle del Mezquital, Hgo., (Carrillo *et al.,* 1993; 1997; Siebe y Cifuentes, 1995) se menciona el grado de contaminación, acumulación y distribución de EPT, como Pb, Cd, Cr, Ni, Cu y Zn en suelos irrigados con aguas residuales sin tratar, provenientes de la Ciudad de México y área Metropolitana. También indican el efecto sobre los seres vivos cuando estos elementos exceden los límites de concentración permisibles. Entre los procedimientos reportados para manejar estos suelos están la inundación y diversas formas de inmovilización: sorción, intercambio iónico y precipitación. La inmovilización de EPT es una tecnología prometedora para remediar los suelos contaminados.

Sin embargo, se han realizado pocos trabajos sobre recuperación de suelos con problemas de contaminación con EPT mediante la adición de productos químicos, para inducir la formación de minerales poco solubles. Por estas razones, el objetivo de la presente investigación fue evaluar el efecto de la adición de azufre y fosfatos sobre la extractabilidad de Ni, así como la biodisponibilidad evaluada mediante el cultivo de maíz.

## Materiales y Métodos

El valle del Mezquital se sitúa entre los 19º 53' y 20º 30' de latitud norte y los 98º 57' y 99º 30' de longitud oeste. Se divide en la mitad por la serranía de San Miguel, la cual se ramifica, a su vez, en diferentes desniveles. La región es parte de la cuenca del río Tula, la cual es la principal corriente en la vertiente oriental. La temperatura media anual oscila entre 18 ºC y 19 ºC, y muestra grandes variaciones dentro de un día por efecto de la altitud. El período de heladas se presenta de noviembre a febrero, mientras que el periodo lluvioso ocurre de junio a septiembre, con un intervalo anual de precipitación de 200 a 500 mm. Los suelos de la región se clasifican como Typic Calciorthids (Cajuste *et al.*, 1999).

Se realizó un muestreo en tres sitios: Atitalaquia (Sitio 1), Tlahuelilpan (Sitio 2) y Tepatepec (Sitios 3), los cuales se seleccionaron con base en el tiempo de uso del agua residual y tomando como referencia la caracterización de suelos de la región. En cada sitio se colectó una muestra compuesta, formada por 15 submuestras tomadas a una profundidad de 0 a 15 cm, en forma aleatoria, siguiendo una secuencia en zig-zag, hasta obtener un volumen de suelo suficiente para los ensayos en el laboratorio e invernadero.

Las características físicas y químicas determinadas a las muestras de suelo se hicieron siguiendo la metodología recomendada. Todos los análisis se hicieron por triplicado y las soluciones utilizadas se prepararon con agua desionizada, con una conductividad eléctrica menor a 0.2 µS/cm. El trabajo se realizó en el Laboratorio de Química de Suelos, de la especialidad de Edafología del Colegio de Postgraduados.

En el laboratorio se llevó a cabo un experimento de incubación de los suelos con azufre y ortofosfato. El objetivo fue disminuir gradualmente el pH de los suelos, hasta obtener un valor estable y constante de la reacción y conocer el tiempo de equilibrio (días) para hacer incubaciones en el invernadero. Asimismo, simular las condiciones particulares de acidez que presenta la rizósfera, para observar los cambios que manifiesta el Ni en sus diferentes fracciones (soluble en agua, intercambiable, ligada al carbonato, ligada a los óxidos de Fe y Mn, ligada a los compuestos orgánicos, y residual).

Se incubaron los tres suelos seleccionados, para lo cual se pesaron 200 g de cada uno y se colocaron en frascos de color ámbar. Se adicionaron dosis crecientes de azufre agrícola (0.0, 2.0, 4.0 y 6.0 t $ha^{-1}$), manteniendo la humedad a capacidad de campo. Los frascos se colocaron en una estufa con aireación continua, a una temperatura de 38°C durante cinco semanas. Una vez por semana se determinó la reacción del suelo y la conductividad eléctrica. El potenciómetro se calibró en cada serie de 15 muestras leídas, con soluciones buffer certificadas de pH 4.0, 7.0 y 10.0.

Después del periodo de incubación con azufre, a las muestras de suelo se agregaron dosis crecientes de P (ácido fosfórico) (0, 250, 500, 1000 y 2000 mg $kg^{-1}$) y se incubaron durante dos semanas. Al final del periodo de equilibrio, en cada tratamiento, se tomó una submuestra de suelo para determinar la reacción del suelo y la conductividad eléctrica, así como para hacer el fraccionamiento del metal. El objetivo de este análisis fue ver cómo cambiaba la distribución del Ni en los componentes del suelo y saber cómo se afectaba su disponibilidad, al romper el sistema buffer.

Con los resultados obtenidos, se definieron las diferentes dosis aplicadas a las macetas en el invernadero. El análisis se hizo por triplicado y las fracciones se obtuvieron siguiendo el procedimiento descrito por Tessier *et al*., (1979) de la siguiente forma: soluble, con agua desionizada; intercambiable, con $MgCl_2$ 1 M pH 7.0; ligada a carbonatos, con $CH_3COONa.3H_2O$ 1 M regulado a pH 5.0 con ácido acético; ligada a los óxidos de Fe y Mn, con $NH_2OH.HCl$ 1M; ligada a la materia orgánica, con $HNO_3$ 0.02 M y $H_2O_2$ 30%; y residual, con $HNO_3$ concentrado y una solución binaria de $HClO_4$ – $H_2SO_4$. Para cada fracción, las muestras de suelo se agitaron y centrifugaron a 2000 rpm, filtrándose en papel Whatman No. 42. Finalmente, estas se cuantificaron en un equipo de absorción atómica Perkin Elmer Modelo 3110.

Las muestras de suelo de los tres sitios se incubaron en macetas con capacidad para 5 kg, durante cuatro semanas, sin aplicar azufre y con la dosis equivalente de azufre de 2 t $ha^{-1}$, ajustada a partir de los datos obtenidos en el ensayo de laboratorio. Posteriormente, éstas se trataron con tres dosis de fósforo (0, 1000 y 2000 mg $kg^{-1}$ suelo) y se dejaron incubar durante dos semanas, manteniendo la humedad a capacidad de campo. Al término de la incubación se sembró maíz blanco (*Zea mays* L.).

El diseño de tratamientos consistió de un factorial completo desbalanceado de 3 x 2 x 3. Los factores manejados: suelo, azufre y fósforo, con 3, 2 y 3 niveles cada uno, con tres repeticiones, haciendo un total de 54 unidades experimentales. Los tratamientos fueron: 0,0; 0,1000; 0,2000; 2,0; 2,1000 y 2,2000, t $ha^{-1}$ de azufre y mg $kg^{-1}$ de fósforo, respectivamente. Como fuente de azufre se utilizó flor de azufre agrícola, con una pureza de 93%; mientras que para el fósforo se empleó ácido fosfórico grado analítico, con 85% de pureza.

La cosecha de maíz se realizó después de 45 días de la siembra, las plantas se cortaron desde su base y se colocaron en bolsas de papel perforadas. Luego se llevaron al laboratorio, se lavaron con agua corriente y agua destilada, se secaron con toallas de papel, se volvieron a colocar en bolsas de papel y se metieron a secar en una estufa con aireación continua a 78 ºC, durante 72 h. Posteriormente, las plantas se pesaron en una balanza analítica, se molieron en un molino Wiley y se depositaron en bolsas de papel celofán, para su posterior digestión y análisis. Para cuantificar el contenido total de metales en el tejido vegetal de maíz, se realizó una digestión ácida con una solución binaria de ácido nítrico-ácido perclórico (Ministry of

Agriculture Fisheries and Food, 1986) y el digestado se recuperó con ácido nítrico 0.2 N, se filtró en papel Whatman 40 y se refrigeró hasta su análisis, el cual se efectuó con un espectrofotómetro de absorción atómica. Los datos de las diferentes variables se sometieron al análisis de varianza utilizando el Sistema de Análisis Estadístico (SAS) versión para PC (SAS, 1999). En las variables que presentaron efecto significativo, se realizó una prueba de rangos múltiples de Tukey ($\alpha < 0.05$).

## Resultados y Discusión

Los suelos colectados variaron en el tiempo de riego con las aguas residuales, de 30 a 70 años, la textura resultó de franco a arcilla, con pH's de neutro (7.0) a fuertemente alcalino (8.5) y contenido de materia orgánica de medio (2.3%) a extremadamente rico (6.0%). La concentración total de Ni en los suelos superó los valores promedio de 20 mg $kg^{-1}$ (Kabata-Pendias y Pendias, 2000; Adriano, 2001). De manera general, los valores de pH, en los tres suelos estudiados, disminuyeron con la aplicación de P solo o combinado con el S, mientras que los valores de la CE se incrementaron. En la prueba de Tukey para el fraccionamiento de Ni, en los tres sitios en estudio la secuencia de acumulación del elemento resultó la misma: FVI > FV > FIII > FIV > FII > FI. La Figura 1 muestra los datos para el sitio 1 y únicamente con los tratamientos extremos de azufre y fósforo. Al aplicar azufre a los suelos, se observó una disminución en la fracción de Ni ligada a los óxidos de Fe-Mn (FIV) y un incremento en las fracciones soluble (FI), intercambiable (FII) y ligada a la materia orgánica (FV). Cuando se adicionó fósforo a los suelos, se presentó una menor concentración en las fracciones ligada a los carbonatos (FIII) y ligada a los óxidos (FIV), y un aumento en la soluble (FI), intercambiable (FII) y ligada a la materia orgánica (FV)

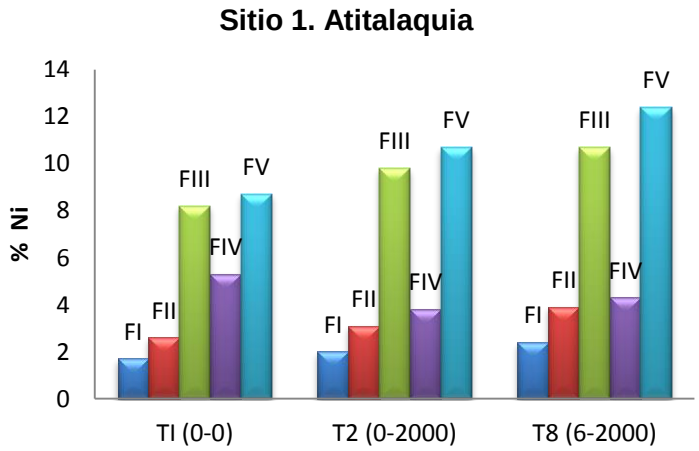



Figura 1. Porcentaje de níquel en las fracciones FI, FII, FIII, FIV y FV, en el sitio 1.

La fracción residual de Ni (FVI) en los sitios 1, 2 y 3 representó 70.1%, 66.6% y 80.8% del Ni total en el suelo, respectivamente. El níquel ligado a la fracción orgánica (FV) representó el componente más importante después de la fracción residual: con porcentajes de 10.6 (Sitio 1), 15.1 (Sitio 2) y 6.6 (Sitio 3). El Ni soluble en agua, aunque con valores bajos, también estuvo

presente. Esta fracción, combinada con la forma intercambiable, sugiere que el Ni del suelo podría probablemente impactar de manera adversa el ambiente, debido a su movilidad y biodisponibilidad. Estos resultados se asemejan a los presentados por Cajuste *et al*. (2000). Otra fracción importante de Ni fue la ligada a los carbonatos (FIII), cuyos valores fueron 9.6%, 7.2% y 4.2% para los sitios
Atitalaquia, Tlahuelilpan y Tepatepec, respectivamente.

La concentración de Ni en el tejido vegetal de maíz, en cada suelo resultó como sigue: Atitalaquia, 17.5 mg $kg^{-1}$, Tlahuelilpan, 16.3 mg $kg^{-1}$ y Tepatepec, 16.4 mg $kg^{-1}$. Estos niveles sobrepasaron los intervalos considerados como normales para los cultivos, los cuales fluctúan de 0.05 a 5.0 mg $kg^{-1}$ en la materia seca (Adriano, 2001). Generalmente, el nivel de Ni en la mayoría de las especies de plantas, que puede producir fitotoxicidad, varía de 10 a 100 mg $kg^{-1}$. Kabata-Pendias y Pendias (1993), reportan valores promedio en plantas normales de cereales de 0.50 mg $kg^{-1}$.

## Conclusiones

Los tratamientos aplicados de azufre y fósforo influyeron significativamente en los valores de pH y CE, observándose reducción del pH y mayor concentración de sales solubles. Al aplicar azufre y fósforo a los suelos, se observó una disminución en la fracción de Ni ligada a los carbonatos (FIII) y óxidos de Fe-Mn (FIV) y un incremento en las fracciones soluble (FI), intercambiable (FII) y ligada a la materia orgánica (FV). La concentración de Ni obtenida en la parte aérea de las plantas de maíz, con la adición de los tratamientos azufre y fósforo, no mostraron diferencias significativas respecto al tratamiento control; sin embargo, estos niveles sobrepasaron los intervalos considerados como normales para los cultivos.

## Agradecimientos

Se agradece al Colegio Superior Agropecuario del Estado de Guerrero (CSAEGRO) y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo otorgado para realizar el presente trabajo.

## Bibliografía

Adriano, D.C. 2001. Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry, biovailability and risks of metals. 2nd ed. Springer. New York, NY, USA.

Cajuste, J.L., A. García-Z, C. García-O., G. Bautista-S., J. Cruz-D., and A. Ruíz-B. 1999. Heavy metal distribution in contaminated soils as influenced by phosphorus application. Annual Meeting Abstracts. American Society of Agronomy. Crop Science Society of America. Soil Science Society of America. Salt Lake City, Utah.

Cajuste, J.L., J. Cruz-Díaz, and C. García-Osorio. 2000. Extraction of heavy metals from contaminated soils: I. Secuential extraction in surface soils and their relationships to DTPA extractable metals and metal plant uptake. J. Environ. Sci. Health 35:1141-1152.

Carrillo G.R., J. Cruz D. y L. Cajuste J. 1993. Efecto del Cd y Pb en la asimilación de micronutrientes y en el desarrollo del maíz. pp. 599-606. *In*: El estudio del suelo y de su degradación en relación con la desertificación. Sociedad Española de la Ciencia del Suelo. Tomo II. Salamanca, España.

Kabata-Pendias, A., M. Piotrowska, and S. Dudka. 1993. Trace metals in legumes and monocotyledons and their suitability for the assessment of soil contamination. pp.485-494. *In:* B. Markert (ed.) Plants as biomonitors-iIndicators for heavy metals in the terrestrial environment. VCH. Verlagsgesellschaft. Weinheim, Germany.

Kabata-Pendias, A., and H. Pendias. 2000. Trace elements in soils and plants. CRC. Michigan, USA.

Mench, M.J., V.L. Didier., M. Loffler, A. Gomez, and P. Masson. 1994. A mimicked in-situ remediation study of metal contaminated soils with emphasis on Cadmium and Lead. J. Environ. Qual. 23:58-63.

Ministry of Agriculture Fisheries and Food (MAFF). 1986. The analysis of agricultural materials. 3rd ed. London, England. pp: 23-35.

Siebe, Ch., and E. Cifuentes. 1995. Environmental impact of wastewater irrigation in Central Mexico.- An overview. Int. J. Environ. Health Res. 5:161-173.

SAS Institute. 1999. SAS User's Guide, ver. 8.0 SAS Institute Cary, NC, USA.

Tessier, A., P.G.C. Campbell, and M. Bisson. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Anal. Chem. 51:844-850.

# TOLERANCIA DE *Leersia hexandra* (Sw) A SUELO CONTAMINADO CON PETRÓLEO FRESCO

**Alejandro-Córdova, A.[1*]; Rivera-Cruz, M.[1]; Alarcón, A.[2]; García-de la Cruz, R.[1]**

**[1]Colegio de Postgraduados, Campus Tabasco. Cárdenas, Tabasco. México.**
**[2]Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Texcoco, Edo. México. México.**

*Autor responsable: alejandro.alejandro@colpos.mx; km 3.5. Carret. Cárdenas-Huimanguillo. H. Cárdenas, Tabasco. México. CP 86500; Tel. +52(917)-1183736

## Resumen

Se evaluó la tolerancia de *Leersia hexandra* (Sw) al petróleo fresco durante 180 días en invernadero. Se usó un Gleysol con ocho tratamientos (T1: 790 testigo, T2:3 000, T3: 10 000, T4: 30 000, T5: 60 000, T6: 90 000, T7: 120 000, T8: 150 000, T9: 180 000 $mgKg^{-1}$ hidrocarburos totales del petróleo [HTPs]), las variables fueron; biomasa raíz (BR), foliar (BF), total (BT) y plantas por macollo (PM). Se obtuvieron los índices relativos de tolerancia al petróleo (IRTP) y absolutos de tolerancia al petróleo (IATP) cuando el índice es >1 hay tolerancia y estimula a la variable, cuando es <1 hay intolerancia a los HTPs se afecta a la variable y cuando fue =1 no afectaba ni estimulaba la variable. Los IRTP con BR y PM fueron mayores a 1 por lo tanto son estimuladas por dosis de hasta 150 000$mgkg^{-1}$, sin embargo los IATP para L. *hexadra* reflejan que es tolerante a los HTPs ya que los índices en las ocho concentraciones fueron >1. La mayor significancia de IATP con 2.57, fue en suelo con 150 000 $mgKg^{-1}$, significa que la planta fue estimulada en un 157% su crecimiento respecto a la plantada en suelo sin petróleo. Solo se encontró intolerancia a los HTPs en la BF ya que en la concentraciones de 120 000, 150 000 y 180 000 ($mgKg^{-1}$) tuvieron IRTP <1, que el testigo con 0.84, 0.71 y 0.65 respectivamente. Por lo tanto L. *hexandra* es un pasto del trópico húmedo mexicano que demuestra su potencial para establecerse y crecer en GL contaminados con petróleo fresco, es necesario probar su potencial en pruebas de recuperación biológica.

## Palabras clave
Pasto, índices de tolerancia y fitorremediación.

## Introducción

México es un país que basa su economía en la producción de petróleo crudo (PC) para transformar y exportar. Las actividades básicas de Petróleos Mexicanos son la extracción y transporte del PC de los pozos de perforación a las petroquímicas, y durante estas actividad por accidente, el petróleo se derrama al ecosistema y se almacena en el suelo causando efectos negativos en sus propiedades físicas, químicas y biológicas (Cuevas-Díaz *et al*., 2012). El suelo contaminado con petróleo que rebasa los límites máximos permisibles según NOM-138-SEMARNAT/SA1-2008 (DOF, 2010) por obligación legal se evalúa el impacto basado en parámetros químicos, pero no en la toxicidad hacia los seres vivos. El resultado de esta evaluación es el volumen del suelos contaminados y se recomiendo la descontaminación con tecnologías limpias y eficientes. Estas tecnologías deben incluir procesos biológicos nativos; plantas y/o microorganismos la llamada fitorremediación. La fitorremedación usa plantas

tolerantes a dosis de petróleo.

La selección de planta se basa en las pruebas de toxicidad (dosis-respuesta) que diversos investigadores han publicado, al respecto Rivera-Cruz *et al*., (2012) indican que los pastos *Echinocla polystachya* y *Brachiaria mutica* toleran concentraciones de hasta 78 000 mgkg$^{-1}$ HTPs, se propone para proceso de descontaminación de Gleysoles en el sureste de México. La tolerancia de los pastos a suelos contaminados con PC, según Abril y Sims, (1990) es porque sus raíces tienen la habilidad de adaptarse a estas condiciones. Así mismo, poseen defensas bioquímicas y fisiológicas a sustancias orgánicas derivadas del petróleo (Walton *et al.,* 1994) y sobre todo producen raicillas fibrosas abundantes con alta densidad que logran explorar hasta 2.7 m de profundidad del suelo (Gould y Shaw, 1992). En el sureste de México en Gleysol con petróleo intemperizado se ha logrado detectar que el pasto *Leersia hexandra* crece y produce follaje para la alimentación bovina (Rivera-Cruz, 2011), sin embargo se desconoce el potencial como planta indicadora de la tolerancia a dosis de petróleo fresco, que permita proponerla como especie recuperadora de Gleysol contaminado.

## Materiales y Métodos

Se estableció por 180 días un bioensayo con *Leersia hexandra* (Sw) en invernadero. Se usó un Gleysol (GL) colectado en el Ej. Blasillo 2da. Sección, Cárdenas, Tabasco, México, con textura arcillosa, pH; 5.43, HTPs 790mg kg$^{-1}$, MO 26 %, $N_{total}$ 0.35 %, $P_{disponible}$ 5.8 mgkg$^{-1}$, CIC 48.9 cmol kg$^{-1}$ y S-$SO_4$ 175 mgkg$^{-1}$. Las yemas de L. *hexandra* se colectaron en GL contaminado con petróleo intemperizado del ejido José Narciso Rovirosa a dos kilómetros al suroeste del Complejo Procesador de Gas La Venta, Huimanguillo, Tabasco. Se produjeron plántulas (13±20) para el bioensayo. El bioensayo fue un diseño experimental completamente al azar con ocho tratamientos (T). T1: 790 testigo, T2: 3 000, T3: 10 000, T4: 30 000, T5: 60 000, T6: 90 000, T7: 120 000, T8: 150 000, T9: 180 000 mgKg$^{-1}$ hidrocarburos totales del petróleo (HTPs)]. Las variables evaluadas al final del experimento fueron; biomasas secas de raíz (BR), foliar (BF), total (BT) y plantas por macollo (PM). Los índices de tolerancia al petróleo se calcularon con las fórmulas de índice relativo de tolerancia al petróleo (IRTP) e índice absoluto de tolerancia al petróleo (IATP). Se usaron las ecuaciones siguientes: IRTP(x)= (Tratamiento con petróleo / Tratamiento testigo) y IATP=Σ [IRTP(x)/n] (Rivera-Cruz y Trujillo-Narcia, 2004). Para la pruebas de medias (Tukey p≤0.05), entre índices según dosis de petróleo se utilizó el programa SAS 9.0.

## Resultados y Discusión

La media de los IRTP obtenidos con la biomasa de raíz, foliar, total y número de plantas por macollo de L. *hexandra* evidenciaron diferencias estadísticas significativa (Tukey≤0.05) (Figura 1a, b, c y d) entre tratamientos con diferentes concentraciones de petróleo fresco. El mayor IRTP obtenido con raíz y plantas por macollo fue en suelo con 150 000 mgkg$^{-1}$ HTPs, pero foliar y biomasa total en 30 000 mgkg$^{-1}$. Sin embargo se observa que en suelo con 180 000 mgkg$^{-1}$ la BR, número de PM y BT es afectada e induce intolerancia. Lo anterior indica que L. *hexandra* tiene tolerancia a altas concentraciones de HTPs. Se ha investigado que algunas Poaceas son capaces de sobrevivir en suelos contaminados con hidrocarburos, a lo cual Arias-Trinidad (2012) menciona que el pasto japonesa fue estimulado en la biomasa radical, foliar y total en diferentes dosis de petróleo fresco e intemperizado en un GL al mes tres y seis después de plantado, así mismo Rivera-Cruz y Trujillo-Narcia (2004) mencionan que el pasto alemán fue

capaz de sobrevivir a en suelo con 150 000 (mgkg$^{-1}$); y Hernández-Acosta *et al*. (2006) encontró que el pasto *Panicum sp* crece en un área con hasta 367 000 (mgkg$^{-1}$). Esto indica que las Poaceas tienen potencial para adaptarse a suelos con hidrocarburos en concentraciones altas.

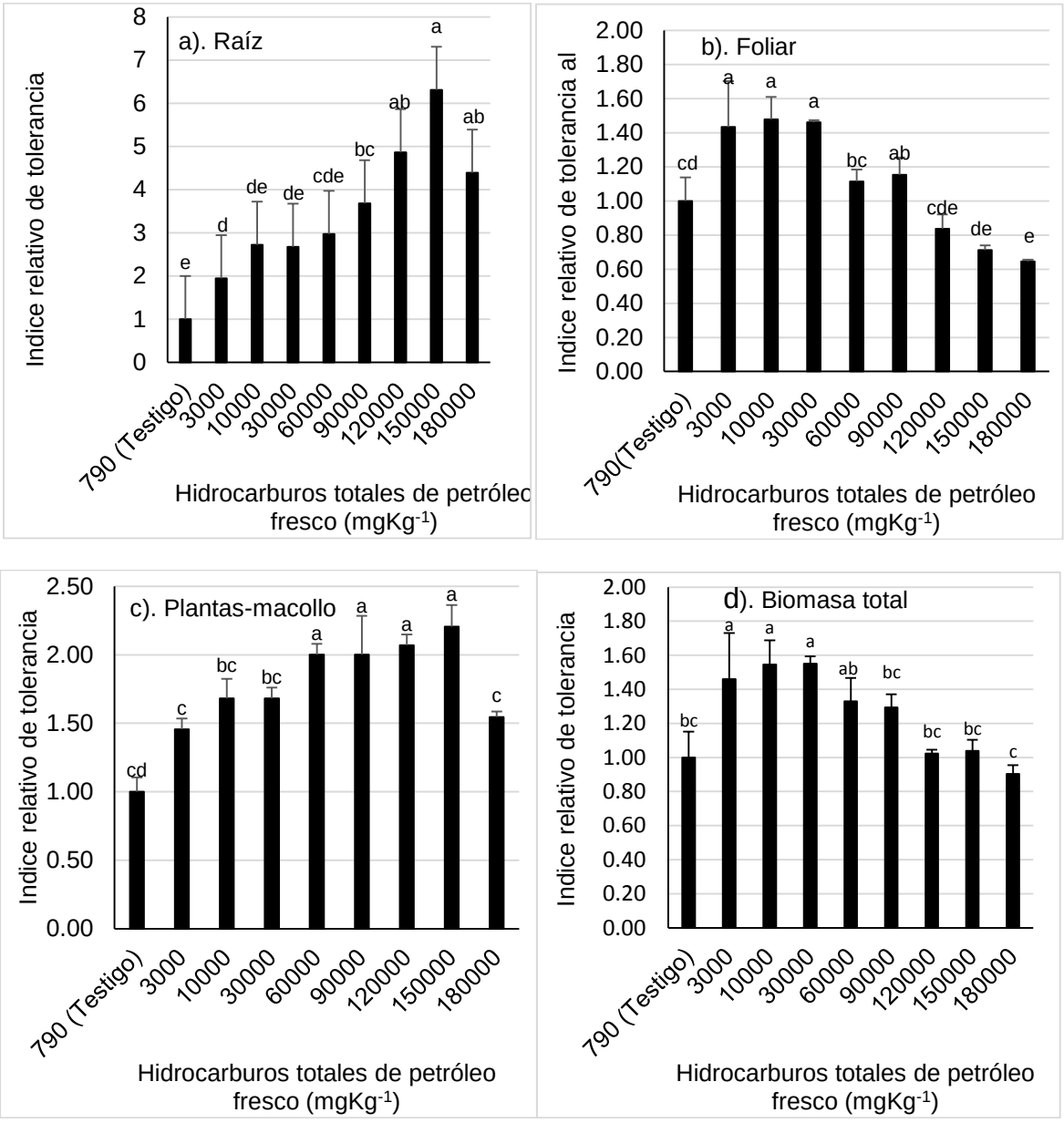



Figura 1. Índice relativo de tolerancia de L. *hexandra* a hidrocarburos totales del petróleo. Medias con la misma letra dentro de cada parámetro fisiológico no tienen diferencias estadísticas (Tukey p ≤ 0.05). IRTP es igual a 1, no afecta a la variable; si es >1 estimulan a la variable y hay tolerancia a estos; y si <1, el efecto es negativo por tanto la variable es intolerante a los HTPs.

Los IATP que integrado por BF, BR, BT y PM fueron >1 (Figura 2) e indica que L. *hexandra* es tolerante a las ocho dosis de HTPs probadas en estas investigación, ya que estimularon a cada una de las variables, a mayor concentración de petróleo más tolerancia. El IATP más significativo fue de 2.57 en suelo con 150 000 $mgkg^{-1}$, esto significa que este pasto del trópico húmedo mexicano tiene un crecimiento de 157 % más que el testigo, similares resultado pero con dosis de 25 000 $mgkg^{-1}$ fueron reportados por Quiñonez-Aguilar *et al.,* (2003) en maíz. Así mismo Rivera-Cruz y Trujillo-Narcia (2004) encontraron que el E. *polystachya* presento un crecimiento significativo con 50 000 ($mgKg^{-1}$) en las variables altura, biomasa foliar, radical y total, propuesta como indicadora de tolerancia a petróleo.

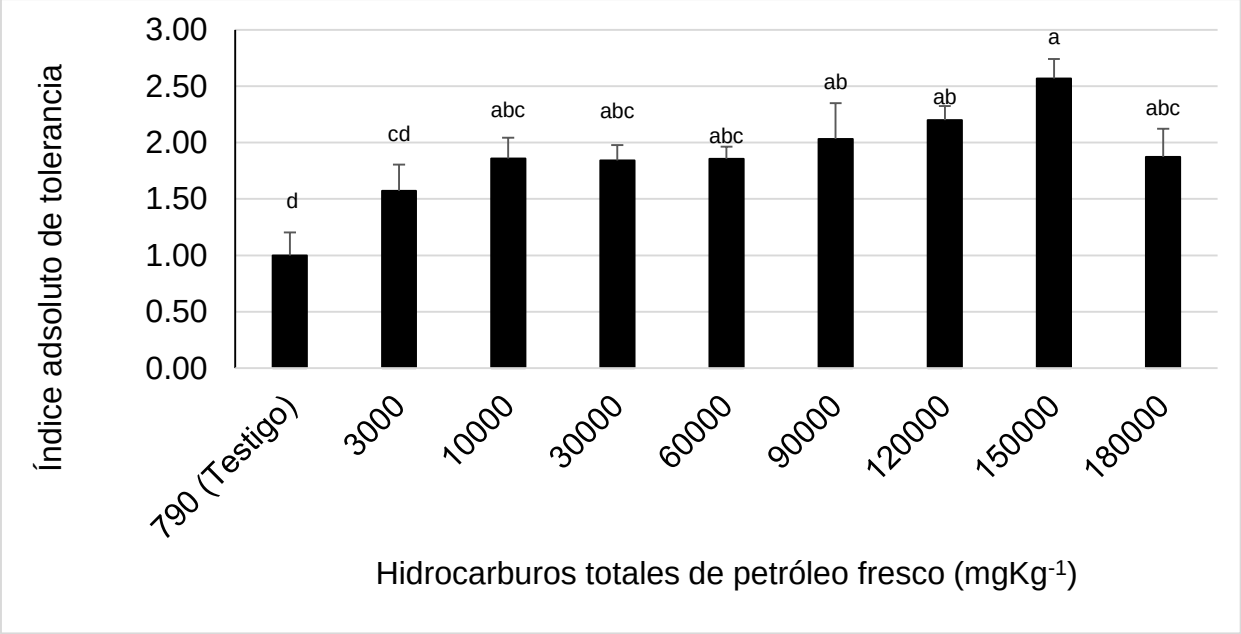



Figura 2. Índice absoluto de tolerancia a petróleo fresco de L. hexandra al día180. IATP es igual a 1, no afecta a la variable; si es >1 estimulan a la variable y hay tolerancia a estos; y si <1, el efecto es negativo por tanto la variable es intolerante a los HTPs.

## Conclusión

Los índices relativos de tolerancia y absolutos obtenidos de parámetros fisiológicos de *Leersia hexandra* muestra tolerancia positiva a dosis altas de HTPs derivadas del petróleo fresco. El petróleo estimulo el crecimiento de raíz y número de plantas por macollo en Gleysol hasta con 150 000 $mgkg^{-1}$ HTPs. EL follaje y biomasa total son estimuladas en mayor magnitud con dosis de 30 000$mgkg^{-1}$. Sin embargo, el índice absoluto de tolerancia al petróleo resulto ser un parámetro mayor a uno en las ocho dosis de petróleo e indica que las expresiones de las variables evaluadas fueron mayores que el testigo. Esta planta podría ser usada para las actividades de fitorremediación de suelos contaminados, pero se deben hacer pruebas en este aspecto.

## Bibliografía

Abril W., and Sims, C.R. 1990. Evaluation of the use of prairies grasses for stimulating polycylic aromatic hydrocarbon tratment in soil. Chemosphere 20:253-275.

Arias-Trinidad A. 2012. La ecotoxicidad y el pasto japonesa (leersia sp.) en la fitorremediación de un gleysol contaminado con petróleo fresco, intemperizado y sulfatos. Tesis de Maestría en Ciencias Agralimentarias del Trópico. Colegio de Postgraduados campus Tabasco, Cárdenas, Edo. De Tabasco. 149 p.

Cuevas-Díaz, M., Espinoza_Reyes,G., Ilizaliturri-Hernández, C., Mendoza-Cantú, A. 2012. Métodos ecotoxicológicos para la evaluación de suelos contaminados con hidrocarburos. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), Instituto Nacional de Ecología (INE), Universidad Veracruzana, Concejo Nacional del Ciencia y Tecnología (CONACyT). 136 p.

DOF (Diario Oficial de la federación). 2010. NOM-138-SEMARNAT/SA1-2008. Limites máximo permisibles de hidrocarburos en suelo y las especificaciones para su caracterización y remediación. Diario Oficial de la Federación. México D.F. 16 p.

Gould, F.W y Shaw, R.B. 1992. Gramíneas. Clasificación Sistméatic. A. Cuevas R. (trad.). 1ª.ed. AGT Editor, S.A. México, D.F. 381p.

Hernández-Acosta, E., Gutiérrez-Castorena, MC., Rubiños-Panta, JE., Alvarado-López, J. 2006. Caracterización del suelo y plantas de un sitio contaminado con hidrocarburos. TERRA Latinoamericana. 24(4):463-470.

Quiñones-Aguilar, E., Ferrera-Cerrato, R., Gavi-Reyes, F., Fernández-Linares, L., Rodríguez-Vázquez, R., Alarcón, A. 2003. Emergencia y crecimiento de maíz en un suelo contaminado con petróleo crudo. Agrociencia 37: 585-594.

Rivera-Cruz M. C., Trujillo-Narcía A. (2004) Estudio de toxicidad vegetal en suelos con petróleos nuevo e intemperizado. Interciencia 29: 369-376.

Rivera-Cruz, M.C. 2011. Flora y microflora rizosferica del pantano: indicadoras de perturbación causada por petróleo e inundación. Agroregion 5: 12-15.

Rivera-Cruz M del C., Trujillo N.A., Maldonado Ch.A. 2012. Effects of crude oil on the growth of brachiaria mutica and leucaena leucocephala and on soil and plant Macronutrients. Tropical and Subtropical Agroecosystems. 15 SUP 2: S30-S39.

Walton, T.B, Hoylman, M.A., Perez, M.M., Anderson, A.T., Jonson, R.T., Guthrie, A.E., and Christman, F.R. 1994. Rhizosphere Microbial Communities as a Plant Defense Against Toxic Substances in Soils. In A.T. Anderson and, R.J. Coats (eds). Bioremediation through Rhizosphere Tecnology. American Chemical Society. Washington, D.C pp. 82-92.

# CAPACIDAD FITOEXTRACTORA DE DOS ESPECIES DE PASTOS EN UN JAL DE MINA

**Amezcua-Ávila, A. V. [1]; Hernández-Acosta E. [1]; Quintero-Lizaola R. [2]; Vargas-Díaz P[1] y Robledo Santoyo E.[1]**

**[1] Universidad Autónoma Chapingo, km. 38.5 Carr. México-Texcoco. Chapingo, Estado de México. C. P. 56230. MÉXICO. Autor de correspondencia elizahac@yahoo.com.mx**

[2]Colegio de Posgraduados. Carr. México-Texcoco, km 36. Montecillo, Estado de México. C. P. 56230. MÉXICO

## Resumen

El objetivo de esta investigación fue evaluar la capacidad de *Lolium perenne* y *Poa pratensis en la* remoción de metales pesados (MP) y determinar el efecto de la aplicación de compost en un jal de mina, con la finalidad de obtener una alternativa de reclamación. En campo, se estableció un experimento donde se estudió la interacción entre los dos pastos y el compost. La cosecha de *Lolium perenne* se realizó a los 103 días después de la siembra (dds) y la de *Poa pratensis* a los 80 dds. Después se determinó, el contenido de MP en el jal, y en las plantas por espectrofotometría de absorción atómica. Los resultados obtenidos indicaron que los MP en el jal no rebasaron los límites permisibles. En los pastos, el manganeso rebasó las cantidades consideradas como excesivas para las plantas. Se observó un efecto positivo en el crecimiento de los pastos y en la extracción de MP por la aplicación del compost. *Lolium perenne* absorbió la mayor cantidad de manganeso, cobre y zinc, y tuvo el mejor desarrollo en el jal. Se recomienda el uso de dicha especie y de compost, en la reclamación del jal.

## Palabras clave

Lolium perenne; Poa pratensis; metales pesados; compost.

## Introducción

México es un país de tradición minera, esta actividad es causante y origen de fuertes impactos ambientales en el suelo, ya que generan grandes volúmenes de materiales conocidos como jales (Paradelo, 2013). Existen cientos de millones de toneladas de jales dispersos en el territorio nacional; de los que no se conocen sus condiciones y afectaciones potenciales al ambiente (Romero y Gutiérrez, 2010). Entre las características de los jales, destaca la presencia de elementos potencialmente tóxicos (EPT). La presencia de EPT, se considera un problema de salud pública, además de ocasionar impactos negativos en el ecosistema (Hernández, 2009). Debido a esto se han buscado estrategias que minimicen el riesgo por toxicidad. Una solución que es mínimamente perjudicial con el ambiente y relativamente barata, es la fitorremediación (Kohler *et al.,* 2014).

Sin embargo, los jales presentan características limitantes químicas y físicas que dificultan el desarrollo de la vegetación, por lo que es necesario corregirlas de manera simultánea, esto se puede lograr con la adición de enmiendas orgánicas, cuyo uso en la restauración ha sido muy extendido (Paradelo, 2013). El objetivo principal, fue evaluar la capacidad de *Lolium perenne* y

*Poa pratensis* para remover metales, así como determinar el efecto de la aplicación de composta en el jal de mina Dos Carlos, Pachuca, Hidalgo.

## Materiales y métodos

El estudio se realizó en el distrito minero de Pachuca-Real del Monte, específicamente en el jal de mina Dos Carlos, situados en la parte sureste, donde de acuerdo con la clasificación climática de Kôppen, modificada por García (1987), se presenta un clima BS1kwigw", con régimen de lluvias en verano. Se estableció un experimento el 30 de junio de 2014, para lo cual se escogieron tres sitios visualmente distintos dentro del jal. En cada uno de los sitios se delimitaron 5 camas de 5 por 1.5 $m^2$. Se tomó y trató una muestra sistemático de suelo superficial (0-10 cm) por cama, para realizar análisis físicos y químicos.

El experimento se estableció considerando la aplicación o no de composta (c) a una dosis de 80 t $ha^{-1}$, y la siembra de *Lolium perenne* (Lp) o *Poa pratensis* (Pp), quedando de la siguiente manera: Lp-c, Lp, Pp-c, Pp y el testigo, para cada uno de los sitios. El diseño de tratamiento utilizado fue el método baconiano y un diseño de bloques completamente aleatorio. La cosecha de los pastos se realizó a los 103 días después de la siembra para *Lolium perenne* y a los 80 días para *Poa pratensis.* Una vez que el material vegetal estuvo en laboratorio se lavó, separo, secó y molió, evaluando el desarrollo de la planta, para cuantificar por espectrofotometría de absorción atómica (EAA) el contenido de Cu, Zn, Mn, Cd, Ni y Pb. A las muestras de jal obtenidas después de la cosecha, también se les cuantifico la concentración de los mismos elementos.

Los resultados de las concentraciones de MP y biomasa se analizaron con el programa estadístico SAS 2002. Se realizó un análisis Análisis de Varianza, además de la prueba media de Tukey, para conocer las diferencias significativas entre los tratamientos.

## Resultados y discusiones

El jal presenta una textura franco-arenoso, pH de fuertemente ácido a medianamente alcalino (3.2 a 7.7) y muy bajo y bajo contenido de materia orgánica (0.065% – 0.98%). En cuanto a la concentración de Cu (3.74 – 9.5 mg $kg^{-1}$), Zn (32 – 91 mg $kg^{-1}$) y Mn (26.09 – 134.3 mg $kg^{-1}$) se encuentra con valores adecuados; las concentraciones de Cd (0 – 1.42 mg $kg^{-1}$), Pb (5 - 22 mg $kg^{-1}$) y Ni (0.11 a 2.17 mg $kg^{-1}$) no rebasan los límites considerados como peligrosos (NOM-021-SEMARNAT-2000). La diferencia de niveles en las concentraciones puede deberse a la variación vertical y horizontal de las características químicas presentes en los jales, debido a las condiciones climáticas, coberturas vegetales y sobre todo a la estratificación durante el depósito de los residuos (Paradelo, 2013).

**Concentración de EPT en la parte foliar y radical:** de los seis elementos analizados, solo cobre presento diferencia significativa para *Lolium perenne* en hojas; mientras que cobre, manganeso, cadmio y plomo en raíz (Cuadro 1).

Cuadro 1. Concentración de elementos potencialmente tóxicos en la parte foliar y raíz de *Lolium perenne* cultivado en un jal de mina con seis diferentes tratamientos.

| Tratamiento | Cu | Zn | Mn | Cd | Ni | Pb |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | ----------mg kg$^{-1}$---------- | | | | | |
| Hoja | | | | | | |
| Lp-Composta-Jal-Suelo | 26.65$^{ab}$ | 328.90$^{a}$ | 2071.30$^{a}$ | 6.70$^{a}$ | 41.80$^{a}$ | 14.85$^{a}$ |
| Lp-Jal-Suelo | 16.15$^{ab}$ | 395.50$^{a}$ | 1767.20$^{a}$ | 3.90$^{a}$ | 5.85$^{a}$ | 18.85$^{a}$ |
| Lp-Composta-Jal-Residuos | 13.95$^{b}$ | 186.50$^{a}$ | 1193.50$^{a}$ | 1.45$^{a}$ | 0.60$^{a}$ | 9.45$^{a}$ |
| Lp-Jal-Residuos | 17.55$^{ab}$ | 261.80$^{a}$ | 1328.30$^{a}$ | 1.85$^{a}$ | 1.05$^{a}$ | 28.85$^{a}$ |
| Lp-Composta-Jal | 29.45$^{ab}$ | 306.40$^{a}$ | 1227.60$^{a}$ | 6.25$^{a}$ | 6.20$^{a}$ | 28.50$^{a}$ |
| Lp-Jal | 57.60$^{a}$ | 453.80$^{a}$ | 1281.50$^{a}$ | 2.90$^{a}$ | 11.20$^{a}$ | 24.50$^{a}$ |
| Adecuado[1] | 5-12 | 15-50 | 50-300 | NR | NR | NR |
| Excesivo general[2] | 20-100 | 100-500 | >400 | 10-20 | 10-100 | 30-300 |
| Excesivo en sitios contaminados[3] | 20-70 | 65-350 | NR | 1-2 | 3.9 | 63-232 |
| Raíz | | | | | | |
| Lp-Composta-Jal-Suelo | 89.60$^{a}$ | 783.20$^{a}$ | 3793.40$^{a}$ | 6.95$^{a}$ | 27.50$^{a}$ | 24.65$^{ab}$ |
| Lp-Jal-Suelo | 74.55$^{a}$ | 721.10$^{a}$ | 2889.70$^{ab}$ | 6.60$^{ab}$ | 21.10$^{a}$ | 50.45$^{ab}$ |
| Lp-Composta-Jal-Residuos | 36.40$^{b}$ | 351.50$^{a}$ | 1409.70$^{ab}$ | 2.40$^{ab}$ | 5.45$^{a}$ | 10.15$^{b}$ |
| Lp-Jal-Residuos | 33.25$^{b}$ | 364.10$^{a}$ | 1415.20$^{ab}$ | 2.25$^{b}$ | 1.90$^{a}$ | 11.65$^{ab}$ |
| Lp-Composta-Jal | 81.65$^{a}$ | 589.10$^{a}$ | 1164.90$^{ab}$ | 3.40$^{ab}$ | 13.60$^{a}$ | 57.10$^{a}$ |
| Lp-Jal | 99.70$^{a}$ | 468.60$^{a}$ | 701.30$^{b}$ | 2.90$^{ab}$ | 31.95$^{a}$ | 43.00$^{ab}$ |

Medias en la misma columna con diferentes letra son estadísticamente diferentes (Tukey, α=0.05).
NR = No reportado
[1]Concentraciones adecuadas para ryegrass (Fageria 1997).
[2]Concentraciones excesivas en tejidos maduros para varias especies (Kabata-Pendias, 2011).
[3]Niveles excesivos en plantas cultivadas en sitios contaminados por actividad minera (Kabata-Pendias, 2011).

Al igual que *Lolium perenne, Poa pratensis* solo presento en la parte foliar diferencia significativa para Cu; para la parte radicular, los elementos Cu y Mn, presentaron diferencia estadística significativa (Cuadro 2). En ambos pastos la presencia de grupos fenólicos, carboxilos e hidroxilos en la materia orgánica, pueden reducir la capacidad de absorción de los MP por parte de las plantas (Jordan *et al.,* 2009), además de que esta aumenta la retención de MP debido a la capacidad de intercambio catiónico (Paradelo, 2013).

Cuadro 2. Concentración de elementos potencialmente tóxicos en la parte foliar y raíz de *Poa pratensis* cultivado en un jal de mina con seis diferentes tratamientos.

| Tratamiento | Cu | Zn | Mn | Cd | Ni | Pb |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | ----------mg kg$^{-1}$---------- | | | | | |
| Hoja | | | | | | |
| Pp-Composta-Jal-Suelo | 20.45$^{b}$ | 149.60$^{a}$ | 1056.60$^{a}$ | 1.70$^{a}$ | 3.50$^{a}$ | 7.25$^{a}$ |
| Pp-Jal-Suelo | 28.90$^{b}$ | 267.30$^{a}$ | 1205.60$^{a}$ | 7.00$^{a}$ | 38.25$^{a}$ | 13.85$^{a}$ |
| Pp-Composta-Jal-Residuos | 21.75$^{b}$ | 159.50$^{a}$ | 731.00$^{a}$ | 6.45$^{a}$ | 15.75$^{a}$ | 9.45$^{a}$ |
| Pp-Jal-Residuos | 22.35$^{b}$ | 286.55$^{a}$ | 1287.60$^{a}$ | 2.40$^{a}$ | 5.90$^{a}$ | 8.25$^{a}$ |
| Pp-Composta-Jal | 22.20$^{b}$ | 268.95$^{a}$ | 1341.50$^{a}$ | 2.10$^{a}$ | 5.35$^{a}$ | 27.10$^{a}$ |
| Pp-Jal | 42.95$^{a}$ | 300.85$^{a}$ | 827.80$^{a}$ | 2.45$^{a}$ | 2.25$^{a}$ | 23.85$^{a}$ |
| Excesivo general[1] | 20-100 | 100-500 | >400 | 10-20 | 10-100 | 30-300 |
| Excesivo en sitios contaminados[2] | 20-70 | 65-350 | NR | 1-2 | 3.9-9 | 63-232 |
| Raíz | | | | | | |
| Pp-Composta-Jal-Suelo | 82.40$^{a}$ | 490.10$^{a}$ | 2327.60$^{a}$ | 3.75$^{a}$ | 12.45$^{a}$ | 38.05$^{a}$ |
| Pp-Jal-Suelo | 68.00$^{ab}$ | 503.80$^{a}$ | 2196.70$^{a}$ | 3.75$^{a}$ | 8.60$^{a}$ | 55.90$^{a}$ |
| Pp-Composta-Jal-Residuos | 45.00$^{b}$ | 286.00$^{a}$ | 1237.5$^{ab}$ | 5.05$^{a}$ | 5.55$^{a}$ | 10.00$^{a}$ |
| Pp-Jal-Residuos | 61.05$^{ab}$ | 353.10$^{a}$ | 1365.10$^{ab}$ | 11.00$^{a}$ | 40.65$^{a}$ | 47.85$^{a}$ |
| Pp-Composta-Jal | 68.50$^{ab}$ | 402.10$^{a}$ | 1510.30$^{ab}$ | 2.75$^{a}$ | 13.80$^{a}$ | 59.15$^{a}$ |
| Pp-Jal | 87.45$^{a}$ | 247.00$^{a}$ | 391.10$^{b}$ | 1.55$^{a}$ | 6.30$^{a}$ | 53.95$^{a}$ |

Medias en la misma columna con diferentes letra son estadísticamente diferentes (Tukey, α=0.05).
NR = No reportado
[1]Concentraciones excesivas en tejidos maduros para varias especies (Kabata-Pendias, 2011).
[2]Niveles excesivos en plantas cultivadas en sitios contaminados por actividad minera (Kabata-Pendias, 2011).

**Peso seco de la parte foliar y volumen radical:** para *Lolium perenne* estos dos parámetros presentaron diferencia significativa, siendo el tratamiento Lp-composta-jal, el que tuvo las mejores medias estadística (455.31 g en 3.055 m² y 1414 cm³ volumen radical) (Cuadro 3).

Cuadro 3. Peso seco de la parte foliar y volumen radical de *Lolium perenne* y *Poa pratensis* cultivado en un jal de mina con seis diferentes tratamientos.

| Tratamiento | Peso seco (g·3.055 m$^{2}$) | Volumen radical (cm$^{3}$) |
|---|---|---|
| Lolium perenne | | |
| Lp-Composta-Jal-Suelo | 179.17$^{abc}$ | 616.50$^{ab}$ |
| Lp-Jal-Suelo | 57.52$^{b}$ | 220.50$^{b}$ |
| Lp-Composta-Jal-Residuos | 391.96$^{ab}$ | 926.00$^{ab}$ |
| Lp-Jal-Residuos | 79.75$^{bc}$ | 178.00$^{b}$ |
| Lp-Composta-Jal | 455.31$^{a}$ | 1414.00$^{a}$ |
| Lp-Jal | 30.10$^{c}$ | 107.50$^{b}$ |
| Poa pratensis | | |
| Pp-Composta-Jal-Suelo | 73.215$^{a}$ | 223.50$^{a}$ |
| Pp-Jal-Suelo | 6.440$^{b}$ | 39.00$^{b}$ |
| Pp-Composta-Jal-Residuos | 9.105$^{b}$ | 17.50$^{b}$ |
| Pp-Jal-Residuos | 1.300$^{b}$ | 2.25$^{b}$ |
| Pp-Composta-Jal | 75.495$^{a}$ | 225.00$^{a}$ |
| Pp-Jal | 0.645$^{b}$ | 3.50$^{b}$ |

Medias en la misma columna con diferentes letra son estadísticamente diferentes (Tukey, α=0.05).

En el caso de *Poa pratensis,* las mejores medias estadísticas las mostró el tratamiento Pp-composta-jal (75.495 g en 3.055 m² y 225.0 cm³ volumen radical) (Cuadro 3). Lo anterior debido al efecto positivo que tuvo la adición de composta en el jal, lo cual mejoró las propiedades físicas y químicas favoreciendo el desarrollo de los pastos. Jordan et al. (2009), concluyeron que la composta incorporada en residuos de mina beneficia el crecimiento *Lollium perenne.*

## Conclusiones

La concentración de metales pesados (MP) en el jal, disminuyó después del establecimiento de pastos y composta. Para las dos especies las concentraciones de MP rebasan los niveles considerados tóxicos para la mayoría de las plantas en sitios contaminados, excepto Pb; en ambas especies se encontró mayor concentración de Cu, Zn y Mn. La incorporación de compost generó un efecto positivo en el crecimiento de los pastos, siendo *Lollium perenne* la más desarrollada.

## Agradecimientos

Los autores agradecen a la Universidad Autónoma Chapingo el financiamiento de ésta investigación.

## Bibliografia

Fageria, N. K., Baligar, V. C., & Jones, C. A. (2011). Growth and mineral nutrition of field crops. Boca Raton, Fl: CRC Press.

García de Miranda, E. (1987). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. . México: Offsen Larios S.A.

Hernández Acosta, E., Mondrágon Romero, E., Cristobal Acevedo, D., Rubiños-Panta, J. E., & Robledo Santoyo, E. (2009). Vegetación, residuos de mina y elementos potencialmente tóxicos de un jal de Pachuca, Hidalgo, México. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente, 15(2):109-114.

Jordan, S. N., Mullen, G. J., & Courtney, R. G. (2008). Utilization of spent mushroom compost for the revegetation on lead-zinc tailings: Effects on physico-chemical properties of tailings and growth of *Lolium perenne*. Bioresource Technology, 8125-8129.

Jordan, S. N., Mullen, G. J., & Courtney, R. G. (2009). Metal uptake in *Lolium perenne* established on spent mushroom compost amended lead-zinc tailings. Land degradation & Development, 20:277-282.

Kabata-Pendias, A. (2011). *Trace elements in soils and plants (4th. ed.).* Boca Ratón (Florida): CRC Press.

Kohler, J., Caravaca, F., Azcón, R., Díaz, G., & Roldán, A. (2014). Selection of plant species-organic amendment combinatios to assure plant establishment and soil microbial function recovery in the phytostabilization of a metal-contaminated soil. Water Air Soil Pollut, 225:1930.

NOM-021-SEMARNAT-2000. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2000. Diario Oficial de la Federación, pág. p. 85.

Paradelo, R. (2013). Utilización de materiales compostados en la rehabilitación potencial de espacios afectados por residuos mineros y suelos de mina. Boletín Geológico y Minero, 405-419: 124(3).

Romero, M. F., & Gutiérrez Ruíz , M. (2010). Estudio comparativo de la peligrosidad de jales en dos zonas mineras localizadas en el sur y centro de México. Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana, 62(1); 43-53.

# EXTRACCIÓN DE METALES PESADOS POR *Lolium perenne* EN RESIDUOS DE MINA

**Bautista-Gabriel, E. J.[1*]; Hernández-Acosta, E.[2]; Quintero-Lizaola, R.[3]; Robledo-Santoyo, E.[4]; Díaz-Vargas, P.[5]; Cristóbal-Acevedo, D. [6]**

**[1]Universidad Autónoma Chapingo, [4, 5, 6] Departamento de Suelos. Texcoco, Estado de México. México. [2]Colegio de Postgraduados Campus Montecillo-Postgrado de Estadística y [3]Edafología. Texcoco, Estado de México. México.**

*Quintero-Lizaola Roberto: quintero@colpos.mx; Carretera México-Texcoco km 36.5 s/n, colonia Montecillo, Texcoco, Estado de México. México. CP 56230; Tel. +52 (595)-9520274-1275.

## Resumen

Se evaluó la concentración de metales pesados (MP) en la *Lolium perenne* a 30 y 60 días después de la siembra (dds), cultivada en residuos de mina, con ocho tratamientos; Testigo; biosólido (B); Compost (C); C+B; urea (U); U+B; U+C; U+C+B y seis repeticiones. El experimento se realizó en invernadero con un diseño experimental de bloques completamente aleatorio. Las concentraciones de los MP en el tejido vegetal (parte aérea y raíz) se determinaron mediante extracción con una mezcla diácida de ácido perclórico (HCLO4) y ácido sulfúrico ($H_2SO_4$). *Lolium perenne* extrajo en el siguiente orden los metales pesados: Mn; Zn; Ni; Cu; Pb; Cd. El tratamiento B+C incrementó la producción de biomasa en el pasto. *Lolium perenne* no presentó síntomas de toxicidad, sin embargo, en la mayoría de los tratamientos, las concentraciones de metales pesados superaron la concentración crítica en las plantas y los niveles máximos tolerables para consumo de los animales.

## Palabras clave

Fitorremediación; biosólido; compost; urea.

## Introducción

En México, los principales metales que se extraen son la plata y el oro (Contreras-Díaz *et al.,* 2000). Como resultado se han generado materiales de desechos llamados "jales", los cuales se depositan en las áreas aledañas a los sitios de extracción. Estos sitios tienen con frecuencia altos contenidos de metales que se acumularon y concentraron en los residuos y están expuestos a deslave y lixiviación con alto riesgo de exposición a los diferentes componentes bióticos de las cadenas tróficas (Semarnat, 2000). La ciudad de Pachuca, tiene jales de mina que resultaron de la acumulación de más de 200 años. Muchos habitantes de la ciudad no perciben el problema ambiental; considerando que las condiciones meteorológicas favorecen la dispersión de partículas finas que se encuentran en la superficie de los jales (COREMI, 1992; Romero *et al.,* 2010).

En respuesta a hacer frente a la contaminación ambiental, se han desarrollado tecnologías de remediación para el tratamiento de suelos contaminados (Riser-Roberts, 1998), las técnicas comúnmente utilizadas son caras y alteran el suelo. La fitorremediación es una tecnología emergente con bases biológicas que ha ganado la atención de los científicos. Esta hace uso de

los procesos que ocurren de forma natural por el cual las plantas y sus organismos rizosféricos y microbianos secuestran, degradan o inmovilizan los contaminantes para la limpieza no sólo de los suelos, sino también de cuerpos de agua contaminados con metales pesados o contaminantes orgánicos (Pilon-Smits, 2005). En este sentido *Lolium perenne* es una gramínea que se ha utilizado en estudios de fitorremediación, tanto como fitoextractora (Kulli *et al.,* 1999; Gunawardana *et al.,* 2010) como fitoestabilizadora (Bidar *et al.,* 2009).

Aunado a esta técnica, se pueden utilizar una gama de compuestos orgánicos de bajo costo como biosólidos, compost y estiércol (Adriano *et al.,* 2004). El presente trabajo se realizó con el fin de evaluar la capacidad fitoextractora de metales pesados de *Lolium perenne* en los residuos de mina.

## Materiales y Métodos

El experimento se llevó a cabo en el invernadero del Departamento de Enseñanza, Investigación y Servicios en Suelos de la Universidad Autónoma Chapingo. El sustrato se obtuvo del jal de mina "Dos Carlos" en la Ciudad de Pachuca Hidalgo, en las coordenadas 20°06' latitud N, 98°43' longitud O y 20°06' latitud N, 98°42' longitud O (Geyne *et al*., 1963). Se recolecto una muestra compuesta de los residuos del jal, que se homogenizo y se tamizo (malla 10) para la caracterización físico-química del jal, el análisis de EPT y la obtención del material como sustrato para el experimento. El compost (estiércol de bovino y residuos de alfalfa) se obtuvo en el Colegio de Postgraduados Campus Montecillo, los Biosólidos se obtuvieron de una planta de tratamiento de aguas residuales administrada por CONAGUA en Tlaxcala, y la Urea fue proporcionada por el Departamento de suelos en la UACh, las semillas se obtuvieron en Agroquímicos de Texcoco, México. Se establecieron ocho tratamientos: Testigo; biosólido (B); Compost (C); C+B; urea (U); U+B; U+C; U+C+B y seis repeticiones. El experimento se realizó bajo invernadero con un diseño experimental en bloques completamente aleatorio. En 48 macetas se colocó 1.5 kg del sustrato compuesto correspondiente y se humedeció. Después de 24 horas se colocaron 30 semillas de *Lolium perenne* a una profundidad y distancia entre ellas de 2 cm. En los tratamientos con urea, primero se colocó el fertilizante a 4 cm y después las semillas a 2 cm de profundidad, con el fin de que la planta aprovechara el Nitrógeno de manera adecuada. El experimento duro 60 días, el riego se hizo a capacidad de campo una vez al día o de acuerdo a las necesidades de la planta conforme a las condiciones climáticas. A los 30 días después de la siembra (dds) se hizo un muestreo destructivo (recolección total del material vegetativo y radicular) y un segundo muestreo a los 60 dds.

La evaluación de metales pesados se realizó con la división de las plantas en parte aérea y raíz, se secaron a una temperatura de 70°C durante 24 horas o hasta obtener un peso constante, ya deshidratados, se molió y enseguida se filtró por un tamiz de malla 60. Las muestras se sometieron a una digestión con una mezcla diácida de ácido perclórico (HCLO4) y ácido sulfúrico ($H_2SO_4$) en proporción 1:4. Posteriormente se cuantificó: Cadmio (Cd), Cobre (Cu), Manganeso (Mn), Níquel (Ni), Plomo (Pb) y Zinc (Zn) por espectrofotometría de absorción atómica. También se tomaron datos de biomasa de la parte aérea y volumen radical. Se realizó un análisis de varianza y prueba de medias por el método de Tukey (α 0.05), con el programa SAS.

## Resultados y Discusión

*Biomasa de la parte aérea*

En cuanto a la biomasa presente a los 30 dds el tratamiento B+C concentró mayor cantidad (1.73 g), en contraste con el tratamiento con U que tuvo la menor biomasa (0.33 g). A los 60 dds el tratamiento B+C concentró mayor biomasa (21.29 g), en contraste con el testigo que fue el menor de todos (4.46 g). El tratamiento que mayor biomasa presentó a los 30 y 60 dds fue B+C. Santibáñez *et al*. (2008) evaluaron el uso de biosólidos y la especie *Lolium perenne* para su fitoestabilización, encontraron datos de biomasa seca en la parte aérea de las plantas testigo de 3.2 g y en las raíces de 1 g, mientras que las plantas cultivadas en los tratamientos enmendados con biosólidos dispararon la biomasa seca en la parte aérea hasta 7.5 a 12 mg $kg^{-1}$ y en las raíces de 1 a 1.5 mg $kg^{-1}$.

*Volumen radical*

A los 30 dds el tratamiento con B concentró mayor volumen radical (0.68 $cm^3$), en contraste con el tratamiento con U que presentó la menor cantidad con 0.17 $cm^3$. A los 60 dds, el testigo concentró mayor volumen radical (8.16 $cm^3$), en contraste con el tratamiento de U que presentó la menor cantidad con 1.33 $cm^3$. El tratamiento que mayor volumen radical presentó a los 30 dds fue B y a los 60 dds el testigo.

*Metales pesados*

*Cobre.* La mayor concentración de Cu en la parte aérea a los 30 dds fue U+B (39.55 mg $kg^{-1}$), en la raíz fue U (137.94 mg $kg^{-1}$). En la parte aérea a los 60 dds fue U+C (43.70 mg $kg^{-1}$), en la raíz el testigo (108.70 mg $kg^{-1}$), sin diferencias significativas entre los tratamientos. Valores muy similares a esta investigación los obtuvieron Arienzo *et al.* (2004) en un estudio en invernadero para determinar la posibilidad de utilizar *Lolium perenne* para la revegetación de los suelos de una antigua planta metalúrgica ferrosa por metales pesados.

*Manganeso*. La mayor concentración de Mn en la parte aérea y en la raíz a 30 dds fue el tratamiento U+B con; 4102.27 mg $kg^{-1}$, 2683.46 mg $kg^{-1}$, respectivamente. A los 60 dds el tratamiento B tuvo la mayor concentración en la parte aérea y de la raíz; 2769.80 mg $kg^{-1}$y 2602.97 mg $kg^{-1}$, respectivamente. En la mayoría de los tratamientos la concentración de Mn en las raíces fue mayor que en la parte aérea de las plantas.

*Cadmio*. El tratamiento U mostro la mayor concentración de Cd a los 30 dds con; 53.44 mg $kg^{-1}$, 78.41 mg $kg^{-1}$, respectivamente. A los 60 dds la mayor concentración fue en el tratamiento U+C (10.00 mg $kg^{-1}$) y para la raíz el Testigo (6.97 mg $kg^{-1}$). Estudios similares hechos por Santibáñez *et al*. (2008) en relaves mineros de chile, evaluaron el uso de biosólidos y la especie *Lolium perenne* para su fitoestabilización, en la parte aérea de la planta testigo encontraron concentraciones de Cd de 0.02 mg $kg^{-1}$ y en las raíces 0.5 mg $kg^{-1}$ mientras que los tratamientos enmendados con biosólidos dispararon la concentración en la parte aérea hasta 0.32 a 0.43 mg $kg^{-1}$ y en las raíces de 6 a 11 mg $kg^{-1}$ y Bidar *et al.* (2008) encontraron concentraciones de Cd en la parte aérea de las plantas de *Lolium perenne* de 10.4 mg $kg^{-1}$, y en las raíces de 115 mg $kg^{-1}$.

*Plomo*. El tratamiento con U presentó la mayor concentración en la parte aérea a los 30 dds con 535.09 mg $kg^{-1}$ y para la raíz fue el tratamiento B con 722.84 mg $kg^{-1}$. A los 60 dds la mayor concentración en la parte aérea fue el testigo con 32.37 mg $kg^{-1}$ y en la raíz fue el tratamiento U+B+C con 62.73 mg $kg^{-1}$. La concentración de Pb fue mayor en las raíces en los dos muestreos. Bidar *et al*. (2008) encontraron concentraciones de Pb en la parte aérea de las plantas de 25.3 mg $kg^{-1}$, y en las raíces de 149 mg $kg^{-1}$.

*Níquel.* El tratamiento con U presento la mayor concentración de Ni en la parte aérea a los 30 dds con 110.92 mg $kg^{-1}$ y en la raíz con 560.56 mg $kg^{-1}$. Sin embargo el tratamiento B presentó la mayor concentración tanto en la parte aérea (69.40 mg $kg^{-1}$) como en la raíz (123.50 mg $kg^{-1}$). Caggiano *et al*. (2005) en su estudio de fiabilidad de *Lolium perenne* como biomonitor, obtuvieron concentraciones inferiores a los de este estudio: en las plantas de 2 a 14 mg $kg^{-1}$. Por otra parte Hernández y Pastor (2005) encontraron valores similares en un entorno de una mina contaminada en la Sierra de Guadarrama concentraciones de Ni en especies de gramíneas: *Lolium multiflorum* (2.9 mg $kg^{-1}$); *Vulpia myuros* (0.1 mg $kg^{-1}$); *Agrostis castellana* (3.6 mg $kg^{-1}$); *Arrhenaterum bulbosus* (1.7 mg $kg^{-1}$); *Bromus hordaceus* (1.2 mg $kg^{-1}$); *Koeleria caudata* (0.3 mg $kg^{-1}$); *Molineriella laevis* (4.4 mg $kg^{-1}$).

*Zinc.* El tratamiento de B presentó la mayor concentración de Zn a los 30 dds en la parte aérea (695.93 mg $kg^{-1}$) y en la raíz (1986.23 mg $kg^{-1}$) y a los 60 dds en la raíz (958.47 mg $kg^{-1}$), el tratamiento U+B presentó la mayor concentración en la parte aérea a los 60 dds con 391.47 mg $kg^{-1}$. Valores similares encontraron Bidar *et al.* (2008), quienes estudiaron la bioacumulación de metales, transferencia y fitotoxicidad en *Lolium perenne* cultivada en un suelo contaminado de Francia, a los cinco meses encontraron concentraciones de Zn en la parte aérea de las plantas de 213 mg $kg^{-1}$, y en las raíces de 1477 mg $kg^{-1}$. También Santibáñez *et al*. (2008) en relaves mineros de chile, evaluaron el uso de biosólidos y la *Lolium perenne* para su fitoestabilización, en la parte aérea de la planta testigo encontraron concentraciones de Zn de 33 mg $kg^{-1}$ y en las raíces 50 mg $kg^{-1}$ mientras que los tratamientos enmendados con biosólidos dispararon la concentración en la parte aérea hasta 129 a 198 mg $kg^{-1}$ y en las raíces de 510 hasta 950 mg $kg^{-1}$.

## Conclusiones

Por su capacidad de extracción de metales pesados, se recomienda la aplicación mixta de Compost+Biosólido y el uso de *Lolium perenne* en programas de fitoextracción de metales pesados en jales de mina. El jal de mina Dos Carlos, presentó muy bajo contenido de materia orgánica, pH fuertemente ácido, textura franco-arenosa y bajos contenidos nutrimentales. De acuerdo a la legislación nacional e internacional los contenidos de metales pesados en los residuos de mina "Dos Carlos" no superaron los límites máximos permisibles en Suelos.

Los patrones de distribución de los metales en las plantas, mostraron que éstos se acumularon principalmente en las raíces y sólo una pequeña cantidad de ellos fueron transportados a la parte aérea. En general, a los 30 y 60 dds, la concentración de metales pesados en la parte aérea y raíz superó los límites máximos tolerables para el consumo animal y la concentración crítica en plantas.

La aplicación de Biosólido-Compost originó el mayor incremento de biomasa en las plantas a 60 dds.

## Bibliografía

Adriano, D. C., W. W. Wenzel, J. Vangronsveld, N. S. Bolán. 2004. Role of assisted natural remediation in environmental cleanup. Geoderma. 122:121-142.

Arienzo, M., P. Adamo, V. Cozzolino. 2004. The potential of *Lolium perenne* for revegetation of contaminated soil from a metallurgical site. *The science of the total environment*, 319: 13-25.

Bidar, G., A. Verdin, G. Garçon, C. Pruvot, F. Laruelle, A. Grandmougin-Ferjani, F. Douay, P. Shirali. 2008. Changes in fatty acid composition and content of two plants (*Lolium perenne* and *Trifolium repens*) grown during 6 and 18 months in a metal (Pb, Cd, Zn) contaminated field. Water Air Soil Pollut. 192, 281–291.

Bidar, G., C. Pruvot, G. Garcon, A. Verdín, P. Shirali, F. Douay. 2009. Seasonal and annual variations of metal uptake, bioaccumulation, and toxicity in *Trifolium repens* and *Lolium perenne* growing in a heavy metal-contaminated fíeld. Environ Sci Pollut R., 16 (1): 42-53.

Caggiano, R., S. Sabia,M. D'Emilio, M. Macchiato, A. Anastasio, M. Ragosta, S. Paino. 2005. Metal levels in fodder, milk, dairy products, and tissues sampled in ovine farms of southern Italy. Environmental Research. 99(1):48-57.

Consejo de recursos minerales (COREMI). 1992. *Monografía geológico-minera del Estado de Hidalgo, Serie monografias geológico-mineras.* México: Secretaría de Enería, Minas e Industria Paraestatal.

Contreras, D. F. J., R. J. R. Ortiz, M. Padilla. 2000. Unidad Académica de Economía de la universidad Autónoma de Zacatecas.<http://www.ciu.reduaz.mx/Pruebas.nsf/ b4c56a1adbc9e5f8625 6ac300614816/ 8ad4c2450a00aeab862 56ec8a2?openDocument>

Geyne, A. R., C. Fries Jr., K. Segerstrom, R. F. Black and I. F. Wilson. 1963. Geology and mineral deposits of the Pachuca-Real del Monte distric, State of Hidalgo, México. Consejo de Recursos Naturales no Renovables. México. 8-109 p.

Gunawardana, B., N. Singhal, A. Johnson. 2010. Amendments and their combined application for enhanced copper, cadmium, lead uptake by *Lolium perenne*. Plant Soil, 329 (1-2): 283-294.

Hernández, A. y J. Pastor. 2005. Incidencia conjunta de metales pesados en pastos de vacuno ubicados en el entorno de una mina abandonada en la Sierra de Guadarrama. Producciones agroganaderas: Gestión eficiente y conservación del medio natural (Vol. II). Madrid, España.

Kulli, B., M. Balmer, R. Krebs, B. Lothenbach, G. Geiger, R. Schulin. 1999. The influence of nitrilotriacetate on heavy metal uptake of lettuce and ryegrass. J Environ Qual., 28 (6): 1699-1705.

Pilon-Smits, E. A. 2005. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology,* 56: 15-39.

Riser-Roberts, E. 1998. Remediation of petroleum contaminated soils. Lewis Publishers. 542 pp.

Romero, F. M., y R. M. Gutiérrez. 2010. Estudio comparativo de la peligrosidad de jales en dos zonas mineras localizadas en el sur y centro de México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 62(1): 43-53.

Santibáñez, C., C. Verdugo, R. Ginocchio. 2008. Phytostabilization of copper mine tailings with biosolids: implications for metal uptake and productivity of *Lolium perenne*. Sci. Total Environ. 395, 1–10.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2000). NOM-021-RECNAT-2000. *Norma Oficial Mexicana que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis*. 31 de diciembre de 2002: Diario Oficial de la Federación.

# METALES PESADOS EN AGUA Y SUELO EN LA CUENCA AGRÍCOLA DE RIEGO DEL ALTO BALSAS EN LOS ESTADOS DE PUEBLA Y TLAXCALA

**Castro-González N. P.*[1], Moreno-Rojas R.[2], Calderón-Sánchez F.[3] y Tamariz-Flores J. V.R[4]**

**[1*] Facultad de Ingeniería Agrohidráulica, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Av. Reforma 167, Tlatlauquitepec, Puebla, México. numa.castro@correo.buap.mx**
**[2] Departamento de Bromatología y Biotecnología de alimentos, Universidad de Córdoba. España.**
**[3] Colegio de Postgraduados Campus-Puebla. México.**
**[4] Departamento de Investigación en Ciencias Agrícolas, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, México**

## Resumen

El objetivo de este trabajo fue determinar la concentración de metales pesados (Cd, Pb, Co, Cu, Cr y Zn) en suelos irrigados con aguas residuales procedentes de la sub cuenca del alto Balsas, tomando muestras de agua de los ríos Atoyac, Zahuapan y Canal de riego de Valsequillo y suelos que han sido irrigados por muchos años con dichas aguas. Existió diferencia $p<0.0001$ siendo mayor la concentración de metales pesados en suelos. De igual forma se encontró diferencia $p<0.0001$ entre zonas donde las concentraciones más altas fueron para la zona 3. Los metales tuvieron un orden descendente en cuanto a su concentración quedando de la siguiente manera; Cr>Pb>Zn>Co>Cu>Cd (61, 45, 34, 19.5, 17 y 02 mg/kg respectivamente). Todos los metales encontrados en el suelo están por arriba de la NMX-001-ECOL-1996. Por tanto se demuestra que los metales conducidos por el agua son de origen antropogénico y se acumulan en los suelos agrícolas en niveles por arriba de lo permitido por la norma. Por tanto las zonas irrigadas con aguas residuales procedentes de la sub cuenca del alto Balsas constituyen un riesgo para la salud pública y la seguridad alimentaria, toda vez que los metales pesados pueden ingresar a la cadena alimenticia.

## Palabras clave

Metales pesados, aguas residuales, suelos contaminados

## Introducción

El uso de las aguas residuales no tratadas de procedencia doméstica, agrícola e industrial, puede traer consecuencias a la salud pública y a la seguridad alimentaria cuando son utilizadas con fines agrícolas. Los suelos de la cuenca conformada por los ríos Atoyac y Zahuapan en los estados de Puebla y Tlaxcala, han sido irrigados desde hace 100 años; sin embargo, con el paso del tiempo han venido recibiendo las descargas de aguas residuales de origen urbano, retornos de aguas de campos agrícolas y a partir de 1982, las descargas de aguas procedentes de diferentes industrias instaladas en ambos estados (Silva *et al*., 2002). Entre otros contaminantes, estas aguas contienen metales pesados que pueden ser retenidos en el suelo y pasar a las aguas subterráneas (Fytianos *et al*., 2001; Dewivedi *et al*., 2001; Singth *et al*., 2010) o absorbidos por las plantas, repercutiendo en la cadena alimenticia (Gulson *et al*., 1996). Lo anterior hace suponer que existe un alto riesgo de contaminación de agua y suelos, considerándose de importancia debido a que en el estado de Tlaxcala 27,812.75 ha son

regadas con aguas procedentes de ambos ríos y por otra parte, 32,999 has más son irrigadas con el agua que almacena la presa Manuel Ávila Camacho, donde los principales cultivos son alfalfa, maíz y hortalizas (SIAP, 2012). Hay que tomar en cuenta que la leche producida en las zonas de estudio es transformada en quesos, pudiendo representar un riesgo a la salud pública. Por tanto es importante el papel que juegan los suelos dentro de la cadena alimenticia, porque al estar contaminados con metales pesados podrían contaminar al resto de componentes de la cadena, los cuales pueden afectar a los consumidores a nivel del sistema nervioso central, ya que poseen efecto neurotóxico, predisponen a fallas en el desarrollo cognitivo y de los diferentes órganos de los niños, además de ocasionar la muerte por problemas cardiovasculares y cáncer también en adultos (Dorea y Donangelo, 2006; ATSDR, 2012).

El presente trabajo tuvo como objetivo determinar la concentración de seis metales pesados en agua y suelo de cuatro zonas irrigadas por los ríos Atoyac, Zahuapan y la presa Manuel Ávila Camacho en el estado de Tlaxcala y Puebla.

## Materiales y Métodos

El presente trabajo se llevó acabo en los meses de junio y julio de 2014, y en base a la homogeneidad de condiciones y origen del agua que se utilizan para riego, se definieron cuatro sitios de muestreo representativos de la cuenca Atoyac-Zahuapan. En el estado de Tlaxcala se ubicaron dos de ellas en los municipios de Tepetitla de Lardizábal y Nativitas (zona 1 y 2), donde se aprovecha el río Atoyac, en Santa Isabel Tetlatlahuca al margen del río Zahuapan (zona 3) y el cuarto sitio se ubicó en el municipio de Tecamachalco, Puebla, donde se riega con aguas derivadas de la presa Manuel Ávila Camacho (zona 4). La región muestreada forma parte de la cuenca hidrológica del Alto Balsas y se localiza en la región Centro-Sur del estado de Tlaxcala y Sureste del estado de Puebla, a una altura promedio de 2018 MSNM y en las coordenadas desde la $19^0$ 17' 16.08" de latitud norte y $98^0$ 25' 02.45" de longitud oeste a la $18^0$ 56' 37.84" y $97^0$ 46' 56.20". Prevalece un clima templado húmedo con lluvias en verano, donde una las principales actividades agropecuarias son la siembra de maíz, alfalfa y hortalizas asociados a la explotación de bovinos lecheros. El agua fue colectada en 19 sitios distribuidos en toda el área muestreada, tomándola de los ríos y canales a una profundidad de 30 cm (USEPA, 1974). Se utilizaron frascos de polipropileno previamente lavados con $HNO_3$ (10 v/v) y al momento del muestreo se determinó pH, sólidos disueltos totales (TDS) y temperatura; posteriormente, fueron transportadas y almacenadas en frio (4°C) hasta su análisis.

El suelo se colectó en 17 sitios a una profundidad de 0 a 30 cm, tomando 10 sub muestras en cada uno para formar muestras compuestas (Singh *et al.,* 2004). Se colocaron en bolsas de polietileno color negras y se transportaron al laboratorio del Colegio de Postgraduados, Campus Puebla, donde se determinó pH, Materia orgánica (MO), conductividad eléctrica (CE) y textura con base en la NOM-021-SEMARNAT-2000. Fueron secadas al aire libre en un lugar oscuro por 8 días, trituradas, tamizadas a < 2 mm y guardadas en bolsas hasta su análisis. Los metales pesados determinados fueron el Cd, Pb, Cu, Co, Cr y Zn, utilizando espectrofotómetro de absorción atómica *AAS* VARIAN 55B propiedad del Departamento de Investigación en Ciencias Agrícolas de la BUAP. Las determinaciones se realizaron por triplicado y en el caso del agua, se agregó $HNO_3$ extra puro hasta obtener un pH <2.0 y la lectura se realizó de forma directa. Para suelo, previamente se realizó una digestión utilizando un horno de microondas (CEM-MarsX, CEM corporation Mathews, Notrh Carolina) bajo el protocolo EPA 3051. La información obtenida en cada componente se analizó bajo un diseño completamente al azar mediante un

modelo general lineal y con una prueba de Tuckey, se utilizó el paquete estadístico SAS 9.0 (2002).

## Resultados y Discusión

Para las variables fisicoquímicas del agua y suelo no se observaron diferencias significativas entre sitios. Los valores promedio en agua fueron: pH 7.36, TSD 0.37 g/l, temperatura 16.92 $^{O}$ C y en suelo: pH 7.8, CE (0.2 dS, $m^{-1}$), MO oxidable 2.98%, arena arcilla y limo (33, 33 y 34% respectivamente). En general para la región de estudio se reportan suelos franco arcillosos, que guardan una homogeneidad en sus características. La concentración de metales encontrada para agua se especifica en el Cuadro 1 y para suelos en el Cuadro 2, señalando para ambos los límites permisibles que marca la norma mexicana (NMX-001-COL-1996). Se observa que los metales de mayor concentración fueron el Cr y el PB en ambos componentes; subsecuentemente y por orden de concentración los de mayor importancia en agua fueron Cd, Cu, Co y Zn, mientras que en suelo fueron Zn, Co, Cu y Cd.

En las muestras de agua analizadas se observaron diferencias significativas ($p<0.0001$) entre zonas para las concentraciones en Cd, Pb y Cr, pero no en Cu, Co y Zn, que promediaron 0.08, 0.08 y 0.04 mg/l, respectivamente. A excepción del contenido de Cr en la zona 1, Pb en la zona 4, que estadísticamente fueron superiores $p<0.001$ a las otras zonas y de Cd en la zona 3, todos los demás valores se encuentran en los límites permisibles por la Norma. Para éste último hay diferencias significativas ($p<0.001$), pero con respecto a la zona 1 que resulto tener valores más bajos.

Trabajos previos habían demostrado valores de Pb en un rango de 0.14 a 0.28 mg/l (Méndez - García *et al.,* 2000) en época de estiaje y (García-Nieto *et al.,* 2011) de 0.95 mg/l en los ríos Atoyac y Zahuapan, respectivamente. Por otra parte, Valencia *et al*. (2009) había reportado valores de Pb en agua de 0.069mg/l, valor que está por debajo del encontrado en este trabajo que también fue realizado en época de lluvias. En el caso del Cd los valores encontrados en este trabajo son superiores a los de Vazquez-Alarcon *et al.* (2001) quienes reportaron (0.021 a 0.051 mg/l) en el valle del mezquital en Hidalgo y (Ríos –Arana *et al.,* 2003) (0.08mg/l) en el Paso Texas, el mismo autor obtiene valores (0.105 mg/l) superiores para el Zn a los encontrado en el presente estudio. A nivel internacional existen reportes que son similares a los valores encontrados en el presente estudio, tal es el caso de (Pandey *et al.,* 2012) quienes reportan 0.015 mg/l de Cd y 0.15 mg/l de Pb en agua en la India, concentraciones inferiores a las encontradas en estas regiones de México.

Concerniente a las concentraciones encontradas en las muestras de suelo, únicamente en Pb y Co se observaron diferencias significativas ($p<0.001$) entre zonas, correspondiendo a la zona 3 los valores más altos en ambos metales. Con respecto a la Norma, se observa que en las cuatro zonas muestreadas, todos los metales estudiados sobrepasan los valores permisibles. En este sentido se infiere que las concentraciones son altas debido a que son suelos irrigados con aguas del río Atoyac, Zahuapan y el canal de riego de Valsequillo los cuales reciben las descargas de origen industrial del estado de Tlaxcala y Puebla. A nivel internacional existen reportes de Cd en suelo (Khan *et al*., 2008; Kelepertzis *et al*., 2014) encontraron valores (0.84 y 0.45 mg/kg) en China y Grecia respectivamente, valores inferiores a los encontrados en este estudio. En un estudio realizado por (García – Nieto *et al*., 2011) reporto niveles de Pb en sedimento en la zona del Zahuapan de 89.5 mg/kg y en Pakistan (Amin *et al*., 2013) encontró de 86 mg/kg de Pb, ambos valores son superiores a los del

presente trabajo. (Méndez-García *et al*., 2000) reporto un valor inferior 4.3 mg/kg de Pb en suelos irrigados con aguas del Atoyac en la zona de Atlixco, Puebla.

Cuadro 1.- Concentración de metales pesados en agua residual por zona de estudio (mg/l)

| Zona | Cd | Pb | Cu | Co | Cr | Zn |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | $0.04_b$ | $0.25_b$ | $0.00_a$ | $0.02_a$ | $1.43_a$ | $0.04_a$ |
| 2 | $0.20_a$ | $0.23_b$ | $0.06_a$ | $0.27_a$ | $0.62_b$ | $0.01_a$ |
| 3 | $0.21_a$ | $0.23_b$ | $0.10_a$ | $0.03_a$ | $0.45_b$ | $0.04_a$ |
| 4 | $0.02_b$ | $0.53_a$ | $0.16_a$ | $0.00_a$ | $0.19_b$ | $0.06_a$ |
| Promedio | 0.12 | 0.31 | 0.08 | 0.08 | 0.67 | 0.04 |
| NMX-001-COL-1996 | **0.2** | **0.5** | **4** | **NA** | **1** | **10** |

Diferentes literales (a, b) representa diferencia p≤0.05

Las concentraciones de los metales pesados en agua son inferiores a los encontrados en el suelo; sin embargo, al utilizarse para el riego agrícola, se provoca una acumulación de metales pesados, debido al tiempo de uso en los suelos, lo cual puede incidir sobre el grado de contaminación de los cultivos y con ello el grado de toxicidad (Singth *et al.,* 2010).

Cuadro 2.- Concentración de metales pesados en suelos irrigados con aguas residuales por zona de estudio (mg/kg)

| Zona | Cd | Pb | Cu | Co | Cr | Zn |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | $2_a$ | $39_b$ | $16_a$ | $15_b$ | $72_a$ | $20_a$ |
| 2 | $2_a$ | $40_b$ | $14_a$ | $16_b$ | $79_a$ | $28_a$ |
| 3 | $2_a$ | $65_a$ | $19_a$ | $33_a$ | $56_a$ | $43_a$ |
| 4 | $2_a$ | $36_b$ | $20_a$ | $14_b$ | $38_a$ | $46_a$ |
| Promedio | 2 | 45 | 17 | 19.5 | 61.25 | 34 |
| NMX-001-ECOL-1996 | **0.05** | **5** | **4** | **NA** | **0.5** | **10** |

Diferentes literales (a, b) representa diferencia p≤0.05

Entre zonas existió p<0.0001, siendo la zona 3 la que mostro tener concentraciones superiores de la mayoría de metales estudiados (Cuadro 2). En el agua residual el promedio de los valores no se rebasa los límites permisibles por la NMX-001-ECOL-1996, sin embargo, la zona 3 presenta una concentración de Cd ligeramente por arriba de lo permisible, al igual que el Pb en la zona 4 y el Cr en la zona 1 (cuadro 1). En suelo por el contrario las concentraciones promedio de todos los metales fueron superiores a los valores permisibles de la norma la NMX-001-ECOL-1996. Para el Co los valores no están considerados en la norma oficial.

## Conclusiones

Se concluye que el agua de los ríos y canales de la sub cuenca del alto Balsas, conducen metales pesados de origen antropogénico procedentes de los hogares y de las actividades industriales y agrícolas, debido a ello los suelos están acumulando metales pesados que son extremadamente tóxicos para la salud de sus habitantes y la cadena alimenticia. Por lo que es

necesario realizar investigación en cultivos de las regiones de estudio para considerar posibles afecciones a la salud humana y considerar trabajos de biorremediación.

## Bibliografía

Amin, Noor Ul, Anwar Hussain, Sidra Alamzeb, and Shumaila Begum. 2013. "Accumulation of Heavy Metals in Edible Parts of Vegetables Irrigated with Waste Water and Their Daily Intake to Adults and Children, District Mardan, Pakistan." *Food Chemistry* 136 (3-4). Elsevier Ltd: 1515–23. doi:10.1016/j.foodchem.2012.09.058.

ATSDR. Toxicological profile for cadmium. US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA. 2012 [citado 01 Abril 2013]. Disponible en: URL:http://www.atsdr.cdc.gov/substances/toxsubstance.asp?toxid=15

Chary N. S., Kamala C.T., Raj D. S. S. 2008. Assessing risk of heavy metals from consuming food grown on sewage irrigated soils and food chain transfer. Ecotoxicology and Environmental Safety 69. 513–524.

Dorea, Jose G., and Carmen M. Donangelo. 2006. "Early (in Uterus and Infant) Exposure to Mercury and Lead." *Clinical Nutrition* 25: 369–76. doi:10.1016/j.clnu.2005.10.007.

Dwivedi SK, Swarup D, Dey S, Patra RC. Lead poisoning in cattle and buffalo near primary lead–zinc smelter in India. Vet Hum Toxicol, 43, 93–4.

Fytianos, K., G. Katsianis, P. Triantafyllou and G. Zachariadis. 2001. Accumulationf heavy metals in vegetables grown in an industrial area in relation to soil, Bulletin Environmental contamination and toxicology, 67, pp 423–430.

Gómez, A. A.; Villalba, A. A.; Acosta, R. G.; Castañeda, O. M.; Kamp, D. 2004. Metales pesados en el agua superficial del río San Pedro durante 1997 y 1999. Rev Int Contam Amb 20(1): 1-8.

Gulson, B.L., K.J. Mizon., M.J. Korsch. & D. Howarth. 1996. Non-orebody sources are significant contributors to blood lead of some children with low to moderate lead exposure in a mayor mining community. The science of the total environment. 181: 223-230.

Khan, Kifayatullah, Hizbullah Khan, Yonglong Lu, Ihsan Ihsanullah, Javed Nawab, Sardar Khan, Noor S Shah, Isha Shamshad, and Afsheen Maryam. 2014. "Evaluation of Toxicological Risk of Foodstuffs Contaminated with Heavy Metals in Swat, Pakistan." *Ecotoxicology and Environmental Safety* 108 (October): 224–32. doi:10.1016/j.ecoenv.2014.05.014.

Méndez-García., Rodríguez, D. L., Palacios, M, S. 2000. Impacto del riego con aguas contaminadas, evaluado a través de la presencia de metales pesados en suelos. Terra vol. 18. Num.4.

Pandey, Richa, Kumar Shubhashish, and Jitendra Pandey. 2012. "Dietary Intake of Pollutant Aerosols via Vegetables Influenced by Atmospheric Deposition and Wastewater Irrigation." *Ecotoxicology and Environmental Safety* 76. Elsevier: 200–208. doi:10.1016/j.ecoenv.2011.10.004.

Rios-Arana, J. V., E. J. Walsh, and J. L. Gardea-Torresdey. 2004. "Assessment of Arsenic and Heavy Metal Concentrations in Water and Sediments of the Rio Grande at El Paso-Juarez Metroplex Region." *Environment International* 29: 957–71. doi:10.1016/S0160-4120(03)00080-1.

SAS Institute 2002 SAS User's Guide: Statistics Version 9.2. Statistical Analysis System Institute Cary, North Carolina, USA.

Singh, K.P., Mohan, D., Sinha, S., Dalwani, R., 2004. Impact assessment of treated/untreated wastewater toxicants discharged by sewage treatment plants on health, agricultural, and environmental quality in the wastewater disposal area. Chemosphere 55, 227e255.

Singh, A., Rajesh KS, Agrawal M,. Marshall F. M. 2010. Health risk assessment of heavy metals via dietary intake of foodstuffs from the wastewater irrigated site of a dry tropical area of India. Food and Chemical Toxicology 48, 611–619.

SIAP. 2012. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. Resumen Nacional Pecuario. http://www.siap.gob.mx/index.php?option=com. Consultado mayo de 2013, México D.F.

Silva, J., P. Torres & Madera. C. 2008. Reusó de aguas residuales domésticas en agricultura. Una revisión. *Agronomia Colombiana*, 26(2), pp.347–359. Disponible en: http://www.revistas.unal.edu.co/index.php/agrocol/article/view/13521/14204.

US-EPA. 1974. Methods for chemical analysis of water and wastes. Lab. Nat. Env. Res. Cent. Cincinnati, Ohio, USA.

Valencia, Q. R.; Pérez, S.; García, N. E.; Olivares, G. J. L.; Waliszewski, S. M.; Guevara, A.; López, J. G.; Ortiz, E.; Montiel, G. J. R. M.; Sánchez, A. J. 2009. Inspección del sistema hidrológico Zahuapan-Atoyac e identificación de plomo y arsénico en sedimento superficial. Revista Internacional de Contaminación Ambiental 25 suplemento 1 ISSN 0188 4999.

Vázquez-Alarcón, Antonio, Lenom Justin-Cajuste, Christina Siebe-Grabach, Gabriel Alcántar-Gonzalez, and Maria De Lourdes De La Isla De Bauer.2001. "Cadmio, níquel y plomo en agua residual, suelo y cultivos en el valle del Mezquital, Hidalgo, México." *Agrocencia* 35: 267–74.

# EMISIÓN DE AMONIACO EN FUNCIÓN DEL PERIODO DE ENGORDA DE POLLOS: POTENCIAL CONTAMINANTE DEL SUELO

**Cohuo-Colli, J.M.[1]; Ruiz-Salinas J.[1]; Hernández Cázares, A.S.[1]; Hidalgo-Contreras, J.V.[1] y Velasco-Velasco, J.[1*]**

**[1]Colegio de Postgraduados Campus Córdoba. Córdoba, Veracruz, México.**

*Autor responsable: joel42ts@colpos.mx; carretera federal Córdoba-Veracruz km 348, Congregación Manuel León, Amatlán de los reyes Veracruz, Veracruz. México. CP 94946; Tel. +52(271)-716 6000

## Resumen

En el presente estudio se evaluó el efecto de la densidad de cama y adición de minerales orgánicos en el alimento (availa Zn y availa Mn) junto con un extracto de *Yucca schidigera* (MicroAid) y su efecto en la emisión de amoniaco. Se evaluaron cuatro tratamientos y se utilizaron pollos machos de la línea Ross. Las variables evaluadas fueron: emisión de amoniaco en cama y ambiental, temperatura de cama, humedad relativa y temperatura ambiental. Así mismo se determinó pH y humedad de cama mediante el método gravimétrico y potenciómetro respectivamente. Todas las variables se midieron durante siete semanas. El análisis estadístico mostró diferencia significativa entre tratamientos ($p<0.05$), los tratamientos con el uso de availa-Zn y availa-Mn y adición de MicroAid fueron diferentes estadísticamente al tratamiento sin el uso de éstos. También se encontró que existe una correlación positiva entre la emisión de amoniaco en cama con respecto a la temperatura de cama, humedad de cama y pH. El usar una densidad de cama mayor (2 kg $m^2$) o la combinación de una densidad de cama mayor junto con un programa de alimentación en el que se adicionan minerales orgánicos y extracto de Yucca schidigera, disminuye la emisión de amoniaco.

## Palabras clave

Contaminación de suelos, dinámica de nitrógeno, Humedad de cama,

## Introducción

La industria avícola en México es una de las actividades pecuaria más dinámicas y prósperas del país. Es considerado como un sector estratégico dentro del entorno agroalimentario, ya que cada 10 kilos de proteína animal que se oferta en el mercado, 6 pertenecen a alimentos avícolas como la carne pollo y huevo (UNA, 2014).

Dentro del crecimiento de la producción pollo de carne, se encuentra un fuerte nivel de tecnificación de las naves, el número de animales por metro cuadrado sigue en aumento, se ha tenido grandes avances en la nutrición, todo esto ha traído como consecuencia que las aves exijan mejores condiciones de infraestructura y mejores características medioambientales (Donald, 1997).

Dentro de éstas instalaciones se generan condiciones medioambientales como la temperatura, la humedad, la ventilación que puede ser de manera natural o forzada en algunos casos, la emisión de gases etc. Estas condiciones junto con la interacción con factores físicos y biológicos, como por ejemplo la descomposición bacteriana en excretas y en material de la

cama produce emisión de varios contaminantes, siendo uno de los principales, el gas amoniaco, propiciando problemas de contaminación ambiental, tanto dentro de la nave como afuera (Quintana, 1999: Sainsbury, 2000).

Las emisiones de gases hacia el ambiente proveniente de las instalaciones pecuarias como bovinos, porcinos y aves de corral son uno de las principales preocupaciones en todo el mundo, por ello un número creciente de países han optado por introducir legislaciones que tiene como objetivo principal reducir la emisión de contaminantes como el amoniaco (Bjer *et al*., 2013).

La emisión de amoniaco de las explotaciones avícolas es una fuente de contaminación ambiental, incrementa la incidencia de enfermedades en la especie animal explotada, y afecta en general la productividad del sistema. Es importante, conocer y determinar que tanto incide el efecto del amoniaco emitido sobre la salud de las aves y por ende sobre el medio ambiente así como también la relación que tiene con los factores medio ambientales, por lo mismo esta investigación pretende por medio de los tratamientos propuestos, incidir en la solución del problema, es importante empezar a obtener datos para futuras investigaciones y de esta manera proponer alternativas de manejo y que disminuyan la emisión de este gas y por lo tanto la mejora de la calidad ambiental.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la dinámica de emisión de amoniaco mediante el uso de dos diferentes densidades de cascarilla de arroz en cama de pollos de engorda usando minerales orgánicos (Zn, Mn) y un extracto vegetal de *Yucca schidigera* (MicroAid) en la alimentación.

## Materiales y Métodos

El presente estudio de campo se realizó en los módulos de crianza de pollos de la empresa San Antonio el cual se ubica en los municipios de Chocaman y Mariano Escobedo, el primero en las coordenadas 19º01´ de latitud Norte y 97º02´ de longitud Oeste, a una altura de 1,360 msnm y el segundo se ubica en las coordenadas 18°55" latitud norte y 97°08" longitud oeste, y cuenta con una altura de 1520 msnm estos municipios se encuentran en la zona centro del estado de Veracruz.

Para el experimento se usarán pollos machos de la línea Ross, el material de cama que se utilizó fue cascarilla de arroz y para la alimentación se utilizó MicroAid (fuente de *Yucca schidigera*), minerales orgánicos (availa-Zn y availa-Mn).

Se implementaron 2 programas de alimentación, el primer programa consiste en adicionar en el alimento 125 ppm de MicroAid (fuente de *Yucca schidigera*), 40 ppm de Availa Zn y 40 ppm de Availa Mn y para el segundo programa 125 ppm de MicroAid y 40 ppm de Zn.

Se evaluaron cuatro tratamientos (cuadro 1) con dos repeticiones cada una, del cual el diseño experimental, fue un diseño completamente al azar.

Las variables que se evaluaron fueron amoniaco de cama, amoniaco ambiental, temperatura de cama, temperatura ambiental, humedad de cama, humedad relativa y pH los cuales se midieron durante 7 semanas (cuadro 2).

Cuadro 1. Lista de tratamientos evaluados

| Tratamiento | Periodo 0-18 | Periodo 19-35 | 3Periodo 36-50 | 0-50 d | Tipo de cama |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Programa actual | Programa actual | Programa actual | 1.0 kilos/$m^2$ | Cascarilla de arroz |
| 2 | Programa actual | Programa actual | Programa actual | 2.0 kilos/$m^2$ | Casacarila de arroz |
| 3 | Programa salud podal I | Programa salud Podal II | Programa salud podal II | 1.0 Kilos/$m^2$ | Cascarilla de arroz |
| 4 | Programa salud podal I | Programa salud Podal II | Programa salud podal II | 2.0 kilos/$m^2$ | Casacarilla de arroz |

Cuadro 2. Lista de variables evaluadas

| Variables | Método utilizado |
|---|---|
| Emisión de amoniaco | Dräger X-am 5000 |
| Humedad de cama | Método gravimétrico |
| Humedad relativa | Datalogger |
| pH de cama | Potenciómetro (relación 1:10) |
| Temperatura ambiental | Datalogger |
| Temperatura de cama | Termómetro |

Para el análisis estadístico se usó el paquete Statistical Analysis System (SAS), en la cual para las variables amoniaco en cama y amoniaco ambiental, temperatura de cama, temperatura ambiental humedad de cama y pH por 7 semanas, se utilizó el procedimiento glimmix.

## Resultados y Discusión

En cuanto al nivel de amoniaco de cama emitido se encontró que hubo diferencia entre los tratamientos con un $p < 0.05$ (cuadro 3) del cual el que difiere de los demás tratamientos es el tratamiento 1, siendo este el que más amoniaco emite.

Cuadro 3. Diferencia de tratamientos, medias de mínimos cuadrados.

| TRT | _TRT | Estimate | Error estándar | DF | Valor t | Pr > \|t\| |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 2 | 4.8125 | 1.9407 | 45 | 2.48 | 0.0170 |
| 1 | 3 | 4.3125 | 1.9407 | 45 | 2.22 | 0.0313 |
| 1 | 4 | 5.2500 | 1.9407 | 45 | 2.71 | 0.0096 |
| 2 | 3 | -0.5000 | 1.9407 | 45 | -0.26 | 0.7979 |
| 2 | 4 | 0.4375 | 1.9407 | 45 | 0.23 | 0.8227 |
| 3 | 4 | 0.9375 | 1.9407 | 45 | 0.48 | 0.6314 |

Se realizó una correlación para determinar la asociación de las variables humedad de cama, temperatura de cama, pH, temperatura ambiental, en el cual se encontró que hubo una correlación positiva (Cuadro 4) entre el amoniaco emitido, el pH de cama, la temperatura de cama y humedad de cama, que son éstas las que más influyen en la cantidad de amoniaco emitido.

Cuadro 4. Coeficiente de correlación de Pearson.

| | SEM | NH3C | NH3A | TA | TC | HC | PH |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **SEM** | 1.00000 | 0.72398 | 0.52696 | -0.14083 | 0.84110 | 0.35794 | 0.64559 |
| | | <.0001 | <.0001 | 0.2670 | <.0001 | 0.0037 | <.0001 |
| **NH3C** | 0.72398 | 1.00000 | 0.82203 | -0.19088 | 0.55872 | 0.48754 | 0.58634 |
| | <.0001 | | <.0001 | 0.1308 | <.0001 | <.0001 | <.0001 |
| **NH3A** | 0.52696 | 0.82203 | 1.00000 | -0.19652 | 0.34139 | 0.56240 | 0.58164 |
| | <.0001 | <.0001 | | 0.1196 | 0.0058 | <.0001 | <.0001 |
| **TA** | -0.14083 | -0.19088 | -0.19652 | 1.00000 | -0.03145 | -0.03857 | -0.38869 |
| | 0.2670 | 0.1308 | 0.1196 | | 0.8051 | 0.7622 | 0.0015 |
| **TC** | 0.84110 | 0.55872 | 0.34139 | -0.03145 | 1.00000 | 0.19065 | 0.61287 |
| | <.0001 | <.0001 | 0.0058 | 0.8051 | | 0.1313 | <.0001 |
| **HC** | 0.35794 | 0.48754 | 0.56240 | -0.03857 | 0.19065 | 1.00000 | 0.24380 |
| | 0.0037 | <.0001 | <.0001 | 0.7622 | 0.1313 | | 0.0522 |
| **PH** | 0.64559 | 0.58634 | 0.58164 | -0.38869 | 0.61287 | 0.24380 | 1.00000 |
| | <.0001 | <.0001 | <.0001 | 0.0015 | <.0001 | 0.0522 | |

*SEM=semana, NH3C=amoniaco en cama, NH3A=amoniaco ambiental, TA=temperatura ambiental, TC=temperatura de cama, HC=humedad de cama, pH=pH de cama.

Según Donald (1997) a medida que las aves crecen aportan mayor humedad, el incremento en la humedad de la cama también puede deberse a un deficiente manejo de la ventilación y el tipo de bebederos. Como resultado del aumento en la humedad de la cama los niveles de amoniaco se incrementan rápidamente, esto unido al incremento en el pH de la misma, así como lo menciona Wyatt (1985).

De manera similar en un trabajo de Blake y Hess (2001) mencionan que el pH de la cama mostró una fuerte asociación con los niveles de amoníaco presente en las naves. El mismo autor refiere que valores de pH en la cama por encima de 8.0 ocasionan una mayor concentración de amoniaco debido al crecimiento de microorganismos con capacidad de descomponer el ácido úrico para la formación de amoniaco.

## Conclusión

Usar una densidad de cama de 2 kg m2 y la combinación de ésta con un programa de alimentación con adición de minerales orgánicos (Availa-Zn y availa-Mn) y extracto de *Yucca schidigera*, (MicroAid) disminuye la emisión de amoniaco.

## Bibliografía

Bjerg B., T. Norton, T. Bnahazi, G. Zhang, T. Bartzanas, P. Liberati, G. Cascone, I. Lee B. and A. Marucci. 2013.

Modellin of ammonia emissions from naturally ventilated livestock buildings. Part 1. Ammonia release modelling. Biosystems Engineering 116 (3): 232-245

Blake, P and Hess, J. 2001. Poultry Guard™ as a Litter Amendment. Auburn University.

Donald J. 1997. Tendencias en el control ambiental en galpones avícolas. Rev. Ind. Avícola 44(6): 10-17.

Quintana J. 1999. Avitecnia: Manejo de las aves domésticas más comunes. 3ª ed. México: Ed Trillas. 384 p.

Sainsbury D. 2000. Poultry health and management - chickens, turkeys, ducks, geese, and quail. 4th ed. Oxford, UK: Blackwell Scientific. 204 p.

Unión Nacional de Avicultores: http://una.org.mx/ consultado 27/11/14

Wyatt, R. 1985. La ventilación en los galpones. Rev. Avicultura Profesional. 3(2): 75-76

# BACTERIAS FIJADORAS DE NITRÓGENO EN SUELOS CONTAMINADOS CON PETRÓLEO

**Esquivel-Cote, R.[1]; Nolasco-Varona, E.[1]; Ferrera-Cerrato, R.[1]; Alarcón, A.[1]**

**[1]Área de Microbiología, Colegio de Postgraduados Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5. Montecillo, Estado de México, México. C.P. 56230.**

*Autor responsable: esquivelcote@colpos.mx; Calle Malintzin Núm. 74, Col. Volcanes, Ciudad Nezahualcóyotl, Estado de México. México. CP 57450; Tel. +52(55)-5763-8158

## Resumen

En México, uno de los problemas ambientales más importantes es la contaminación de suelos por petróleo. El uso de microorganismos hidrocarbonoclastas ha sido una opción viable para la biorremediación de estos ambientes. No obstante, poco se ha estudiado acerca de la presencia de microorganismos diazotróficos, promotores del crecimiento vegetal, con capacidad para degradar hidrocarburos. El objetivo del presente estudio fue conocer la presencia de bacterias diazotróficas presentes en la rizosfera de plantas de pasto japonés (*Leersia hexandra* Sw.) establecidas en suelos contaminados con petróleo en Huimanguillo, Tabasco, México. Se realizó una cuentificación de microorganismos heterótrofos mesófilos aerobios, diazotróficos y diazotróficos tolerantes al diésel, de la zona rizosférica y de la endorizosfera de raíces de pasto japonés (*Leersia hexandra* Sw.). En la rizosfera, la población de heterótrofos, mesófilos, aerobios se presentó de $10^6$-$10^7$ ufc $ml^{-1}$, en tanto que la población de diazotrofos y los tolerantes a diésel no presentaron diferencias significativas entre los tres sitios contaminados. Se aislaron nueve cepas con capacidad para crecer en medios carentes de nitrógeno y con presencia de diésel. Asimismo, presentaron diferente capacidad para producir índoles, sideróforos, solubilizar fósforo y sintetizar la enzima ACC desaminasa. Los resultados revelan que diferentes concentraciones de hidrocarburos presentes en los suelos de La Venta, Tabasco, no modifican la densidad poblacional de microorganismos presentes en el suelo rizosférico.

## Palabras clave

Diazotrófico; hidrocarburo; PGPR

## Introducción

En México, la industria del petróleo en su conjunto ha tenido un impacto negativo en materia ambiental (Saval 1998). La aplicación como biofertilizantes de microorganismos promotores del crecimiento vegetal como los fijadores de nitrógeno atmosférico, se ha estudiado como una posibilidad de procesos de fitorremediación en suelos contaminados con hidrocarburos (Pérez *et al*., 2000).

Entre los géneros bacterianos más conocidos, en cuanto a su eficiencia para degradar combustibles derivados del petróleo, se encuentran *Azotobacter*, *Pseudomonas*, *Agrobacterium* y *Bacillus* que además, se caracterizan por tener capacidad de fijar nitrógeno atmosférico (Gradova *et al*., 2003; García-Esquivel *et al*., 2004). Sin embargo, son pocos los informes que los refieren como bacterias que realizan ambas funciones al mismo tiempo (bacterias fijadoras de nitrógeno hidrocarbonoclastas). Es importante conocer si este grupo de bacterias puede fijar

nitrógeno atmosférico en suelos contaminados por productos derivados del petróleo, ya que la incorporación de este elemento al suelo servirá como nutrimento para otros microorganismos degradadores y, en el caso de presencia de plantas, también les sería útil. Algunos investigadores han reportaron que los suelos contaminados crónicamente con petróleo crudo son capaces de sostener abundantes poblaciones de bacterias fijadoras de nitrógeno atmosférico de vida libre (Pérez *et al*., 2000; García-Esquivel *et al*., 2004). Por tanto, el objetivo principal del presente estudio fue cuantificar, aislar y caracterizar bacterias fijadoras de nitrógeno de suelos contaminados con petróleo de la localidad de La Venta en Tabasco, México.

## Materiales y Métodos

### *Sitios de muestreo*

Se seleccionaron tres sitios en el Ejido José Narciso Rovirosa, municipio de Huimanguillo, Tabasco, a dos kilómetros al sureste del Complejo procesador de gas La Venta, Tabasco (Latitud norte 18° 04' 54'' y Longitud oeste 94° 02' 31''). De cada sitio se determinaron las características físicas y químicas, y la concentración de hidrocarburos totales de petróleo.

### *Material vegetal*

Se colectaron plantas de pasto japonés (*Leersia hexandra* Sw.) al azar en cada uno de los sitios, los cuales fueron considerados como núcleos de aislamiento. Las raíces fueron separadas de la parte aérea y se colocaron en bolsas de plástico para su conservación a 4°C, hasta su procesamiento en el laboratorio.

### *Cuantificación y aislamiento de bacterias diazotróficas de suelos contaminados con hidrocarburos*

El método que se empleó para cuantificar y aislar bacterias diazotróficas de la rizosfera y endorizosfera, fue el descrito por Bashan *et al*. (1993). Las muestras diluídas se inocularon en diferentes medios de cultivo específicos para el desarrollo de microorganismos totales, fijadores de nitrógeno y tolerantes a diésel (Döbereiner *et al*., 1976; Rodríguez-Cáceres 1982; Pérez *et al*., 2000). Los datos fueron analizados mediante un análisis de varianza, usando el software Centurion XV (2006, Statpoint Technologies Inc., VA, EU). Las medias fueron comparadas usando el procedimiento de la diferencia mínima significativa de Fisher ($p \leq 0.05$).

### *Caracterización fisiológica de bacterias diazotróficas aisladas de suelos contaminados con hidrocarburos*

Las cepas se activaron en caldo Luria Bertani (Bertani, 1951) e incubados a 28°C a 150 rpm por 24 h. La biomasa bacteriana obtenida se lavó dos veces por centrifugación con solución salina isotónica estéril (SSIE). El paquete celular fue suspendido en 20 mL de SSIE y a partir de esta suspensión se realizaron las siguientes pruebas fisiológicas mediante el empleo de diferentes medios de cultivo y técnicas cualitativas: producción de indoles (Crozier *et al*., 1988), solubilización de fósforo (Pikovskaya 1948), producción de sideróforos (Schwyn y Neilands,

1987; Pérez-Miranda *et al*., 2007), síntesis de la enzima ACC desaminasa (Penrose y Glick, 2003; Hynes *et al*., 2008).

### *Amplificación del gen 16S rRNA e identificación*

El DNA genómico fue extraído de cada una de las cepas de acuerdo al método CTAB 2% y acetato de sodio (Doyle y Doyle, 1990) modificado por Aguirre-Rayo (2014). La PCR se realizó con los *primers* universales 8F (5´-AGAGTTTGATCCTGGCTCAG-3´) y 1492R (5´-GGTTACCTTGTTACGACTT-3´) (Eden *et al*., 1991). El producto del corrimiento en gel fue purificado y será secuenciado en ambas direcciones usando un DNA secuenciador Genetic Analyzer modelo 3130 (Applied Biosystems, USA).

## Resultados y Discusión

### *Suelo*

Las muestras de suelo presentaron características físicas y químicas similares, y diferente concentración de hidrocarburos totales de petróleo (HTP) (Cuadro 1).

Cuadro1. Características físicas y químicas de suelo de tres diferentes sitios de Huimanguillo, Tabasco, México.

| Sitio | Textura | pH | MO* (%) | HTP (mg $kg^{-1}$) |
|---|---|---|---|---|
| 1 | Franco arcilloso | 4.8 | 13.43 | 1395 |
| 2 | Franco arcilloso | 5.2 | 11.35 | 7869.5 |
| 3 | Franco arcilloso | 4.2 | 9.31 | 9731.87 |

*MO=materia orgánica

### *Cuantificación de microorganismos presentes en suelos contaminados con hidrocarburos*

La población de microorganismos heterótrofos mesófilos aerobios y de diazotróficos fue mayor en la rizosfera respecto a la endorizosfera (Cuadro 2). Al respecto, la cantidad de microorganismos heterótrofos mesófilos aerobios presentes en los tres suelos rizosfericos se encuentra en un intervalo de $10^6$-$10^7$, lo cual coincide con lo reportado por otros autores (Al-Ghazawi *et al*., 2005; Lladó *et al*., 2012). Los resultados permiten suponer que las concentraciones de HTP presentes en los suelos muestreados no afectan la cantidad de microorganismos heterótrofos mesófilos aerobios, diazotróficos y diazotróficos tolerantes al diésel.

### *Aislamiento y caracterización fisiológica de bacterias diazotróficas de suelos contaminados con hidrocarburos*

Se aislaron y seleccionaron nueve cepas con la capacidad para crecer en medios carentes de nitrógeno y en presencia de diésel (Cuadro 3). Todas las cepas fueron capaces de producir índoles y de sintetizar la enzima ACC desaminasa. Al respecto, existen reportes que mencionan la presencia de PGPR capaces de producir índoles asiladas de suelos contaminados con lodos de curtiduría (Dharni *et al*., 2014).

## *Amplificación del gen 16S rRNA e identificación*

Los resultados muestran que el DNA de todas las cepas amplificaron exitosamente (Figura 1). Cada una de las cepas mostró un DNA de aproximadamente 1500 pares de bases. Los productos de la PCR están siendo analizados en el secuenciador para conocer la identidad de las cepas bacterianas.

Cuadro2. Número de microorganismos presentes en la rizosfera y endorizosfera de pasto japonés (*Leersia hexandra* Sw.) establecido en suelos con diferente concentración de hidrocarburos.

| Tipo de microorganismo* | Sitio 1 (1395 mg HTP $kg^{-1}$) | | Sitio 2 (7869.5 mg HTP $kg^{-1}$) | | Sitio 3 (9731.87 mg HTP $kg^{-1}$) | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Rizosfera UFC g $suelo^{-1}$ | Endorizosfera UFC g $raíz^{-1}$ | Rizosfera UFC g $suelo^{-1}$ | Endorizosfera UFC g $raíz^{-1}$ | Rizosfera UFC g $suelo^{-1}$ | Endorizosfera UFC g $raíz^{-1}$ |
| heterótrofos, mesófilos, aeróbios | $1.0x10^7$ | $1.3x10^4$ | $6.8x10^6$ | $7.9x10^4$ | $1.0x10^7$ | $4x10^3$ |
| diazotróficos de vida libre | $1.5x10^5$ | $6.3x10^2$ | $4.7x10^5$ | $2.4x10^3$ | $4.0x10^5$ | $7.4x10^2$ |
| diazotróficos tolerantes al diésel | $7.7x10^4$ b | ND | $7.3x10^5$ a | ND | $1.2x10^5$ b | ND |

Los datos que comparten letra no presentan diferencias estadísticas significativas ($p \leq 0.05$)
ND=no determinado

Cuadro 3. Caracterización fisiológica* de bacterias fijadoras de nitrógeno tolerantes al diésel aisladas de suelos contaminados con hidrocarburos.

| Cepa | Producción de indoles | Solubilización de fósforo | Producción de sideróforos | ACC desaminasa |
|---|---|---|---|---|
| CP-16 | - | - | - | ++ |
| CP-21 | - | + | - | ++ |
| CP-27 | + | - | - | ++ |
| CP-63 | + | - | - | ++ |
| CP-73 | - | - | - | ++ |
| CP-74 | ++ | + | - | ++ |
| CP-75 | ++ | + | - | ++ |
| CP-76 | - | - | - | ++ |
| CP-79 | + | - | - | ++ |

*Reacción: +=escasa, ++=media, +++=abundante, -=sin reacción

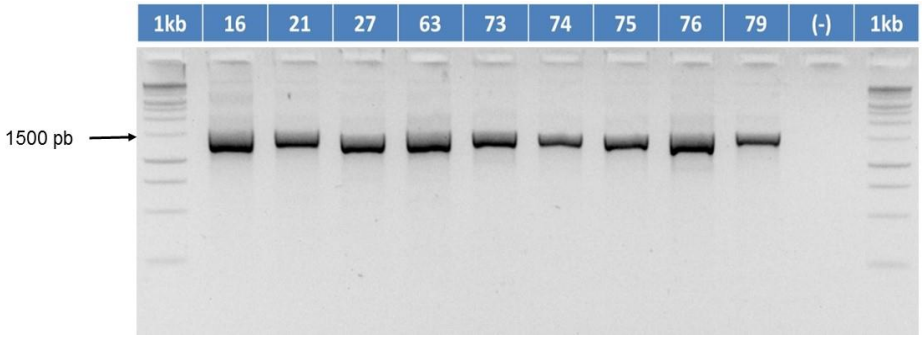



Figura 1. Gel de agarosa del DNA genómico de cepas fijadoras de nitrógeno de vida libre. Líneas 1 y 12, marcador de peso molecular; Línea 2, cepa 16; Línea 3, cepa 21; Línea 4, cepa 27; Línea 5, cepa 63; Línea 6, cepa 73; Línea 7, cepa 74; Línea 8, cepa 75; Línea 9, cepa 76; Línea 10, cepa 79; Línea 11, control negativo.

## Conclusiones

Las tres diferentes concentraciones de hidrocarburos presentes en los suelos de La Venta, Tabasco, no modifican la densidad poblacional de microorganismos heterótrofos mesófilos aerobios, diazotróficos y diazotróficos tolerantes a diésel presentes en la rizosfera de plantas de pasto japonés (*Leersia hexandra* Sw.). Todas las cepas diazotróficas tolerantes a diésel, aisladas de suelos contaminados con petróleo son capaces de producir índoles y de sintetizar la enzima ACC desaminasa.

## Agradecimientos

Los autores agradecen la participación de Carlos Gil Piedra por el apoyo técnico brindado. Esquivel-Cote R. agradece al Conacyt por el apoyo brindado para realizar la estancia posdoctoral (2014-2015).

## Bibliografía

Aguirre-Rayo JM (2014) Diversidad genética de *Xanthomonas* spp. aisladas de caña de azúcar. Tesis de Licenciatura. Instituto Tecnológico de Cd. Altamirano, Guerrero. México, 73 pp

Al-Ghazawi Z, Saadoun I, Al-Shak'ah A (2005) Selection of bacteria and plant seeds for potential use in the remediation of diésel contaminated soils. J Basic Microbiol. 45: 251-256

Bashan Y, Holguin G, Lifshitz R (1993) Isolation and characterization of plant growth-promoting rhizobacteria. 331-345. *In*: Glick BR and Thompson JE (eds.). Methods in Plant Molecular Biology and Biotechnology. CRC Press, Boca Ratón, FL

Crozier A, Arruda P, Jasmim JM, Monteiro AM, Sandberg G (1988) Analysis of indole-3-acetic acid and related indoles in culture medium from *Azospirillum lipoferum* and *Azospirillum brasilense*. Appl Environ Microbiol 54: 2833-2837

Dharni S, Kumar SA, Samad A, Dhar PD (2014) Impact of plant growth promoting *Pseudomonas monteilii* PsF84 and *Pseudomonas plecoglossicida* PsF610 on metal uptake and production of secondary metabolite (monoterpenes) by rose-scented geranium (*Pelargonium graveolens* cv. bourbon) grown on tannery sludge amended soil. Chemosphere 117: 433-439

Döbereiner J, Marriel IE, Nery M (1976) Ecological distribution of *Spirillum lipoferum* Beijerinck. Can J Microbiol 22: 1464-1473

Doyle JJ, Doyle JL (1990) A rapid total DNA preparation procedure for fresh plant tissue. Focus 12: 13-15

Eden PA, Schmidt TM, Blakemore RP, Pace NR (1991) Phylogenetic analysis of *Aquaspirillum magnetotacticum* with polymerase chain reaction-amplified 16S rRNA-specific DNA. Int J Syst Bacteriol 41:324-325

García-Esquivel G, Ferrera-Cerrato R, Rodríguez-Vázquez R, Esparza-García F (2004) Presencia de *Azotobacter* en la rizosfera de plantas crecidas en suelos contaminados con hidrocarburos. Proceedings of the First International Meeting on Environmental Biotechnology and Engineering (11MEBE). ISBN 970-94112-0-9

Gradova NB, Gornova IB, Eddaudi R, Salina RN (2003) Use of bacteria of the genus *Azotobacter* for bioremediation of oil-contaminated soils. Appl. Biochem. Microbiol. 39: 279-281

Hynes RK, Leung GCY, Hirkala DLM, Nelson LM (2008) Isolation, selection, and characterization of benefical rhizobacteria from pea, lentil, and chickpea grown in western Canada. Can J Microbiol 54: 248-258

Lladó S, Solanas AM, de Lapuente J, Borrás M, Viñas M (2012) A diversified approach to evaluate biostimulation and bioaugmentation strategies for heavy-oil-contaminated soil. Sci Tot Environ. 435-436: 262-269

Penrose DM, Glick BR (2003) Methods for isolating and characterizing ACC deaminase-containing plant growth-promoting rhizobacteria. Physiol Plant 118: 10-15

Pérez VJ, Poggi VHM, Calva CG, Ríos LE, Rodríguez LE, Rodríguez VR, Ferrera-Cerrato R, Esparza GF (2000) Nitrogen-fixing bacteria capable of utilizing kerosene hydrocarbons as a sole carbon source. Water Sci. Technol. 42: 407-410

Pérez-Miranda S, Cabirol N, George-Téllez R, Zamudio-Rivera LS, Fernández FJ (2007) O-CAS a fast and universal method for siderophore detection. J Microbiol Methods 70: 127-131

Pikovskaya RI (1948). Mobilization of phosphorus in soil connection with the vital activity of some microbial species. Microbiologiya 17: 362–370

Rodríguez-Cáceres E (1982) Improved medium for isolation of *Azospirillum* sp. Appl Environ Microbiol 44: 990-991

Saval S (1998) Biorremediación: Alternativa para la limpieza de suelos y acuíferos contaminados con hidrocarburos. Ingeniería y Ciencias Ambientales. 34: 6-9

Schwyn B, Neilands JB (1987) Universal chemical assay for the detection and determination of siderophores. Anak Biochem 160: 47-56

# INFILTRACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES EN EL SUELO Y SU EFECTO SOBRE LA CONCENTRACIÓN DE CONTAMINANTES

**González-Meraz, J.;[1*] Rivas-Hernández, A. [1]**

**[1] Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Jiutepec, Morelos, México.**

* Autor responsable: jgmeraz@tlaloc.imta.mx; Paseo Cuaunáhuac # 8532, Colonia Progreso, Jiutepec, Morelos, México, C. P. 62550, tel. +52(777)-329-3600, ext. 196.

## Resumen

El objetivo del presente estudio fue evaluar en campo el efecto de la infiltración a través del suelo sobre la concentración de materia orgánica, nitrógeno y fósforo contenidos en las aguas residuales provenientes del ingenio Emiliano Zapata, en el estado de Morelos. Para tal fin, se instalaron en campo un módulo de evaluación en una parcela seleccionada, así como dos conjuntos de cápsulas porosas en dos parcelas diferentes, todo a tres diferentes profundidades (30, 60 y 90 cm). Se evaluó la calidad del agua residual cruda de la descarga y posteriormente se evaluó la calidad de las aguas percoladas a través del suelo dentro del módulo de evaluación, así como las soluciones capturadas en las cápsulas porosas después de haber aplicado un riego al cultivo de caña de azúcar establecido en dichas parcelas. El efecto de los suelos del área de estudio sobre la remoción materia orgánica, nitrógeno y fósforo fue que, a los 90 cm, la concentración de dichos contaminantes en el agua de la solución del suelo esta por debajo de los límites establecidos por las normas oficiales.

## Palabras clave
Suelo; agua residual; efluente; remoción;

## Introducción

Los métodos naturales de tratamiento engloban aquellos sistemas en los cuales el tratamiento principal es proporcionado por componentes del medio natural, en acción conjunta de la vegetación, suelo, microorganismos (terrestres y acuáticos) y en menor medida, a la acción de animales superiores, sin la intervención de agentes artificiales (Álvarez *et al*., 2002).

El rasgo común de todos los métodos de tratamiento en el suelo es la depuración conseguida a través del efecto combinado de procesos físicos, químicos y biológicos, desarrollados en el sistema agua-suelo-planta-matriz rocosa, reduciendo los contaminantes a través de los procesos de retención, adsorción sobre superficies sólidas, intercambio iónico, absorción por plantas y microorganismos, degradación microbiológica, volatilización, lixiviación, reacción química, precipitación, oxidación y reducción química y biológica (Sopper y Kardos, 1972; Metcalf y Eddy, 1991).

El suelo como "filtro viviente" ha sido reconocido como la tecnología de tratamiento más apropiada ecológicamente, ya que el reciclado de materiales es una realidad. Sin embargo, el proceso de purificación del agua residual por el tratamiento en suelo es muy complejo por el gran número de variables interactuantes relacionadas (Spyridakis y Welch, 1976).

Estos sistemas eliminan con alta eficiencia la gran mayoría de los contaminantes del agua residual, en especial sólidos suspendidos, materia orgánica, nutrientes y microorganismos

patógenos, todo lo anterior esta en función de la operación alternada de llenado-secado, tipo de suelo y tasa de infiltración (Bitton y Harvey, 1992).

El objetivo del presente trabajo es evaluar en campo el efecto del sistema suelo-agua-planta, como un medio de remoción de materia orgánica, nitrógeno y fósforo contenidos en el agua residual proveniente del ingenio Emiliano Zapata.

## Materiales y Métodos

El área de estudio es una parte del área de abastecimiento del ingenio Emiliano Zapata y se localiza entre las ciudades de Zacatepec y Jojutla, en el estado de Morelos. La temporada de zafra va desde noviembre hasta mayo, periodo durante el cual la descarga de aguas residuales de la fábrica es permanente y las cuales son utilizadas para el riego de los cañaverales.

Se instaló un sistema de monitoreo de lixiviados (fig. 1), el cual consiste en un humedal artificial, de 10 m de ancho por 10 m de largo y 0.9 m de profundidad (que es la profundidad media del manto freático), construido en parte de una parcela donde se cultiva caña de azúcar regada con aguas residuales provenientes de la fábrica del ingenio Emiliano Zapata.

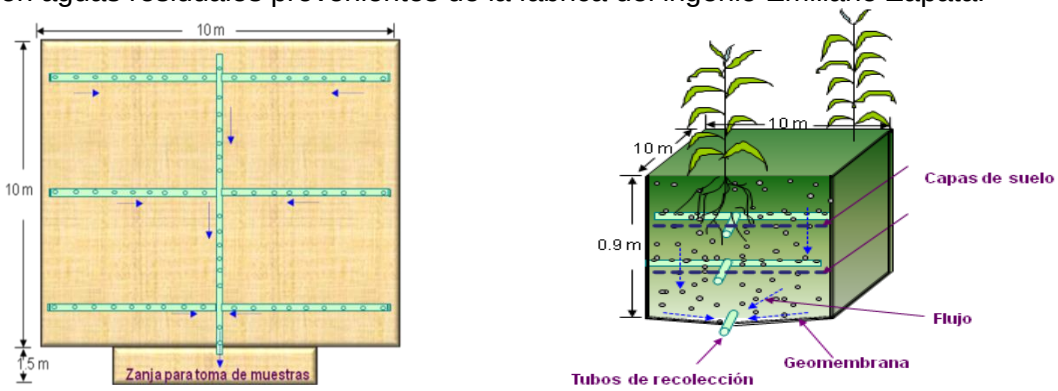



Figura 1. Vista en planta (izquierda) y de perfil (derecha) del módulo de evaluación.

El suelo funciona como sustrato para la siembra de caña de azúcar y como medio filtrante. Se colocaron tres niveles de parrillas (30, 60 y 90 cm de profundidad), utilizando tubo de PVC hidráulico de 3" de diámetro, ranurado, para permitir la entrada del flujo de agua hacia el interior de la red. De la misma manera se construyó un módulo testigo al lado norte del humedal experimental, con la diferencia de que en este módulo no existe confinamiento por la geomembrana.

Una vez terminada la instalación de los dos módulos, se volvió a surcar y sembrar con caña, y se realizaron las mismas prácticas de cultivo que se acostumbra localmente. Después de llevar a cabo un evento de riego por inundación lenta utilizando el agua residual cruda proveniente de la fábrica del ingenio, el agua infiltró a través del suelo y luego de un tiempo se procedió a hacer la toma de muestras de efluente por los tubos colectores (fig. 2).

Figura 2. Toma de muestras de los tubos colectores.

Se evaluó la calidad del agua de la descarga, así como la dinámica y calidad de las aguas subterráneas someras (lixiviados). Adicionalmente se instalaron 3 conjuntos de cápsulas porosas de vacío para muestrear la solución del suelo. Cada conjunto consta de tres cápsulas instaladas a 30, 60 y 90 cm de profundidad (figura 3). No se instalaron cápsulas a mayor profundidad dado el manto freático somero que existe en el área de estudio.

Figura 3. Instalación de las cápsulas porosas de vacío.

Para el monitoreo y análisis de las aguas superficiales se realizaron 4 muestreos de 24 horas cada uno del efluente de descarga del ingenio, con intervalo de 1 mes entre cada uno. Es decir, cada muestreo consistió de seis muestras tomadas a intervalos consecutivos de 4 horas. Los parámetros analizados fueron aquellos que señalan la NOM-001-SEMARNAT-1996 y la LFD. Para el monitoreo y análisis de las aguas de lixiviación en el módulo de evaluación, se realizaron 4 muestreos, marzo, abril, mayo y julio de 2010 y se analizaron los mismos parámetros que en las muestras del agua de descarga.

Para el monitoreo y análisis de la solución del suelo, se realizaron 2 muestreos, en abril y mayo de 2010; debido a que los volúmenes de recolección eran limitados dado el volumen de los tubos de muestreo (30, 60 y 90 cm), los parámetros a analizar fueron igualmente limitados: temperatura, pH, conductividad eléctrica, DQO, P total, N total y N-($NO_3$ + $NO_2$). Solo los estos resultados de interés son mostrados en el presente documento, en razón del correspondiente análisis comparativo.

## Resultados y Discusión

Desafortunadamente, algunas cápsulas porosas instaladas fueron dañadas por la falta de cuidado de los usuarios al realizar sus labores de cultivo. En la figura 4 se presenta un comparativo entre las concentraciones promedio de DQO, P-total, N-total y N-$NO_3$ en dos de las cápsulas porosas y las concentraciones de los mismos parámetros en el agua freática y de

descarga. En el primer conjunto de datos de la figura 4 (lado izquierdo), se observa una tendencia generalizada de disminución de concentraciones en el orden decreciente de agua de descarga, cápsula 30 cm, cápsula 60 cm, cápsula 90 cm y agua freática, a excepción del N-$NO_3$, cuyos valores no presenta una tendencia definida.

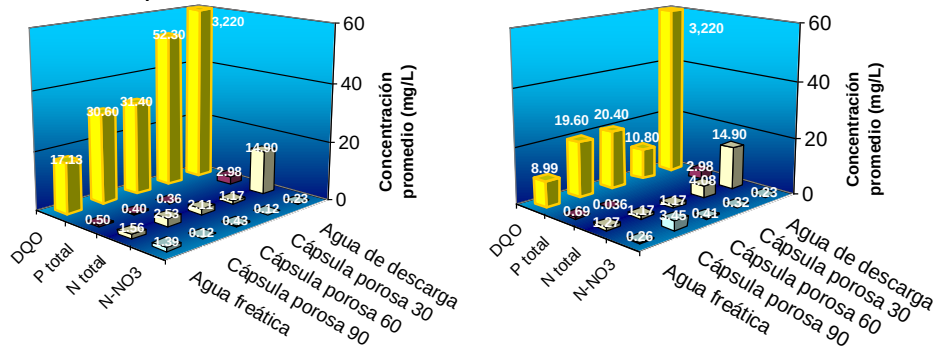



Figura 4. Comportamiento de algunos parámetros de la solución del suelo (cápsulas porosas) respecto al agua de freática y de descarga del ingenio.

En el segundo conjunto de datos (lado derecho) la DQO de las cápsulas porosas no se comporta de la misma manera que en el primer caso, ya que la menor concentración se presenta en la cápsula más somera (30 cm). Los valores de N-$NO_3$ no presentan una tendencia definida también.

En ambos conjuntos de datos se puede observar la gran capacidad que tiene el suelo superficial y el cultivo en sus primeros 60 cm establecido, para absorber N y P proveniente del agua residual cruda. Dichos elementos llegan en cantidades muy disminuidas al agua freática.

Los resultados en los módulos experimental y testigo se presentan en la figura 5, en la cual se observan los resultados para $DBO_5$ (mg/L) para los módulos experimentales y testigo. De esta figura se observa que en el humedad experimental (HE), las tendencias se dirigen hacia la disminución de la $DBO_5$ con la profundidad. Sin embargo, solo dos de los sitios HE 3 (90 cm) correspondientes a los muestreos de marzo (8 mg/L) y julio (0.9 mg/L) cumplieron con los límites establecidos en la norma (NOM-001-SEMARNAT-1996), que es de 30 mg/L.

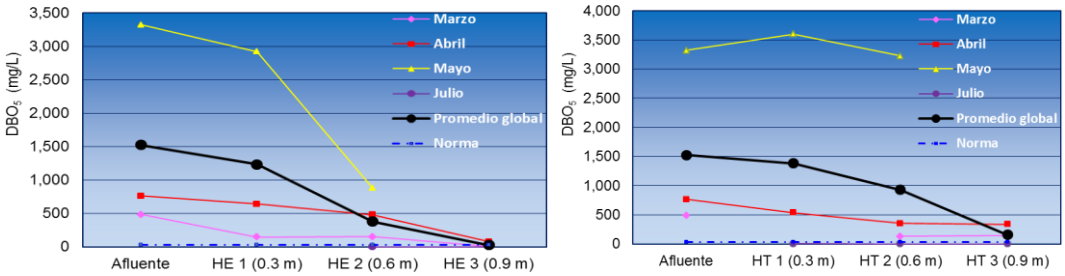



Figura 5. Comportamiento de la $DBO_5$ (mg/L) en los efluentes de los módulos experimental y testigo.

La eficiencia promedio acumulada de remoción de $DBO_5$ para la profundidad de 90 cm (HE 3) de los meses analizados fue del 98.04%, con un promedio global de 29.9 mg/L, lo que nos indica que prácticamente se alcanza a cumplir con el límite normativo a esa profundidad.

En la misma figura, en el humedal testigo (HT) se observa una clara tendencia a la disminución de $DBO_5$ conforme incrementa la profundidad. La eficiencia promedio acumulada para la profundidad de 90 cm (HT 3) de los meses analizados fue 89.49%.

En la figura 6 se observan los valores obtenidos para DQO (mg/L) para los módulos experimentales y testigo. En ambos casos, se observa que las tendencias generales indican una disminución de la DQO con la profundidad.

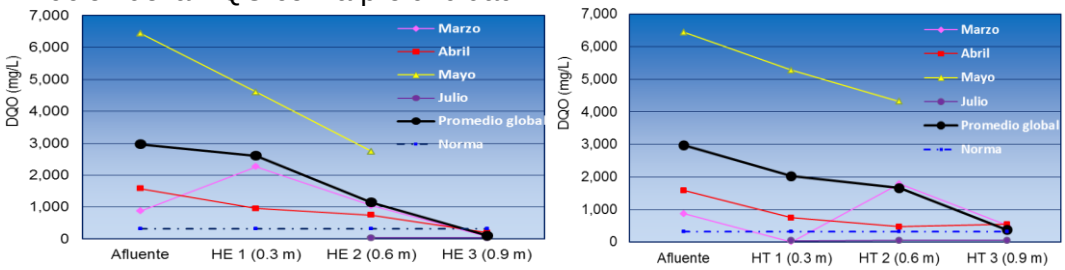



Figura 6. Comportamiento de la DQO (mg/L) en los efluentes de los módulos experimental y testigo.

El valor promedio global fue de 104.8 mg/L, es decir, debajo del límite establecido por la norma establecida en la Ley Federal de Derechos, que es de 320 mg/L. En el humedal testigo el valor promedio global fue de 363.1 mg/L.

En la figura 7 se observan los resultados para el nitrógeno (N) total (mg/L) para los módulos experimentales y testigo. Como en los casos de $DBO_5$ y DQO, la concentración de N total disminuye con la profundidad.

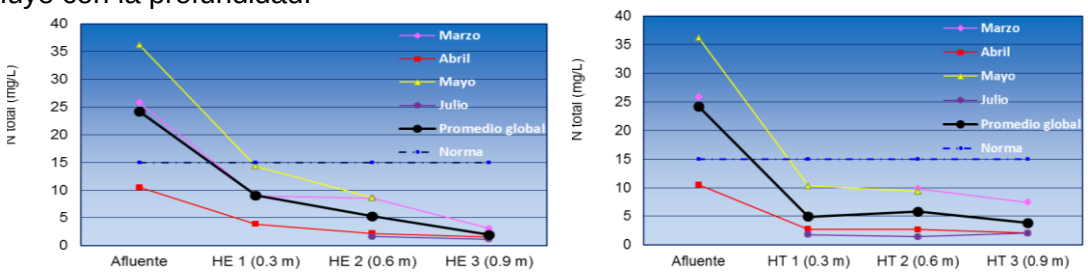



Figura 7. Comportamiento del nitrógeno total (mg/L) en los efluentes de los módulos experimental y testigo.

El valor promedio global fue de 1.94 mg/L, es decir, debajo del límite establecido en la norma (NOM-001-SEMARNAT-1996), que es de 15 mg/L. En el humedal testigo (HT) el valor promedio global fue de 3.84 mg/L.

En la figura 8 se observan los resultados para el nitrógeno en forma de nitratos (mg/L). En este caso, los resultados de $N\text{-}NO_3$ no presentan una tendencia general entre los valores evaluados de cada profundidad de estudio.

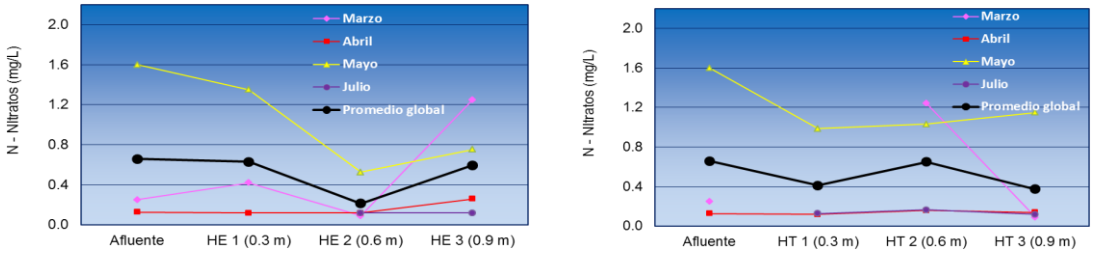



Figura 8. Comportamiento del nitrógeno en su forma de nitratos (mg/L) en los efluentes de los módulos experimental y testigo.

El valor promedio global fue de 0.59 mg/L. En el humedal testigo (HT) el valor promedio global fue de 0.37 mg/L. En general, se detecta variabilidad de resultados respecto a la profundidad evaluada para los dos humedales (HE y HT).

Los resultados para el fósforo (P) total (mg/L) se presentan en la figura 9. En este caso también se observa que la concentración de P total disminuye con la profundidad.

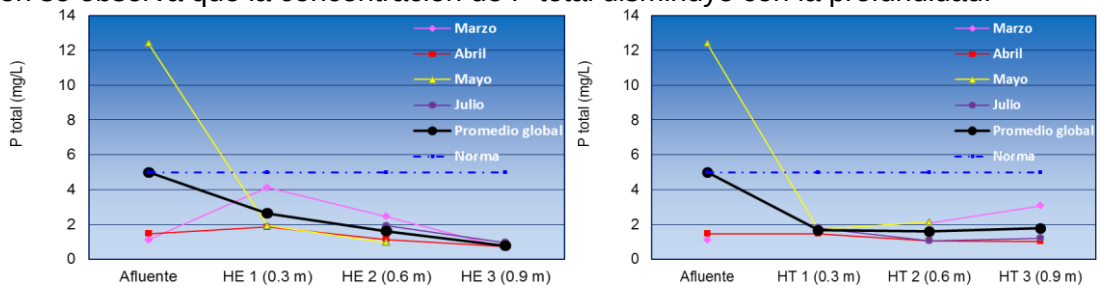



Figura 9. Comportamiento del fósforo total (mg/L) en los efluentes de los módulos experimental y testigo.

El valor promedio global fue de 0.77 mg/L, es decir, debajo del límite establecido en la norma (NOM-001-SEMARNAT-1996), que es de 5 mg/L. En el humedal testigo (HT) el valor promedio global fue de 1.77 mg/L. Cabe mencionar que estos resultados corresponden al P en solución. El resto del P probablemente fue absorbido por el cultivo o adsorbido por los coloides del suelo.

## Conclusiones

En los módulos experimental y testigo, la concentración de $DBO_5$, DQO, N total y P total disminuye con la profundidad, alcanzando inclusive a cumplir con los límites máximos establecidos por las normas correspondientes a la profundidad de 90 cm. Es decir, el suelo funciona adecuadamente como depurador de las aguas residuales provenientes del ingenio azucarero. No se encontraron tendencias similares para el caso del $N\text{-}NO_3$. Para los ensayos realizados con las cápsulas porosas se llegan a conclusiones similares.

## Bibliografía

Álvarez Bernal, D., Contreras Ramos, S. M. y Poggi Varaldo, H. M. 2002. Sistemas de tratamiento de aguas residuales por aplicación al suelo. Avance y Perspectiva, Septiembre-octubre, Vol. 21:333-340.

Bitton G. and R. W. Harvey. 1992. Transport of pathogens through soils and aquifers. En: Environmental microbiology (R. Mitchell, Ed.) Wiley-Liss, Nueva York, pp. 103-125.

Metcalf and Eddy Inc. 1991. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse, 3rd edn, revised by G. Tchobanoglous and F.L. Burton, McGraw-Hill Inc, Singapore.

Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. 1996. Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. México.

Sopper, W. E. and L. T. Kardos. 1973. Recycling Treated Municipal Wastewater and Sludge Through Forest and Cropland. Proceedings of a Symposium. Pennsylvania State University. University Park, Pa. U. S. A.

Spyridakis, D. E. and E. B. Welch. 1976. Treatment processes and environmental impacts of waste effluent disposal on land. In *Land treatment and Disposal of Municipal and Industrial Wastewater* (R. L. Sanks and T. Asano, Editors). Ann Arbor Science. U. S. A, pp. 45-83.

# CRECIMIENTO Y PRODUCCIÓN DE *Leersia hexandra* EN SUELO CON PETRÓLEO Y SURFACTANTE

**González-Moscoso, M.[1*]; Rivera-Cruz, M.C.[1]; Delgadillo-Martínez, J.[2] y Lagunes-Espinoza, L.C.[1]**
**[1]Colegio de Postgraduados *Campus* Tabasco. Cárdenas, Tabasco. México.**
**[2]Colegio de Postgraduados *Campus* Montecillos. Texcoco, México. México.**

*Autor responsable:gonzalez.magin@colpos.mx; Periférico Carlos A. Molina, Km 3.5. Carr. Cárdenas-Huimanguillo, Cárdenas, Tabasco. México. CP 86500; Tel. 9371300268

## Resumen

Se realizó un estudio en invernadero para evaluar el potencial de crecimiento y producción de *Leersia hexandra* en suelos Gleysoles contaminados con petróleo fresco (PF) y surfactante Tween 80 (tw), que permita proponerla como parte de una tecnología combinada de recuperación ambiental. Se establecieron 15 tratamientos, con arreglo de factores (5x3) y distribución completamente al azar. Se usaron cinco dosis de hidrocarburos totales del petróleo (HTPs) de PF mg $kg^{-1}$ (2067 biogénico; 4000, 30000, 60000 y 90000) y tres dosis de tw (0, 2.5 y 5 %). Al día 180, se contó el número de hijuelos (NH) y se muestreó la producción de biomasa raíz (BR), foliar (BF) y total (BT) seca de *L*. *hexandra*. El NH, BR, BF y BT tuvieron diferencias estadísticas significativas entre los tratamientos y por factores (Tukey $p \leq 0.05$). El mayor NH (50) fue 90000 mg $kg^{-1}$ de PF y 5% de tw. La BR y NH se estimuló positivamente conforme la dosis de PF incrementa. La dosis de 2.5 y 5 % de tw incrementa a la BR, BF y NH, L.*hexandra* es un pasto que tiene potencial de uso en tecnologías de recuperación de suelos contaminados con petróleo fresco, que utilicen a los surfactante como pretratamiento de la fitorremediación.

## Palabras clave
Petróleo; tween 80; gramíneas.

## Introducción

La contaminación de suelos con petróleo es un problema ecológico importante en la actualidad que afecta sus características físicas, químicas y biológicas originales (Garza *et al*., 2008). En México algunos suelos con uso agrícola y aledaños a infraestructura petrolera contienen hidrocarburos totales del petróleo (HTPs) superior a los límites máximo permisible, al respecto la NOM-138-SEMARNAT/SA1-2012 (DOF, 2013) recomienda la descontaminación y recuperación de la sustentabilidad del suelo. La base de la descontaminación biológica es usar organismos (bacterias y plantas principalmente) adaptadas a las condiciones de estrés y productos químicos que no dañen al ambiente, que garanticen en tiempo y forma el proceso. La adaptación se mide por la respuesta fisiológica y productiva de la planta a condiciones ambientales (Azcón-Bieto y Talón, 2008), en donde las plantas activan su sistema de defensa antioxidante ante moléculas orgánicas. Este mecanismo es por el cual los organismos toleran la presencia de contaminantes (Peralta-Pérez y Volke-Sepúlveda, 2012). Estudios de tolerancia a PF realizados por Rivera-Cruz y Trujillo-Narcia, (2004); Arias-Trinidad (2012) con los pastos; *Echinocloa polystachya*, *Brachiaria mutica* y *Leersia hexandra* indican que son especies en proceso de adaptación al estrés inducido por ciertas dosis. La adaptación de la planta a suelos con PF, no garantiza su remoción en un 100%, esto ha sido reportado por diversas

investigaciones. Al respecto, en el sureste de México para garantizar la remoción inmediata del PF del suelo utilizan surfactantes, con el principio de que estos combinan una molécula fuertemente hidrofóbica con un grupo fuertemente hidrofílico, formando una emulsión (interfase) aceite-agua que disponen en la fase soluble del suelo a los hidrocarburos del petróleo (Jiménez *et al*., 2001). El Tween 80 es un surfactante no iónico apto para retener o solubilizar los hidrocarburos (Moreno-Medina, 2011), debido a su concentración micelar crítica (CMC) baja y menos tóxico para los microorganismos del suelo (Shcherbakova *et al*., 1999).
Por lo tanto, el objetivo de esta investigación fue; evaluar la combinación petróleo, surfactante y planta, para conocer el nivel de tolerancia a dosis de petróleo fresco y tween 80 del pasto *Leersia hexandra* que es nativo de humedales del trópico húmedo mexicano. Los resultados permitirán determinar su potencial de integración en un sistema de tratamiento químico-biológico para Gleysoles.

## Materiales y Métodos

Para el bioensayo en invernadero se colectó un Gleysol (GL) del horizonte superficial (0-30 cm). El GL fue del ejido Blasillo 2da Sección, La Venta, Huimanguillo, Tabasco (18° 03´08.0´´N y 93° 56´06.3´´O)**.** El bioensayo con *Leersia hexandra*, se realizó bajo un diseño completamente al azar con arreglo de factores 5x3, con tres repeticiones. Factor uno, dosis de hidrocarburos totales del petróleo fresco (HTPs): (2067 biogénico; 4000, 30000, 60000 y 90000 $mgkg^{-1}$). Factor dos, dosis de Tween 80 (tw) (0, 2.5 y 5%). En total 15 tratamientos. Al mes seis se evaluó el número de hijuelos (NH), biomasa de raíz (BR), foliar (BF) y total (BT) seca por unidad experimental de cada tratamiento. Las biomasas por separado, se secaron a 70°C durante 48 h y se pesaron. El análisis de varianza y la prueba de medias (Tukey $p \leq 0.05$) por tratamiento y por factores se realizó con el programa SAS.

## Resultados y Discusión

*El petróleo y surfactante en el crecimiento de L. hexadra.*

El NH, BR, BF y BT al mes seis, presentaron diferencias estadísticas significativas por efecto de PF y tw (Tukey $p \leq 0.05$) (Cuadro 1). El mayor NH (50) y BR (16.3 g) fue en el tratamiento con 90000 mg $kg^{-1}$ de HTPs y 5% de tw, pero la BF y BT el mayor fue 68.8 y 77 g respectivamente en el tratamiento con 5% de tw y suelo sin PF (Testigo). El menor NH (15) y BR (1.24 g) en el tratamiento integrado sin PF y sin tw. El efecto estimulatorio de la combinación de dosis altas de petróleo y dosis bajas del surfactantes no iónico biodegradable como es el tw, posiblemente se debe a que por su naturaleza al combinarse con el petróleo produce una emulsión (Banat *et al*., 2000), en donde las fracciones de hidrocarburos como fuente de carbono y energía se disponen con menor toxicidad para la planta y en la solución del suelo están disponibles para la microflora rizosférica. La disminución de la BF y BT con las relaciones de tw al aumentar las dosis de PF, se puede deber a que al solubilizar el contaminante en el suelo en este caso el petróleo con ayuda de surfactantes puede ocasionar toxicidad, pero puede ser causado por el contaminante y no por el surfactante (Bramwell y Laha, 2000) o también puede ocurrir que el contaminante incremente la toxicidad del surfactante (Shin *et al.,* 2005).

Cuadro 1. Crecimiento y producción vegetal de *Leersia hexandra* en suelos con petróleo y surfactante

| Petróleo (mg kg$^{-1}$) | Tween 80 (%) | Número de hijuelos (NH) | Biomasa (g) | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | Radical (BR) | Foliar (BF) | Total (BT) |
| 0 | 0 | 15±11e | 1.24± 2d | 29.6 ±11f | 30.8± 11d |
| | 2.5 | 28±7bcde | 7.0± 1cd | 66.9±4a | 73.9± 6ab |
| | 5 | 26±8bcde | 8.2±2 bcd | 68.8±6a | 77.0± 8a |
| 4,000 | 0 | 21±7de | 5.3± 1dc | 46.4±2bcde | 51.7± 3cd |
| | 2.5 | 23.9±3cde | 6.0± 1cd | 56.9±4abc | 62.9± 1abc |
| | 5 | 29±3bc | 7.7± 2dc | 60.4±0abc | 68.1± 2abc |
| 30,000 | 0 | 31±6bcd | 7.7±0bcd | 43.5±2bcde | 51.2± 2cd |
| | 2.5 | 30±3bcd | 8.5±1bcd | 55.0±7bcde | 63.5± 9abc |
| | 5 | 32±1abcd | 11.2±1abc | 56.9±8abc | 68.1± 8abc |
| 60,000 | 0 | 25±3bcde | 8.2±0bcd | 39.3±3de | 47.5± 3cd |
| | 2.5 | 41±4abc | 10.4±5abc | 44.2±7bcde | 54.6± 11bcd |
| | 5 | 43±3ab | 14.8± 1ab | 51.3±10abcde | 66.1± 12abc |
| 90,000 | 0 | 34± 6abcd | 7.2±3bcd | 45.1±2bcde | 52.3± 1bcd |
| | 2.5 | 33± 4abcd | 11.0±2abc | 42.9±1bcde | 53.9±1bcd |
| | 5 | 50± 4a | 16.3± 3a | 41.8±0cde | 58.1±3abcde |

Valores con diferentes letras por columna son estadísticamente diferentes (Tukey, p≤ 0.05). T: Tratamientos.

El efecto de la dosis de PF en el NH, BR de L. *hexandra* fue positivo, conforme se incrementa la dosis de HTPs se incrementa cada uno de estos parámetros (Figura 1.1), pero la BF fue inversamente proporcional (Figura 1.2). La BR y NH mayor (11.6 g y 39) fue en el suelo con 90,000 mgkg$^{-1}$ HTPs. Dosis de 90000 mgkg$^{-1}$ estimulan un incremento del 50.8% y 51.2% a la BR y NH del macollo del pasto respecto a la planta en suelo sin petróleo. Esto se puede atribuir a que es una planta que al entrar en estrés tienen la capacidad de activar un sistema de defensa enzimático y molecular antioxidantes para su adaptación anatómica y fisiológica (Gechev *et al*., 2006; Martín *et al*., 2009).

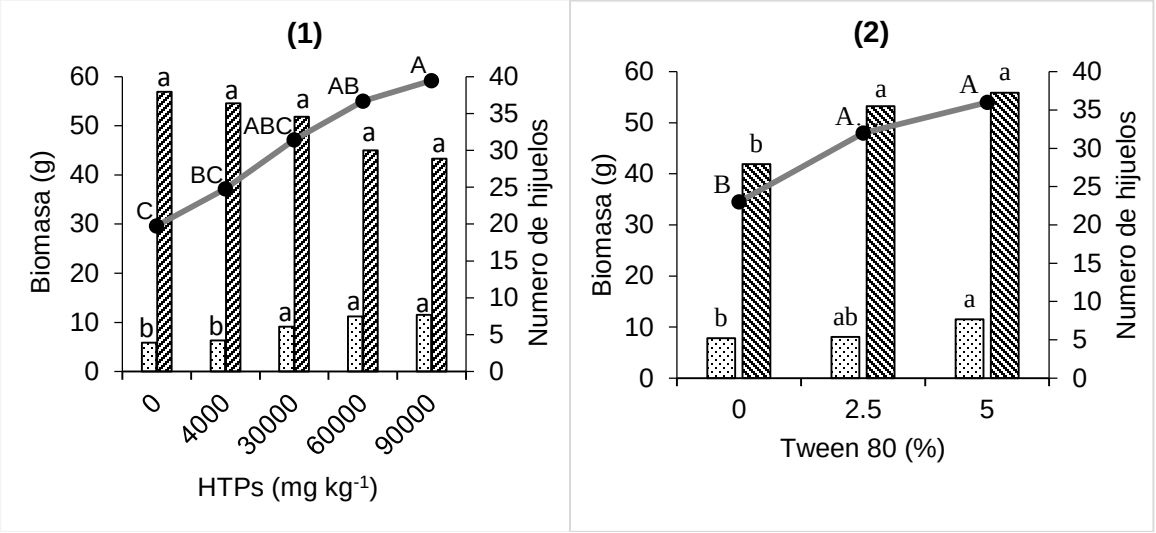



Figura 1. Efecto del PF (1) y Tw (2), en la producción de biomasa radical (▒), foliar (▨) y número de hijuelo (—●—). Valores con diferentes letras por barra son estadísticamente diferentes (Tukey, p≤ 0.05).

El efecto de la dosis de tw en la BR, BF, NH fue positiva en las dos concentraciones de Tw, pero es mayor respecto al suelo testigo (Figura 1.2). La BR y BF mayor (11.8 y 55.8 g) se observó en suelo con 5% de tw, esta misma dosis se estímulo el mayor NH. Los tres parámetros del crecimiento de *L.hexandra* fueron estimulados con la adición del tween 80. Esta estimulación se puede atribuir a que el tw es una fuente de carbono fácilmente biodegradable (Ghosh, 1997) y contribuye en la disminución de la hidrofobidad del petróleo haciéndolo disponible para los microorganismos, posiblemente el tw funciono como liberador de nutrientes esenciales derivados del complejo orgánico presente en el suelo. Al respecto, Sun *et al*., (2013), mostraron que la adición de ácido giberélico (GA3) y Tween 80 mejora el crecimiento de *Tagetes patula* de un 23% a 55% con respecto al grupo control en suelos contaminados con Benzo(a)pireno.

## Conclusión

*Leersia hexandra* incrementa el número de hijuelos y la biomasa radical aun cuando las concentraciones de hidrocarburos totales del petróleo en el suelo son altas y con 5% de tween 80. Esta respuesta permite sugerir a este pasto en pruebas de recuperación de suelos contaminados con petróleo pretratado con surfactantes antes de la fitorremediación.

## Bibliografía

Arias-Trinidad, A. M.C. Rivera-Cruz, L.A. Aceves-Navarro, y R. Quintero-Lizaola. 2012. Pasto japonesa (Leersia sp) como especie fitorremediadora en suelos contaminados con petróleo fresco e intemperizado. EN: Memoria XXXVII Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo. Zacatecas, Zacatecas. pp. 55-62.

Azcón-Bieto J y M. Talón. 2008. Fisiología vegetal. 2da. ed. McGraw-Hill, España. 639 p.

Banat IM, R.S., Makkar y S.S. Cameotra. 2000. Potential commercial applications of microbial surfactants. Appl Microbiol Biotechnol. 53:495–508.

Bramwell, P.D y S. Laha. 2000. Effects of surfactant addition on the biomineralization and microbial Toxicity of phenanthrene. Biodegradation. 11: 263-277.

DOF, 2013. Norma Oficial Mexicana NOM-138-SEMARNAT/SSA1-2012. Límites Máximos Permisibles de Hidrocarburos en Suelos y Lineamientos para el Muestreo en la Caracterización y Especificaciones para la Remediación. Segunda sección. México, D.F. 10 septiembre 2013. 16 p.

Garza, F.R., Y.P. Ortiz, B.A. Macías, C. García, D. Coll. 2008. Actividad biótica del suelo y la contaminación por hidrocarburos. Revista Latinoamericana de Recursos Naturales. 4: 49-54.

Gechev T.S., F. van Breusegem, J.M. Stone, I. Denev, and C. Laloi .2006. Reactive oxygen species as signals that modulate plant stress responses and programmed cell death. BioEssays. 28: 1091-1101.

Ghosh, M.M. 1997. Kinetic consideration in surfactant-enhanced bioavailability of soil-bound PAH. The sixth International in situ and on site Bioremediation Symposium. Battelle. 2: 575-580.

Jiménez C.B.E. 2001. La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada. México: Limusa, Colegio de Ingenieros Ambientales de México, A.C., Instituto de Ingeniería de la UNAM y FEMISCA. 926 p.

Martin M, C., D. Camejo, N. Fernández-García, R. Rellán-Alvaez, S.F.S. Marqués and A. Jiménez. 2009. Effect of refinery sludges on the growth and antioxidant system of alfalfa plants. Journal of Hazardous Materials.172: 872-885.

Moreno-Medina, U.C., L de M. Breton-Deval, E. Rios-Leal, J. Barrera-Cortes, N. Rinderknecht-seijas, M. Poggi-Varaldo. 2011. Incremento de la solubilización de percloroetileno con un tensocativo no ionico. Intercencia. 36: 224-228.

Peralta-Pérez M. del R y T.L. Volke-Sepúlveda. 2012. La defense antioxidante en las plantas: una herramienta clave para la fitorremediación. Revista Mexicana de Ingenieria Quimica. 11: 75-88.

Rivera-Cruz, M.C y A. Trujillo-Narcia. 2004. Estudio de toxicidad vegetal en suelos con petróleo nuevo e intemperizado. Interciencia. 29: 369-376.

Shcherbakova, V.A., K.S. Laurinavichius, V.K. Akimenko.1999. Toxic effect of surfactants and probable products of their biodegradation on methanogenesis in an anaerobic microbial community.Chemosphere 39: 1861-1870.

Shin, K.H., Y. Ahn and K.W. Kim. 2005. Toxic effect of biosurfactant addition on the biodegradation of phenanthrene. Environ Toxicol Chem. 24:2768–2774.

Sun, Y., Xu Y., Zhou Q., Wang L., Lin D., Liang X. 2013. The potential of gibberellic acid 3 (GA3) and Tween-80 induced phytoremediation of co-contamination of Cd and Benzo[a]pyrene (B[a] P) using Tagetes patula. Journal of Environmental Management. 114: 202-208

# CAPACIDAD FILTRO DE LA ZONA NO SATURADA DE UN PIEDEMONTE REGADO CON AGUA RESIDUAL CRUDA

**Hernández-Martínez J. L.[1*]; Prado, B.[2]; Siebe, C.[2]; Zamora, O.[2]**

**[1]Posgrado en Ciencias de la Tierra. Instituto de Geología. Universidad Nacional Autónoma de México. Distrito Federal. México.**
**[2]Departamento de Edafología. Instituto de Geología. Universidad Nacional Autónoma de México. Distrito Federal. México.**

*Autor responsable: jejannyhernandez@hotmail.com; Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, 04510, México, D.F.; Tel. +52 (55) 4782-8043

## Resumen

El Valle del Mezquital en Hidalgo, es una de las zonas más extensas y con más tiempo bajo riego con agua residual cruda en el mundo. El aporte de agua como producto del riego ha generado la creación de un acuífero somero el cual es utilizado para proveer de agua a la población del lugar. El principal objetivo del presente trabajo fue evaluar la capacidad filtro de la zona no saturada, con énfasis en la capa más reactiva, el suelo. Para lograr lo anterior, se evaluó la variación de la calidad del agua de riego desde su ingreso al suelo y en diferentes puntos de la zona no saturada. Se monitoreo el movimiento y la calidad del agua durante varios eventos de riego, determinando iones mayores, turbiedad y pH. La concentración de $N\text{-}NO_3^-$ disminuyó hasta en un 50%, la turbiedad varió de 270.7 UTN en el agua de riego a 2.1 UTN en el agua subterránea y el pH de 8.0 a 7.2 respectivamente. Los resultados obtenidos permiten concluir que la zona no saturada funciona como un filtro y amortiguador de los parámetros medidos salvaguardando la calidad del agua subterránea.

## Palabras clave

Calidad del agua; agua subterránea; agricultura; zona vadosa

## Introducción

La calidad del agua subterránea se ha visto afectada por las actividades humanas en zonas agrícolas, por ejemplo debido al lixiviado de contaminantes contenidos en el agua de riego. El agua subterránea constituye una fuente esencial de agua potable, debido a lo cual resulta importante entender los procesos que ocurren a lo largo de la zona no saturada (ZNS) que definen su calidad (Costa *et al*., 2002). El transporte de las substancias contaminantes depende de la capacidad filtro de la ZNS, siendo el suelo la zona más reactiva de la misma, así por ejemplo, los compuestos inorgánicos pueden ser filtrados, amortiguados e inmovilizados por las arcillas minerales y la materia orgánica así como degradada por la biota del suelo (Bouwer and Jackson, 1974). El Valle del Mezquital es un sitio agrícola en donde desde hace más de 100 años se utiliza el agua residual generada en la Cd. de México, para regar los campos agrícolas. Los beneficios que ha traído consigo el uso de agua residual para riego han sido, el aumento de la productividad agrícola y la estabilización de un acuífero somero dentro del Valle. El objetivo de este estudio fue monitorear eventos de irrigación particulares en 5 diferentes parcelas para determinar los cambios en la calidad del agua de infiltración durante el paso del agua de riego por la zona más reactiva de la ZNS, el suelo, y poder determinar la funcionalidad de la zona no

saturada de amortiguar algunos parámetros establecidos (pH, turbiedad $N\text{-}NH_4^+$, $N\text{-}NO_3^-$, $Cl^-$, y $Na^+$) en la norma Oficial Mexicana (NOM-127-SSA1-1994) la cual controla la calidad del agua para uso y consumo humano.

## Materiales y Métodos

La zona de estudio se encuentra ubicada en un piedemonte volcánico estratificado localizado en el poblado de Tlahuelilpan, al suroeste del estado de Hidalgo (Fig. 1). La altitud del piedemonte varía de 2071 a 2090 msnm. La pendiente es moderadamente inclinada (2 a 5°) de forma convexa-convexa. El clima es semiárido con una temperatura media anual de 17°C. La precipitación media anual es de 550 mm y la evapotranspiración media anual de 1750 mm (BGS, 1998). El agua residual utilizada para el riego de las parcelas del piedemonte llega a través del canal principal de distribución Tlamaco-Juandhó (Fig.1), el cual se encuentra localizado en la parte alta del piedemonte con dirección de sur a norte. El riego se lleva a cabo por gravedad mediante una serie de canales secundarios que funcionan con un doble propósito, introducir el agua y sacar el excedente en cada una de las parcelas. El sistema agrícola utilizado es de rotación de cultivos, siendo los principales maíz y alfalfa, y en segundo término avena y pasto.

Se realizó el monitoreo de 7 eventos de irrigación en 5 parcelas alineadas con la pendiente en la parte media del piedemonte (Fig. 1). Se cuantificó el agua que entra a cada una de las parcelas y los cambios en la calidad del agua que se infiltra a través de las diferentes capas de la zona no saturada. En cada una de las parcelas, se tomaron muestras del agua de riego y muestras de solución de suelo colectadas a diferentes profundidades (10-30 cm) usando microcápsulas porosas de succión (MacroRhizonMR). Se instalaron pozos de observación en el contacto entre el suelo producto de procesos pedogenéticos y la primer capa de sedimentos volcánico clásticos estratificados de baja permeabilidad (tepetate) que se encuentran a profundidad variable en el piedemonte (entre 60 y 250 cm). Con los pozos de observación fue posible tomar muestras del flujo lateral que se crea cuando el agua de riego se infiltra hasta las profundidades antes mencionadas y al toparse con una capa de menor conductividad hidráulica éste se empieza a mover lateralmente. Además, se instalaron dos pozos de observación profundos para monitorear la calidad del agua subterránea, para esto se utilizó una perforadora rotatoria con un diámetro de 4 ½". Uno de ellos fue instalado en la parte alta del piedemonte (P1, a 38 m de profundidad) y el otro en la parte baja del piedemonte (P2, a 24 m de profundidad). Adicionalmente, el monitoreo de la calidad del agua subterránea también se hizo en dos norias utilizada por los lugareños, una localizada en la parte media del piedemonte y la otra localizada en el poblado de Tlahuelilpan.

Las muestras de agua se filtraron con 0.45 μm (Millipore) al momento del muestreo, almacenadas a 4°C y transportadas al laboratorio para el análisis inmediato de aniones y cationes. En campo se midió el pH utilizando una sonda multiparamétrica portátil (Hanna Instruments 9218) y la turbidez utilizando un espectrofotómetro portátil (modelo Smart de LaMotte).

Para determinar la concentración de iones que es aportada de manera natural por el suelo y tepetate, se realizaron experimentos de lixiviación en columnas empacadas. Se colectaron muestras aguas arriba del canal Tlamaco-Juandhó (ver Fig. 1) donde no se ha regado con

agua residual y donde se infiere que la ZNS es producto de los mismos procesos pedogéneticos y geomorfológicos que la ZNS del sitio de estudio.

Figura 1. Zona de estudio.

## Resultados y Discusión

La tabla 1 muestra la concentración de pH, turbiedad, $Cl^-$, $N\text{-}NO_3^-$, $N\text{-}NH_4^+$ y $Na^+$ en el agua colectada a diferente profundidad en la zona no saturada.

Y se observa que el $N\text{-}NH_4^+$ fue la especie de N inorgánico que predomina en el agua residual. En el suelo el $N\text{-}NH_4^+$ se oxida a $N\text{-}NO_3^-$ cuando existen condiciones de no saturación. La nitrificación redujo los valores de pH de la solución del suelo hasta en una unidad de pH (datos no mostrados). La reducción de $N\text{-}NO_3^-$ entre las muestras de flujo lateral (agua fuera del alcance de las raíces) y el agua subterránea indican que durante el transporte de agua a través de la zona no saturada, el $N\text{-}NO_3^-$ es transformado/ reducido en aproximadamente 50 %.

La turbiedad se ve reducida en casi un 100%. Mientras que el $Na^+$ aparentemente aumenta ligeramente su concentración en el agua subterránea a comparación del agua residual. Los resultados de columnas empacadas muestran que el suelo y el tepetate pudiesen aportar de forma natural una concentración significativa de $Na^+$ (119.9 mg/L en suelo y 260 mg/L en tepetate). Sin embargo, aun así las concentraciones de $Na^+$ en el agua subterránea se esperarían que fueran más altas. Por lo que se concluye que este ión también está siendo amortiguado por la zona no saturada del suelo. En el caso del $Cl^-$, los resultados de las columnas empacadas fueron en el suelo de 53.7 mg/L y en el tepetate de 24.1 mg/L. Lo anterior

verifica que este ión es incorporado al sistema principalmente por el uso de agua residual. Los dos parámetros anteriormente descritos sobrepasan ligeramente la norma de agua para uso y consumo humano.

Tabla 1. Parámetros medidos en agua residual, solución de suelo, flujo lateral y agua subterránea

| Parámetro | pH | Turbiedad (UTN) | $Cl^-$ (mg/L) | $N\text{-}NO_3^-$(mg/L) | $N\text{-}NH_4^+$(mg/L) | $Na^+$ (mg/L) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Limite Permisible** | *6.5-8.5* | *5* | *250* | *10* | *0.5* | *200* |
| **Agua residual** | 8.0 (±0.2) | 270.7 (±61) | 190.5 (±56.5) | < LD | 28.1 (±4.5) | 200 (±46.6) |
| **Solución de suelo** | 7.8 (±0.4) | ND | 180.9 (±51.4) | 26.68 (±35.4) | 0.04 (±0.2) | 218.5 (±57) |
| **Flujo lateral** | 7.2 (±0.3) | 37.6 (±8.8) | 200 (±56) | 44.2 (±13.1)) | < LD | 236.6 (±57.6) |
| **Agua subterránea** | 7.2 (±0.2) | 2.1 (±1) | 243.9 (±58.5) | 16 (±1.9) | < LD | 246.2 (±49) |

ND: No determinada

< LD: Menor al límite de detección de método analítico

## Conclusiones

El nitrógeno de amonio es rápidamente transformado a $N\text{-}NO_3^-$ en la zona no saturada del suelo parte del cual parece ser desnitrificado. Sin embargo, parte del $N\text{-}NO_3^-$ alcanza a llegar al agua subterránea donde las concentraciones son ligeramente mayores al límite máximo permisible. La turbiedad en su paso por la zona no saturada es reducida en casi un 100% mientras que al parecer la concentración de $Na^+$ parece ser aportada también de forma natural por la zona no saturada. La disminución del pH, entre el agua residual y agua subterránea, se puede deber a los procesos de reacciones ácido-base (o de neutralización) y reacciones de oxidación-reducción que se llevan a cabo dentro de la zona no saturada.

## Agradecimientos

Los autores agradecen el financiamiento otorgado por el proyecto PAPIIT IN105715, UNAM, México y al proyecto CONACyT 220489. Lucero Hernández le agradece al CONACyT el apoyo otorgado a través de la Beca para Estudios de Doctorado. A los revisores (anónimos) y editores que permitieron mejorar el manuscrito.

## Bibliografía

Bouwer, H., and Jackson, R.D. Determining soil properties. In van Schilfgaarde, J., 1974. Drainage for Agriculture. Madison, WI: American Society of Agronomy; 1974. 611–672.

British Geological Survey (BGS); Comisión Nacional del Agua (CNA).; London School of higiene and Tropical Medicine (LSHTM).; University of Birmingham (UB). 1998. Impact of wastewater reuse on groundwater in the Mezquital Valley, Hidalgo state, México, Final Report, Department for International Development, Comisión Nacional del Agua, British Geological Survey, London School of higiene and Tropical Medicine, University of Birmingham. Final report, 155 p.

Costa, J. L., Massone, H., Martínez, D., Suero, E. E., Vidal, C. M. y Bedmar, E., 2002. Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone. Agricultural water management. 57: 33-47.

# RECUPERACIÓN DE LITIO Y COBALTO DE BATERÍAS ION-LITIO

**Lorenzilla-García, J.[1*]; Blas-Pozos, C.[2]; Lozano-Camargo, M.L[3]; Cañeda- Guzmán, E.[4]**

**[1] División de Ingeniería Ambiental, Tecnológico de Estudios Superiores del Oriente del Estado de México. Paraje San Isidro / Av. De las Torres, s/n – Barrio de Tecamachalco, La Paz, Estado de México. Ciudad, Estado. México.**
**[2]División de Ingeniería Ambiental, Tecnológico de Estudios Superiores del Oriente del Estado de México. Paraje San Isidro / Av. De las Torres, s/n – Barrio de Tecamachalco, La Paz, Estado de México. Ciudad, Estado. México**
**[3]Área Académica de Ciencias Básicas, Instituto Tecnológico de Iztapalapa II, Calle Valle de México No 47 Colonia Miravalle de Iztapalapa México, Distrito Federal. México.**
**[4] Área Académica de Ciencias Básicas, Instituto Tecnológico de Iztapalapa II, Calle Valle de México No 47 Colonia Miravalle de Iztapalapa México, Distrito Federal. México.**

*Autor responsable: jazz_0201@hotmail.com ; Calle Teja Núm. 681, Col. U.H Sta. Bárbara, Ciudad México, Estado de Mexico. Mexico. CP 56530; Tel. +52(55) 64220353

## Resumen

La incansable carrera de la innovación tecnológica así como la búsqueda de nuevas formas de almacenamiento de energía que sean capaces de cumplir con los requerimientos necesarios para los usuarios se ha convertido en un problema ambiental severo ya que la gran mayoría de las baterías llegan a los basureros sin ser descartados de manera correcta y pese a que si cumplen con las exigencias ambientalmente no son redituables.

Dada esta problemática que se vive mundialmente en el consumo y desecho de baterías de las nuevas tecnologías es evidente la necesaria recuperación de materiales contaminantes vertidos desmedidamente en los suelos por lo que la recuperación de litio y cobalto de las baterías de ion litio resulta una buena alternativa para minimizar e inclusive eliminar la contaminación provocada por dichas baterías.

## Palabras clave
Baterias de laptop; litio; cobalto

## Introducción

Desde inicios los seres humanos han buscado maneras de almacenar y producir energía eléctrica de mayor duración y rendimiento, buscando alternativas que cumplieran con esta finalidad se elaboraron gran cantidad de pilas y baterías fabricadas con diversos materiales que aunque cumplen con este hecho poco hacen por el medio ambiente ya que muchas de ellas no son descartadas de manera correcta al término de su vida útil, llegando así de manera irresponsable al agua, suelo y aire.

En la búsqueda de remediar un poco esta situación se adoptaron nuevas tecnologías como las pilas y baterías secundarias las cuales son recargables pero con la desventaja de que generalmente contienen metales tóxicos sin mencionar que no siempre la tecnología de los aparatos puede usar este tipo de baterías y aunque los nuevos diseños tienden a ser de tamaño y peso menor, los volúmenes de producción han aumentado considerablemente.

(INECC). El mercado de telefonía celular y computadoras personales en América Latina ha experimentado en los últimos años el más rápido crecimiento en el mundo (REVISTA INGENIERÍA UC. Vol. 11, No 3, 41-51, 2004, Potencial impacto ambiental de la disposición final de baterías usadas de teléfonos celulares en vertederos municipales).

Se estima que en México se produce poco más de 200,000 toneladas de basura electrónica al año y entre los principales artículos electrónicos que más se consumen son: computadoras personales y celulares (Diagnóstico sobre la generación de basura electrónica en México", dado a conocer en 2007 por el Instituto Politécnico Nacional.), los cuales requieren del uso de fuentes de energía portátiles constituidas por baterías, las cuales, según su tecnología química, se clasifican en tres tipos: batería de Níquel-Cadmio (Ni-Cd), Níquel Metal Hidruro (Ni-MH) y de ion de litio (Li-Ion) de tal manera que contienen metales pesados y otras sustancias orgánicas e inorgánicas que exhiben diferentes características de peligrosidad (REVISTA INGENIERÍA UC. Vol. 11, No 3, 41-51, 2004, Potencial impacto ambiental de la disposición final de baterías usadas de teléfonos celulares en vertederos municipales) por lo que se presenta una propuesta que tiende a minimizar problemas ambientales generados por el desecho de baterías desgastadas que contienen litio, por medio de la recuperación de las espinelas en dichas baterías para que pueda ser reutilizado, de tal manera que se elimine o minimice la contaminación y riesgo que producen sus componentes en los suelos.

## Materiales y Métodos

Tanto fabricantes como usuarios demandan continuamente baterías (ion-Litio) capaces de desarrollar más energía con menor peso y volumen, sean económicas e incluso, dada la creciente preocupación por problemas medioambientales, sean más seguras y con menos problemas para su reciclado (Sanchez Granados – 2001). En la figura 1, se muestra el funcionamiento de una batería ion-Litio.

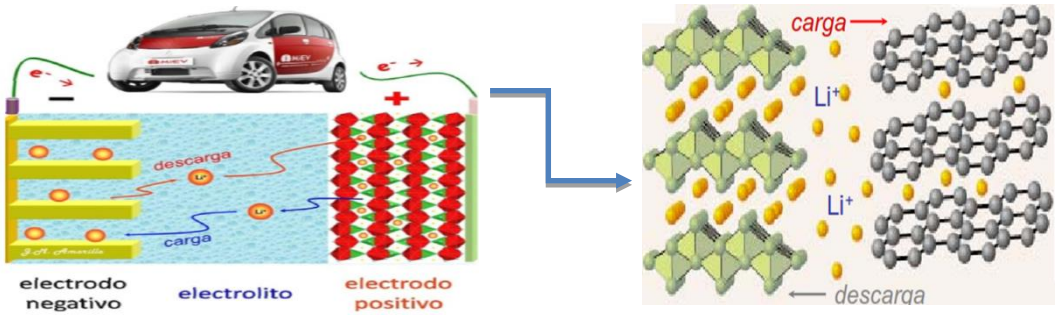



Figura 1, esquema de la batería ion-Litio

Los residuos metálicos son reciclados aplicando diferentes procesos, incluyendo los dos procesos básicos, En la figura 2, se muestra el proceso de reciclaje hidrometalúrgicos de las baterías recargables de ion-litio:

- Físicos
- Químicos
- Hidrometalúrgicos

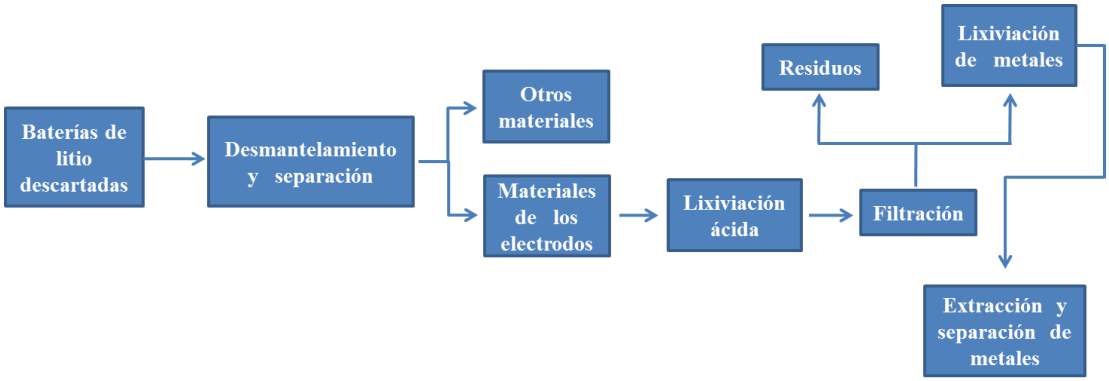
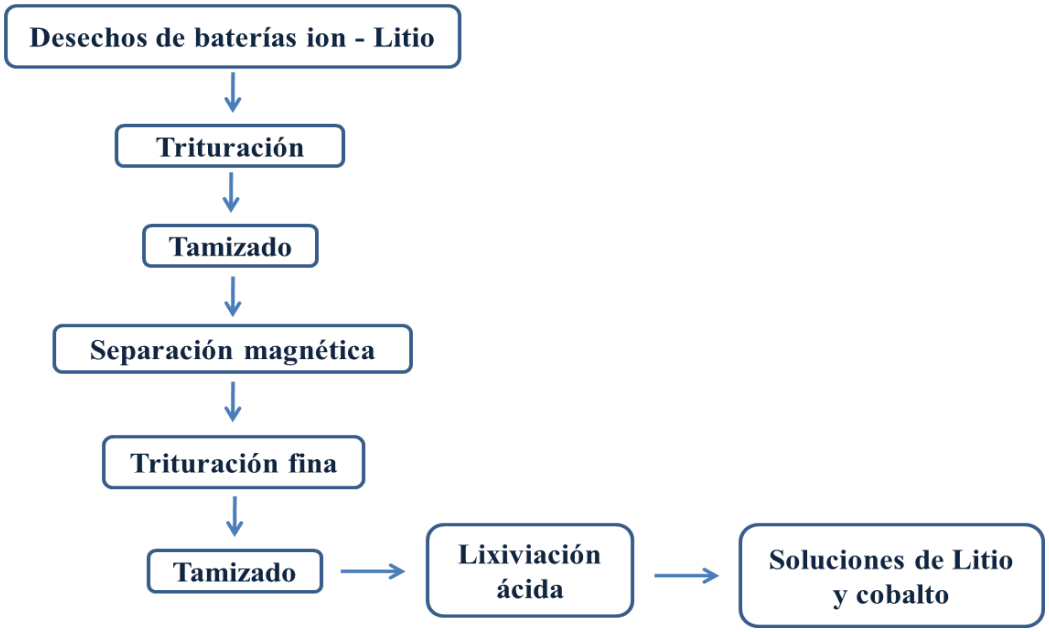



Figura 2. Proceso de reciclaje hidrometalúrgicos de las baterías recargables de ion-litio

*Proceso Físico*

Para la separación mecánica son procesos que se realizan a los depositos al emplear un tratamiento hidrometalúrgico o un reciclaje pirometalúrgico.




## Resultados y Discusión

En la tabla 1, se muestran las mejores condiciones de lixiviación para la recuperación de Li y Co, a las baterías de ion-Litio de las Lap-top

Tabla 1, resultados obtenidos de la lixiviación de Litio y cobalto de las baterías ion-Litio

| Agente lixiviante | Temperatura ºC | Tiempo /h | S/L radio/gmL$^{-1}$ | Agente reductor | resultados |
|---|---|---|---|---|---|
| 4.0 mol l$^{-1}$ HCl | 80 | 1 | 1/10 | No | Alrededor 100% Li, Co |
| 2.0 mol l$^{-1}$ $HNO_3$ | 80 | 2 | - | No | Alrededor 100% Li |
| 1.0 mol l$^{-1}$ $HNO_3$ | 75 | 1 | 1/50 | 1.7% (v/v) $H_2O_2$ | Alrededor 85% Li, Co |

Como se observa en la tabla se obtuvo una buena obtención del 100% de Li y Co, al emplear un agente lixiviante de 4.0 mol $L^{-1}$ de ácido clorhídrico (HCL) y 1.0 mol $L^{-1}$ de ácido nítrico ($HNO_3$).

Las reacciones electroquímicas que se llevan acabo son las siguientes.

**Electrodo Catódico (+)**

$LiCoO_2$, $LiMn_2O_4$, $LiFePO_4$, o espinelas

$$LiCo^{3+}O_2 \underset{\text{DESCARGA}}{\overset{\text{CARGA}}{\rightleftarrows}} Li_{1-x}Co^{4+}Co^{3+}O_2 + xLi^+ + xe^-$$

**Electrodo Anódico (-)**

$$C + xLi^+ + xe^- \underset{\text{DESCARGA}}{\overset{\text{CARGA}}{\rightleftarrows}} Li_xC$$

## Conclusiones

Se logró establecer las mejores condiciones de lixiviante y el mejor proceso para la recuperación de las Litio y cobalto de baterías ion-Litio de las Lap-top.

Así como establecer las reacciones electroquímicas generadas durante el proceso, con ello, se logra encontrar un método eficiente para la recuperación de metales pesados y disminuir la contaminación de los suelos cuando las baterías son descartadas en los basureros comunes afectando de manera grave a la contaminación de estos.

## Bibliografía

Bernardes, AEspinosa, D., Tenorio J.(2004). Recycling of baterries: a review of current processes and technologies, Journal of Power Soureces, 130, pp. 291-298

Camacho Aguilar K., (2006). Importancia del tratamiento de las pilas descartadas, Conciencia Tecnológica No. 32, Julio-Diciembre, pp.79-84

Castro J. y Díaz M. L. (2004). La Contaminación por pilas y baterías en México, Instituto Nacional de Ecología (INE) en gaceta Ecológica núm. 72, México.

# CONTAMINACIÓN POR CADMIO EN SUELOS DE DESECHOS MINEROS EN LA REGIÓN DE NAZAS DURANGO

**Madinaveitia-Ríos, H.[1*]; Blanco-Cervantes, M.I.[1]; Cervantes-Álvarez, E.[2]; Chavarría-Galicia, J. A.[3]; Salazar-Sosa, E.[3]; Hermosillo-Salazar, L.J.4; Altunar-Altunar, R.[5].**

**[1] Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro Unidad Laguna, Departamento de Biología. Torreón Coahuila. México.**
**[2] Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro Unidad Laguna, Departamento de C. Básicas. Torreón Coahuila. México.**
**[3]Instituto Tecnológíco Agropecuario numero 10. Ejido Ana, Torreón Coahuila, México.**
**[4]Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro Unidad Laguna, Departamento de Suelos. Torreón Coahuila. México.**
**[5]Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro Unidad Laguna, Tesista de la Carrera de Ingeniero en Procesos Ambientales.. Torreón Coahuila. México.**

*Autor responsable: hectormadina@hotmail.com; Calle 14 Núm. 550, Col. Fraccionamiento Los Álamos, Gómez Palacio, Durango. País. CP 35024; Tel. +52(871)-715-6515

## Resumen

Este trabajo se llevó a cabo en la mina de uranio llamada La Preciosa en el ejido la Perla Municipio de Nazas, Durango, México. El objetivo fue determinar la concentración de cadmio en suelos aledaños a una mina abandonada. La hipótesis fue "la concentración de Cd en suelos rebasan los límites máximo permisibles en suelo según la norma NOM-SEMARNAT/SSA1-147-2004". La metodología utilizada fue obtener 3 submuestras de tres estratos (valle, ladera y meseta) para ser analizadas en el aparato de absorción atómica (Perkin Elmer Modelo 2380), según la metodología de (Etchervs *et al.,* 2005) los resultados obtenidos fueron procesados estadísticamente. Se obtuvieron las medias de la concentración de Cd en cada estrato y en los tres estratos. Finalmente se hizo un análisis de varianza. en el cual se encontró que no hay diferencias significativas entre las concentraciones cadmio en los tres estratos. Asimismo, las concentraciones de Cd obtenidas en los estratos fueron bajas y estuvieron dentro de los límites máximos permisibles según la NOM-147-SEMANAT/SAA1-2004 para cadmio en usos agrícola/residencial/comercial es 37 $mgkg^{-1}$ y para uso industrial de 450 $mgkg^{-1}$, por lo tanto se rechaza la hipótesis

## Palabras claves:

Metales pesados, cadmio, fitorremediación. Contaminación de suelos.

## Introducción

El suelo es uno de los componentes fundamentales del medio ya que constituye la parte de la superficie terrestre sobre la que se asienta la vida vegetal y sobre la cual se implanta la mayor parte de las actividades humanas, siendo, además, la interfaz entre la tierra, el aire y el agua lo que lo confiere capacidad de desempeñar tanto funciones naturales como de uso (Sabroso y Pastor, 2004).

En 1917 la Compañía de Minerales y Metales, entonces subsidiaria de la American Metal Company adquirió la Compañía Metalúrgica de Torreón, S.A. que había iniciado sus operaciones desde el año de 1901. En el año de 1920 la Compañía de Minerales y Metales se fusionó con la Compañía Minera de Peñoles. Con la reestructuración llevada a cabo entre 1961 y 1969 en que se nacionalizó la empresa, esta cambió de nombre a Industrias Peñoles y las operaciones metalúrgicas quedaron a cargo de una nueva empresa denominada Met-Mex Peñoles, S.A. de C.V. (MMP), ubicada en la Comarca Lagunera. Originalmente en Torreón solo estaba la planta fundidora de plomo y plata, pero en 1973 se instaló una planta electrolítica de zinc y en 1975 se añadió la refinería de Pb y Ag. Finalmente se agregó la planta de Bermejillo, Durango, donde se produce óxido de zinc, polvo de zinc, sulfato de cobre y óxido de antimonio. Esta planta recibe su materia prima de Torreón. Fue así como se conformó uno de los complejos metalúrgicos no-ferrosos más importantes del mundo en Torreón (Valdés, 1999).

Los metales pesados son aquellos elementos químicos que presentan una densidad igual o superior a 5 $\mu gcm^3$ cuando están en forma elemental, o cuyo número atómico es superior 20 (excluyendo a los metales alcalinos y alcalinotérreos). El término de metales pesados se refiere a cualquier elemento químico metálico que tenga una relativa alta densidad y sea tóxico o venenoso en concentraciones incluso muy bajas. Los ejemplos de metales pesados o algunos metaloides, incluyen el mercurio (Hg), cadmio (Cd), arsénico (As), cromo (Cr), talio (Tl), y plomo (Pb), entre otros (Lucho *et al*., 2005).

Los metales pesados, y en general los elementos traza, están presentes en relativamente bajas concentraciones ($<mgkg^{-1}$) en la corteza terrestre, los suelos y las plantas. La presencia de concentraciones nocivas (anómalas) en los suelos es una degradación especial denominada contaminación. Los elementos traza en los suelos pueden ser de origen geogénico o antropogénico. Los elementos de origen geogénico proceden de la roca madre, de actividad volcánica, o de la lixiviación de mineralizaciones. Los metales pesados antropogénicos derivan de residuos peligrosos, procedentes de actividades industriales, minería e industria agrícola, y residuos sólidos urbanos (RSU) (Galán y Romero, 2008).

Los metales son quizás las sustancias tóxicas, más antiguas que haya conocido el ser humano, la toxicidad de algunos de ellos, tales como plomo y arsénico ha sido conocida desde hace muchos años, a diferencia otros metales como al cadmio y talio cuya toxicidad ha sido recién reconocida. La acción negativa de estos metales sobre la salud es ocasionada al menos por dos vías, transporte medio-ambiente en el aire, agua, polvo y comida, la segunda por alterar la forma bioquímica de los elementos. La habilidad de la vida silvestre para acumular y concentrar metales pesados tales; como, el cadmio, incrementan el riesgo de toxicidad sobre la cadena alimenticia, siendo la dieta una de las principales vías de exposición a metales (Nava y Méndez, 2011).

Los metales pesados constituyen un riesgo considerable para la salud por el contacto frecuente laboral y ambiental. Entre los más peligrosos se encuentran el plomo, el mercurio, el arsénico y el cadmio (Pérez y Azcona, 2012).

Uno de los mayores agentes tóxicos asociado a contaminación ambiental e industrial es el Cd, Ramírez (2002) menciona que este elementos reúne cuatro de las características más temidas de un tóxico:

1. Efectos adversos para el hombre y el medio ambiente.
2. Bioacumulación.
3. Persistencia en el medio ambiente.
4. "Viaja" grandes distancias con el viento y en los cursos de agua.

En lo ambiental, el Cd es un elemento relativamente raro en la litosfera. Por afinidad química, se le encuentra junto al Zinc (Zn) en proporción muy variable. Las principales fuentes de contaminación son: la minero metalurgia de metales no ferrosos, la metalurgia del hierro y acero, la fabricación de fertilizantes fosfatados, la incineración de residuos de madera, carbón o "plásticos", la combustión de aceite y gasolina y las aplicaciones industriales de cadmio. La concentración de Cd en aire de áreas industriales varía de 9.1 a 26.7 µg/$m^3$ frente a 0.1 a 6 µg/$m^3$ en el aire de áreas rurales. El tiempo de permanencia del Cd en suelos es de hasta 300 años y el 90 % permanece sin transformarse (La Dou, 1999).

El objetivo de este trabajo fue determinar la concentración de cadmio (Cd) en suelos aledaños a una mina abandonada de la Región de Nazas Durango. La hipótesis a probar fue: la concentración de Cd en suelos rebasan los límites máximo permisibles en suelo según la norma NOM-SEMARNAT/SSA1-147-2004.

En el suelo, los elementos contaminantes pueden estar presentes de manera natural y en ocasiones en concentraciones tales que pueden representar un riesgo para la salud de la población humana o de los ecosistemas, es importante establecer criterios para determinar la contaminación antropogénica en suelos y en su caso las concentraciones de remediación. Existen Límites máximos permisibles 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. Cuando al menos una de las concentraciones de estos elementos se encuentre por arriba de los límites máximos permitidos es necesario implementar acciones de remediación según la NOM-147 SEMARNAT/SSA1-2004.

## Materiales y Métodos

El área de estudio fue la mina de uranio llamada "La Preciosa" que se encuentra inactiva o abandonada. Se localiza en las coordenadas 25°20'.703'' de latitud norte y a 104°04'.085'' de longitud oeste, al suroeste del municipio de Nazas, Durango. El poblado más próximo es el ejido la Perla municipio de Nazas, Durango que se localiza entre las coordenadas geográficas 25°13' 34'' de latitud norte y 104° 06'39'' longitud oeste a una altura de 1250 msnm. la superficie territorial es de 2,412.80 $km^2$ y cuenta con 33 poblados.

Fig. 1. Área de estudio. Mina "La Preciosa". Ejido La Perla Municipio de Nazas, Durango. Méico.

El método empleado fue el siguiente: se hicieron recorridos en el área de estudio y se definieron sitios de muestreo de suelos en bloques completamente al azar. El área a muestrear se dividió en tres estratos: bajo (valle) que se muestreó el 16 de abril de 2011, medio (ladera) muestreada el 14 de Mayo de 2011, alto (meseta) muestreada el 22 de junio de 2011. En el estrato bajo se tomaron 9 muestras. En el estrato medio 7 muestras y en el estrato 9 muestras. A una profundidad de 0 a 15 cm y con un diámetro aproximado de 10 cm. En total se hicieron 25 muestreos. Cada una de aproximadamente ½ kg de suelo, que fueron colectadas en bolsas de plástico y se etiquetaron. Fueron trasladadas al laboratorio de suelos de la UAAAN-UL. Las muestras de suelo fueron procesados en el laboratorio de suelos. Los análisis de laboratorio se hizo de acuerdo a la metodología de Etchevers *et al.,* (2005) del programa de calidad e intercalibración de análisis de suelo y plantas que consistió en: **p**ara cada estrato, se mezclaron cada una de las muestras. Aun así se hizo la mezcla de las muestras de suelo, una vez mezclado se extendió sobre el piso y se dividió en cuatro partes, de cada una de las partes se tomó una porción y se colocó en una bolsa de plástico, se repitió dos veces más y así se obtuvieron 3 submuestras de cada estrato. Dando resultados de 9 muestras en total.

1. Posteriormente se tamizó el suelo de cada submuestra con tamiz de malla de 2 mm.
2. Se pesaron 5 gr de suelo los cuales se colocaron en botes de plástico con tapón.
3. Se les adicionó 50 ml acido nítrico ($HNO_3$) 4 molar (260 ml/litro) y se marcó el nivel de liquido para digerir.
4. Enseguida se colocaron en baño María a una temperatura de 70 °C permaneciendo durante 12 horas.
5. Se sacó de baño María, dejando a temperatura ambiente y se niveló el volumen que tenia, y se tapó bien.
6. Pasado ese tiempo las submuestras se colocaron en un agitador durante 1 hora.
7. Cada una de las submuestras se filtraron en vaso de precipitados de 50 ml con papel filtro de 12.5 de diámetro, de poro medio el liquido obtenido se almacenó en refrigerador a una temperatura de 7 °C, para posteriormente,
8. Se analizaron las muestras en el espectrofotómetro de absorción atómica (Perkin Elmer Modelo 2380) del laboratorio de Suelos de la UAAAN-UL.

Con los datos obtenidos se hicieron los cálculos siguientes:
Ppm Cd= (CAA) (DM) (DV) donde:
Ppm = Partes por millón
Cd = Cadmio
CAA = concentración de cadmio leída en el aparato de absorción atómica.
DM = Dilución en masa 50/5
DV = En caso de ser necesario

Con los datos obtenidos se hizo un análisis estadístico que consistió en: obtener la media de Cd y un análisis de varianza de acuerdo al paquete estadístico de la Universidad Autónoma de Nuevo León, versión 1.1 de Olivares (2012).

## Resultados y Discusión

Los resultados obtenidos indicaron que el Cd en la media total obtenida es de 9.9 $mgkg^{-1}$ lo cual signiifica que se encuentra dentro de los límites máximos permisibles de acuerdo a lo que establece la presente NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004; que dice que para uso agrícola/residencial/comercial las concentraciones límites permisibles es de 37 $mgkg^{-1}$, y para uso industrial las concentraciones límites permisibles es de 450 $mgkg^{-1}$ (Cuadro 1).

En lo ambiental, el Cd es un elemento relativamente raro en la litosfera. Por afinidad química, se le encuentra junto al Zinc (Zn) en proporción muy variable. Las principales fuentes de contaminación son: la minero metalurgia de metales no ferrosos, la metalurgia del hierro y acero, la fabricación de fertilizantes fosfatados, la incineración de residuos de madera, carbón o "plásticos", la combustión de aceite y gasolina y las aplicaciones industriales de cadmio. La concentración de Cd en aire de áreas industriales varía de 9.1 a 26.7 $\mu g/m^3$ frente a 0.1 a 6 $\mu g/m^3$ en el aire de áreas rurales. El tiempo de permanencia del Cd en suelos es de hasta 300 años y el 90 % permanece sin transformarse (La Dou, 1999).

La habilidad de la vida silvestre para acumular y concentrar el Cd, incrementan el riesgo de toxicidad sobre la cadena alimenticia, siendo la dieta una de las principales vías de exposición a metales (Nava y Méndez, 2011).

Aunque este metal se encuentra acumulado en estos suelos en concentraciones relativamente bajas, no significa que no ocasione contaminación, si hay contaminación, lo que ocurre es que está dentro de los límites máximos permisibles.

Cuadro 1. Concentración de Cd en los estratos 1 (valle), 2 (ladera) y 3 (meseta), la media de la suma de los estratos y la media estadística, de la mina abandonada La Preciosa del ejido La Perla Municipio de Nazas Durango. 2011.

| Numero de submuestras | E1 Cd ($mgkg^{-1}$) | E2 Cd ($mgkg^{-1}$) | E Cd ($mgkg^{-1}$) | Media total Cd ($mgkg^{-1}$) | NOM-147-SEMARNAT/SAA1-2004 | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | Uso agrícola/residencial/comercia Cd ($mgkg^{-1}$) | Uso industrial Cd ($mgkg^{-1}$) |
| 1 | 9.7 | 9.9 | 10.2 | 9.933 | | |
| 2 | 9.5 | 10.1 | 9.5 | 9.7 | | |
| 3 | 10.6 | 9.4 | 10.2 | 10.066 | 37 | 450 |
| Media | 9.9 | 9.8 | 9.9 | 9.9 | | |

En el Cuadro 2 se pueden observar los resultados obtenidos en el análisis de varianza efectuado con los datos calculados. Claramente se ve que no existe diferencia significativa entre las concentraciones de Cd en los tres distintos estratos.

Cuadro 3. Análisis de varianza de la variable Cd en los tres estratos 1 (valle), 2 (ladera) y 3 (meseta) de la mina abandonada La Preciosa del ejido La Perla Municipio de Nazas Durango. 2011.

| Estratos | Media Cd ($mgkg^{-1}$) | Sig = 0.05 |
|---|---|---|
| 1 | 9.933 | A |
| 2 | 9.8 | a |
| 3 | 9.967 | a |

## Conclusiones

Las concentraciones de Cd en el suelo de las muestra obtenidas de los diferentes estratos del sitio están dentro de los límites máximos permisibles de acuerdo a la norma establecida en suelo según la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004.

Las bajas concentraciones de cadmio permite que las plantas puedan adaptarse en el suelo a aledañas a la mina. Esto posiblemente indica también que plantas que radican cercanas a la mina pueden ser ellas a través del proceso de fitorremediación, las que acumulen los metales presentes en el sitio.

El análisis de varianza indicó que no existen diferencias significativas en las concentraciones de Cd en los tres estratos muestreados.

Se recomienda estudiar más a profundidad el sitio de la mina abandonada porque años antes en ese lugar se extraía uranio que es un metal radiactivo, puede haber altas concentraciones de este metal tanto en suelo y planta. Se recomienda determinar concentraciones de uranio en estos suelos.

No se recomienda el pastoreo de animales domésticos en las cercanías de este sitio, aunque se haya encontrado bajas concentraciones de Cd porque puede haber otros metales tóxicos presentes en las plantas, estas al ser consumidas por animales y a su vez, por los seres humanos puede ocasionar daños en el organismo, y a largo plazo al estar expuesto por metales pueden darse efectos graves.

## Agradecimientos

Al profesor Román Ramírez Ariza, por su disponibilidad en la atención y trabajo que se requirió las veces que se tuvo que ir al sitio de estudio.

A la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro por los recursos tanto humanos como materiales y de infraestructura que se necesitaron para hacer este estudio.

## Bibliografía

Etchevers Barra J.D., Goijberg de E. G., López R. R. Ma., Padilla C. J., Alvarado L. J., Hidalgo M. C., Cruz H. Ma. de L., Guerrero P. A., Gutiérrez B., Miranda C. E. 2005. Programa de Calidad e Intercalibracion de Análisis de Suelo y Planta. Manual de Procedimiento Analíticos para Análisis de Suelo y planta del Laboratorio de Fertilidad de Suelos IRENAT-Colegio de Postgraduados. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo A.C. Págs. 1-200.

Galán H. E. y A. Romero B. A. 2008. Contaminación por Metales Pesados. Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola. Facultad de Química. Universidad de Sevilla. Sevilla. 286 pp.

La Dou, J. 1999. Medicina Laboral y Ambiental. El Manual Moderno. 2° Edición México. Págs. 1-141.

Lucho, C.A., M. Álvarez M., I. Beltrán, R., F. Prieto F. and H. Poggi. 2005. A Multivariate Analysis of the Accumulation and Fracctionation of Majar and Trace Elements in Agricultural Soils in Hidalgo State, Mexico Irrigated Witch Raw Wastewater. Environmental International, on Line: 0160-4120-D 2004.

Nava R., C. y M. Méndez A. M. 2011. Efectos Neurotóxicos de Metales Pesados (cadmio, plomo y talio). Arch Neurocien (Mex). Vol. 16, Núm. 3, Págs. 140-147.

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 Vanadio. Publicado en el Diario Oficial la Federación el Viernes 2 de Marzo de 2007.

Olivares S. E. 2012. Facultad de Agronomía de la Universidad Autónoma de Nuevo León. Programa Versión 1.1 julio 2012.

Pérez G. P. y E. Azcona C. 2012. Los Efectos del Cadmio en la Salud. Rev. ESP. Med. Quir. Vol. 17, Núm. 13, Págs. 199-205.

Ramírez, A. 2002. Toxicología del cadmio. Anales de la Facultad de Medicina. Copyright. Vol. 63, Núm. 1, Págs. 51-64.

Sabroso G., M.C. y A. Pastor E. 2004. Guía sobre Suelos Contaminados. CEPYME ARAGÓN. Págs. 1-136.

Valdez P. F. 1999. La Contaminación por Metales Pesados en Torreón, Coahuila, México, en Defensa del Ambiente, A.C. Texas Center for Policy Studies. Págs. 1-50.

# DETERMINACIÓN DE COLIFORMES EN SUELO REGADO CON AGUAS DE TRATAMIENTO PRIMARIO CON ELECTROCOAGULACIÓN

**Maldonado-Rodríguez, M.[1]; Carlo-Rojas, Z.[1*]**

**[1] División Multidisciplinaria de la Universidad Autónoma de Ciudad Juárez en Nuevo Casas Grandes. Nuevo Casas Grandes, Chihuahua. México.**

*Autor de contacto: zarhelia.carlo@uacj.mx; Av. Universidad No. 3003, Secc. Hidalgo, Nuevo Casas Grandes, Chihuahua, México. C.P. 31803, Tel. +52 636 6929800, Ext. 9625.

## Resumen

El área donde se ubica la División Multidisciplinaria de la Universidad Autónoma de Ciudad Juárez en Nuevo Casas Grandes, Chihuahua, no cuenta con drenaje por parte del municipio en la zona. Las aguas que se desechan son procesadas por la Planta Tratadora de Aguas Residuales (PTAR) del campus en un proceso primario con electrocoagulación. Estudiantes de la carrera de Ingeniería en Agronegocios del plantel manejan la PTAR y realizan el monitoreo ambiental.

En este trabajo se busca determinar la presencia de coliformes totales y fecales en suelo para establecer su posible sobrevivencia y riesgo asociado en el suelo de un jardín que se riega con agua de la PTAR del campus universitario. Se compara contra un suelo similar que se riega con agua de pozo y con ciclos de humedad-secado más pronunciados, ya que existe la preocupación que en el jardín regado con agua tratada resulte con una alta sobrevivencia de bacterias por el régimen de humedad continua que pueda representar un potencial riesgo a la salud. Como primera fase se prueba la determinación de Número Más Probable (NMP) en extracto de suelo y se explora la posibilidad de implementar otros métodos.

## Palabras clave
Coliformes; agua tratada; sobrevivencia

## Introducción

El campus de la División Multidisciplinaria de la Universidad Autónoma de Ciudad Juárez en Nuevo Casas Grandes Chihuahua, cuenta con aproximadamente 1500 alumnos y empleados. Debido a la lejanía con la mancha urbana, no se cuenta con servicio de drenaje en la zona por parte del municipio y por consiguiente fue necesario construir una Planta Tratadora de Aguas Residuales (PTAR), para el tratar las aguas negras que la misma población universitaria desecha. El diseño e instalación de la PTAR fue realizado por una empresa constructora en el año 2006, el tratamiento es primario con electrocoagulación y las aguas desechadas por la universidad son conducidas hasta las instalaciones por gravedad empleando una red de drenaje. Se presentaron algunos problemas relacionados con el diseño y la falta de un operario capacitado para su manejo, por lo que tuvo adecuaciones durante los siguientes años y la capacitación de personal, bajo la supervisión y diseño del área ambiental del Programa de Ingeniería Civil de la UACJ.

La PTAR es de suma importancia no solo para la población universitaria, ya que sin este servicio la universidad no podría operar, sino que también tiene gran importancia sobre el medio ambiente y su conservación, ya que debido al tratamiento que se le da estas aguas, es posible reutilizarlas para el riego de jardines del campus y se posibilitan programas de difusión y capacitación en el cuidado de los recursos para los futuros profesionistas.

Para dar seguridad al aprovechamiento del efluente es obligatoria la medición de los parámetros de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público (NOM-003-SEMARNAT-1997, 1997). Al principio de las operaciones la incidencia de coliformes totales y fecales resultó muy alta, en el análisis realizado en 2010 por el área ambiental del Programa de Ingeniería Civil de la UACJ (Solís et. al., 2013). En consecuencia se asumió la tarea del seguimiento analítico por alumnos de los programas e Ingeniería en Agronegocios y Médico Veterinario Zootecnista, implementando el muestreo de coliformes según la normativa mexicana (NMX-AA-042-1987, 1987). Esta información permitió adecuar el proceso de tratamiento y reducir la alta incidencia de coliformes y a la fecha se tienen registros dentro de los límites permisibles en este tipo de aguas, sin embargo esto no quiere decir que tenga una total ausencia.

Un inconveniente para la aceptación del agua tratada y ampliar su reuso en más jardines, es la desinformación acerca de la calidad del agua y sus riesgos. En función de que el tratamiento es primario y el agua tratada por la planta es descargada en forma de riego en un jardín del campus, deriva la preocupación de una parte de la comunidad universitaria de que se puedan presentar problemas de salud, malos olores y degradación del jardín. En particular la frecuencia de los riegos tanto en épocas cálidas y secas como en tiempo de lluvias, acrecienta la duda de la persistencia de colonias viables, con un riesgo latente.

Para contribuir tanto a la solución del riesgo probable y ayudar a una mejor percepción de los servicios de la PTAR, este proyecto busca cuantificar la contaminación y supervivencia de organismos coliformes en el suelo de los jardines del campus. Con la limitante de no contar con un método específico para la determinación de coliformes en suelo, se propone emplear como inóculo el extracto de suelo, ya que es muy sencillo de realizar y rutinario, debido a que tradicionalmente en él se realizan algunas determinaciones del análisis de suelo. Se determinó coliformes por el Número Más Probable (NMP) y se exploran otros posibles métodos de extracción de coliformes, buscando los resultados más confiables.

Después de un análisis de las normas y revisión de literatura, no se encontraron referencias del uso del extracto de suelo para conteo bacteriano. Se consideró que este método era adecuado por su alta relación suelo: solución y amplia porosidad del papel filtro empleado en el proceso. En los trabajos revisados se encontraron otros métodos que se busca estudiar. Vidovic empleó 25 gramos de suelo en 50 ml de agua estéril agitada por dos minutos o hasta resuspender por completo al suelo (Vidovic et al., 2007), mientras que Banister usó solución de Ringer en una proporción de suelo 1:1 por un minuto (Bannister et al., 2010).

Existe información sobre las condiciones que influyen en la sobrevivencia de los coliformes en suelo, pero no se excluye las condiciones ambientales del sitio experimental. García-Orenes marca las condiciones de falta de humedad como letales a este grupo de bacterias, con marcadas diferencias entre condiciones de riego y sin riego (García-Orenes et al., 2007). Otro

estudio sugiere que los efectos más letales para E. coli O157:H7 son las condiciones de escasez de nutrientes y clima frío, actuando en sinergia (Vidovic et al., 2007).

Esta investigación trata de determinar la presencia de coliformes totales y fecales en el suelo de un jardín que se riega normalmente con agua de la PTAR del campus universitario y establecer el riesgo asociado a su posible sobrevivencia, esto como objetivo principal y encontrar un método para la determinación de coliformes en suelo como objetivo específico.

## Materiales y métodos

El clima del área de estudio es reportado como muy seco templado, con una precipitación media es entre 200 y 500 mm anuales. La textura del suelo es franco arenosa. Se tomaron con un barreno10 muestras simples del suelo de cada uno de los jardines de una profundidad de 0 a 20 cm. Se extrajeron siguiendo un patrón de zigzag y en forma aleatoria con precauciones para no tener una contaminación cruzada entre los dos jardines, que incluyeron el limpiar las herramientas antes de cada toma. Se homogenizaron las muestras en un recipiente limpio aunque no estéril para obtener una muestra compuesta que se trasladó al laboratorio y se procedió inmediatamente al análisis, por lo que no se consideró el uso de preservadores o refrigeración.

Se tomó una muestra para determinación de humedad que se llevó a la estufa a 103°C por 24 hrs. Las muestras de suelos fueron limpiadas de piedras y restos grandes, para ser pasadas por un tamiz malla 10. Se obtuvo el extracto de suelo con el método de obtención del por medio de vacío (NOM-021-SEMARNAT-2000, 2000) y es a este extracto al cual se le determinó la presencia de coliformes. A los extractos obtenidos también se les realizan las siguientes determinaciones: pH, conductividad eléctrica, temperatura. Para la determinación de coliformes fecales se preparó caldo de cultivo verde bilis brillante al 2% y caldo de cultivo E.C. para la determinación de E. coli por el método del NMP. Del extracto de suelo se realizaron tres diluciones y tres réplicas, por lo que para cada muestra se sembraron 9 tubos. Con caldo verde bilis se incubaron durante 48 horas a 37ºC y con caldo E.C. se incubaron durante 48 horas a 44±1ºC.

Como resultado del bajo NMP que se obtuvo se intentó una segunda metodología de extracción de coliformes del suelo. Esta consistió en la elaboración de una mezcla suelo:solución de Ringer 1:1 y su agitación durante 1 minuto empleando un agitador vortex (Bannister et al., 2010) por un minuto, para realizar la inoculación y conteos del NMP antes descrito.El agua de riego proveniente de pozo y el agua tratada por la PTAR se analizaron para los parámetros de C.E., pH, y temperatura, los parámetros están consignados en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Calidad del agua de pozo y agua de tratamiento primario con electrocoagulación de la PTAR de UACJ campus Nuevo Casas Grandes.

| Parámetro | Agua de pozo | Agua de la PTAR |
|---|---|---|
| pH | 7.51 | 8.24 |
| C.E. | 0.19 µS | 2003 µS |
| Temperatura | 25°C | 25°C |

## Resultados y discusión

Los parámetros obtenidos del extracto de suelo de cada tipo de riego son mostrados en el Cuadro 2. De la primera determinación de coliformes, obtenida empleando el extracto de saturación resultaron bajos de acuerdo a las expectativas.

Cuadro 2. Propiedades de suelos regados con agua de pozo y agua de tratamiento primario con electrocoagulación de la PTAR del campus medidas en extracto de suelo.

| Parámetro | Riego con agua de pozo | Riego con agua de la PTAR |
|---|---|---|
| pH | 8.10 | 7.89 |
| Conductividad Eléctrica | 1421 µS | 3.26mS |
| Textura (por Bouyucos) | Franco arenoso | Franco arenoso |

La época de muestreo correspondió a una temporada de lluvias prolongada y con precipitaciones anormalmente abundantes y continuas, que a pesar de diluir el volumen de agua entrante a la PTAR, también contribuyeron a prolongar la condiciones de humedad el suelo que eventualmente posibilitan la sobrevivencia bacteriana (García-Orenes et al., 2007). Pero los resultados de E. coli resultaron negativos y los coliformes totales mostraron un nivel relativamente bajo, con 9 NMP en 100 cm3. Para verificar estos niveles se procedió a una segunda extracción empleando un método que no incluyera el paso por papel filtro y además considerara el desbalance osmótico, empleando una solución isotónica en el proceso (Bannister et al., 2010). Los resultados fueron exactamente los mismos con ambos sistemas de extracción (Cuadro 3).

Cuadro 3. Resultados de coliformes fecales y *E. coli* mediante dos métodos de extracción en un suelo regado por agua tratada y con agua de pozo.

| **NMP en 100 cm$^3$** | **Riego con agua tratada** | | **Riego con agua de pozo** | |
|---|---|---|---|---|
| | **Coliformes totales** | ***Escherichia coli*** | **Coliformes totales** | ***Escherichia coli*** |
| Extracto de suelo | 9 | - | **-** | - |
| Dilución suelo: agua 1:1 | 9 | - | **-** | - |

*El límite de detección del Método es <3NMP según la NMX-AA-042-1987.

En esta primera parte de la investigación los resultados no fueron los esperados, se creía que el jardín que se riega con agua tratada estaría muy contaminado por coliformes. Según (Fuccz-Gamboa et al., 2007), la supervivencia de los coliformes en el suelo se ve afectado por factores como la temperatura, la radiación solar, la humedad y la precipitación pluvial. Debido a que el tiempo en el que se realizó el muestreo las precipitaciones pluviales estaban comenzando, esto podría ser la principal causa de la baja supervivencia de coliformes; además las temperaturas alcanzaban los 40ºC en días de mucho sol.

## Conclusiones

Los dos métodos iniciales presentaron resultados similares, Se determinó una baja supervivencia de bacterias coliformes en el suelo del jardín que se riega con agua tratada y se

determina la no supervivencia de estas bacterias en un jardín que se riega con agua de pozo como referencia. Por los datos obtenidos y con base a los límites y consideraciones establecidos en la normativa, el suelo del jardín no representa riesgo para la salud. Los resultados sólo consignan los datos de condiciones en temporada de lluvia y el clima será un determinante a incluir en la variación estacional del riesgo asociado a coliformes. Esta investigación continua y se planea el muestreo en la temporada de invierno y posteriormente en temporada de sequías para la comprobación de que las condiciones de temperatura y ambientales influyen en la supervivencia de los coliformes.

Aparentemente el mayor impacto en el uso del agua tratada es en la salinización del suelo, por lo que se incluirán determinaciones de Na, Ca y Mg que nos permitan ver el cambio en la calidad del suelo. El riesgo asociado se espera sea bajo o nulo, se espera cumplir los límites máximos requeridos para aguas tratadas con contacto directo al público, aunque no existe referencias para bacterias en suelo.

## Agradecimientos

Se reconoce el apoyo brindado por la UACJ para la realización de esta investigación y programa interno.

## Bibliografía

Bannister, Elaine. Evaluation of methodology for detection and quantification of coliform bacteria and their survival in soil and water. Doctoral Thesis. Aberdeen, Scotland, UK: The Robert Gordon University, School of Pharmacy and Life Sciences, 2010. Pp. 178.

Fuccz-Gamboa, J., Gómez-Moreno, R., Cárdenas-Guzmán, M., & Campos-Pinilla, C. (2007). Comportamiento de coliformes fecales como indicadores bacterianos de contaminación fecal en diferentes mezclas de biosólido y estériles utilizados para la restauración ecológica de la cantera Soratama. Universitas Scientarum, Revista de la Facultad de Ciencias. Ed. Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá (Edición especial II), (12):111-120.

García-Orenes, F., Roldán, A., Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreño, J., Gómez, I., & Mataix-Beneyto, J. 2007. Effect of irrigation on the survival of total coliforms in three semiarid soils after amendment with sewage sludge. Waste Water Management 27(12): 1815-1819.

NMX-AA-042-1987. Norma Mexicana que establece la técnica para la determinación del número más probable (NMP) de coliformes totales, coliformes fecales (termotolerantes) y *Escherichia coli* presuntiva.

NOM-003-SEMARNAT-1997. Norma Oficial Mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público.

NOM-021-SEMARNAT-2000. Norma Oficial Mexicana que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis.

Solís, S.S. 2013. Restablecimiento operativo de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UACJ, Campus Nuevo Casas Grandes, Chihuahua. Ingeniería Civil y Ambiental, Instituto de Ingeniería y Tecnología de la Universidad Autónoma de Ciudad Juárez. Ciudad Juárez, Chih. Colección Reportes Técnicos de Investigación. ISBN: 978-607-7953-80-7. Serie IIT, Vol. 4. Pp.20.

Vidovic, S.; Block, H. C.; & Korber, D. R. 2007. Effect of soil composition, temperature, indigenous microflora, and environmental conditions on the survival of *Escherichia coli* O157: H7. Canadian Journal of Microbiology, 53: 822-829.