



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA

**BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN
HALÓFITAS DOMINANTES DE MAGUEY BLANCO,
VALLE DEL MEZQUITAL, IXMIQUILPAN, HIDALGO.**

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
B I Ó L O G O
P R E S E N T A:

FRANCISCO ARTURO GUERRA COSS

DIRECTOR DE TESIS: M. en C. RAMIRO RÍOS GÓMEZ

“POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU”



MÉXICO, D.F.

ABRIL 2014

Unidad en Sistemática Vegetal y Suelo



Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México, al Colegio de Ciencias y Humanidades Oriente, a la FES Zaragoza por la oportunidad de formar parte de una de las mejores instituciones educativas del mundo.

A la Dra. Esther Matiana, al Dr. Eloy Solano, a la M. en C. Consuelo Bautista y a la Q. Martha Oliveros por las valiosas aportaciones hechas a este trabajo.

A la Bióloga Aida Zapata por la ayuda en la lectura de las muestras. Gracias por la paciencia y el tiempo.

Al Dr. Armando Cervantes por el apoyo con el análisis estadístico. Gracias por apurarme.

A Erika Ortiz, Lucila, Mariano Ramos, Carlos Santana, Raúl Arcos, Leticia López, Beatriz, Elvia García, Miguel Castillo y Maricela Arteaga por influir de forma importante en mi formación académica.

A Marina Maldonado, Eduardo Domínguez y a mis compañeros de laboratorio por hacer mas a ameno el trabajo de laboratorio y por convertirse en muy buenos amigos.

Al M. en C. Ramiro Ríos Gómez por su paciencia, su guía y por la magnífica persona que es sus consejos han sido muy importantes no solo en el aula y en mi desarrollo personal, también en mi vida personal “todo con calma”.

Hay hombres que luchan un día y son buenos,

Hay otros que luchan un año y son mejores,

Hay quienes luchan muchos años y son muy buenos,

Pero los que luchan toda la vida: esos son los imprescindibles.

Bertolt Brecht



Dedicatorias

A mi papa Francisco Guerra, por demostrarme la importancia del trabajo y la dedicación, gracias a tu ejemplo logre esta meta, eres la persona que más admiro, espero ya no estar tan chavo, te amo.

A mi mama Rosa Coss, por ser el motor que impulso mi paso, tu siempre confiaste en mí y me apoyaste incondicionalmente sin tu cariño no sería ni la mitad de persona que soy, te amo.

A mis hermanas Monica, Emily, Denis, Evelyn, por los juegos y todos los momentos divertidos, sus sonrisas me motivaron a seguir adelante, me caen bien (las amo).

A mi familia, especialmente a Don Lucas, Doña Eva y Doña Gloria, a mis primos, Carlos, Daniel y Julio, por ser como los hermanos que nunca tuve, a mis primas Cinthia, Lili, Rosita y Karen, por todo su apoyo.

A mis amigos, Karla, Norma, Lisset, Nayeli, Ceci, Berenice, Carlos, Ernesto, Mario, Rodrigo, Aaron, Sergio, Andres, Aldo, Roque, con ustedes no solo me divertí también me enseñaron la grandeza de la amistad.

A Lepoldo Cuevas y a la selección de futbol asociación por los grandes momentos compartidos.

A mis compañeros del A 607, por el camino que recorrimos juntos.

A mi querida Aline, por ser tu misma en todos y cada uno de los momentos compartidos, porque siempre tienes algo lindo que decir y por todo el entusiasmo mostrado en cada uno de mis pasos, te amo.



| CONTENIDO | Pág. |
|---|------|
| I. ÍNDICE DE CUADROS | v |
| II. ÍNDICE DE FIGURAS | vi |
| III. RESUMEN | 2 |
| IV. INTRODUCCIÓN | 3 |
| V. MARCO TEÓRICO | 4 |
| 5.1 Metales pesados | 4 |
| 5.2 Extracción secuencial | 6 |
| 5.3 Biorremediación | 6 |
| VI. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA | 7 |
| VII. JUSTIFICACIÓN | 7 |
| VIII. HIPOTESIS | 8 |
| IX. OBJETIVOS | 8 |
| X. MATERIAL Y METODOS | 8 |
| 10.1 Descripción del área de estudio | 8 |
| 10.2 Selección de sitios de estudio | 9 |
| 10.3 Trabajo de campo | 10 |
| 10.4 Fase de laboratorio | 11 |
| XI. RESULTADOS | 13 |
| 11.1 Valor de importancia | 13 |
| 11.2 Propiedades físicas y químicas del suelo | 14 |
| 11.3 Extracción secuencial | 23 |
| 11.4 Bioacumulación | 31 |
| XII. DISCUSIÓN | 41 |
| 12.1 Propiedades físicas y químicas del suelo | 41 |
| 12.2 Extracción secuencial | 44 |
| 12.3 Índice de valor de importancia | 45 |
| 12.4 Bioacumulación | 46 |
| 12.5 Fitorremediación | 48 |
| XIII. CONCLUSIONES | 49 |
| XIV. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 50 |



BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN HALÓFITAS DOMINANTES DE MAGUEY BLANCO, VALLE DEL MEZQUITAL, IXMIQUILPAN, HIDALGO.

| CUADRO | TITULO | PÁG. |
|--------|---|------|
| 1 | Determinación de parámetros físicos y químicas del suelo. | 11 |
| 2 | Condiciones de trabajo para la extracción secuencial (Yong, 1992) | 12 |
| 3 | Condiciones de trabajo durante la determinación de cada metal pesado por absorción atómica | 12 |
| 4 | Porcentajes de arcilla, limo y arena | 17 |
| 5 | Propiedades físicas y químicas del suelo en época húmeda y seca | 22 |
| 6 | Concentración de aniones y cationes época húmeda y seca | 23 |
| 7 | Concentraciones de cadmio en las fracciones de la extracción secuencial | 23 |
| 8 | Concentraciones de plomo en las fracciones de la extracción secuencial | 25 |
| 9 | Concentraciones de cobre en las fracciones de la extracción secuencial | 26 |
| 10 | Concentraciones de hierro en las fracciones de la extracción secuencial | 28 |
| 11 | Concentraciones de níquel en las fracciones de la extracción secuencial | 29 |
| 12 | Correlación entre propiedades físicas, químicas y metales pesados | 30 |
| 13 | Concentraciones de metales pesados en las especies vegetales época húmeda | 32 |
| 14 | Concentraciones de metales pesados en las especies vegetales época seca | 32 |
| 15 | Análisis estadístico para los valores de plomo en órganos, temporadas y especies, mostrándose en la cuarta columna aquellos con diferencias significativas | 34 |
| 16 | Análisis estadístico para los valores de níquel en órganos, temporadas y especies, mostrándose en la cuarta columna aquellos con diferencias significativas | 36 |
| 17 | Análisis estadístico para los valores de cobre en órganos, temporadas y especies, mostrándose en la cuarta columna aquellos con diferencias significativas | 37 |
| 18 | Análisis estadístico para los valores de cobre en órganos, temporadas y especies, mostrándose en la cuarta columna aquellos con diferencias significativas | 39 |
| 19 | Concentraciones totales de metales en ambas épocas, suelo y halófitas | 39 |
| 20 | Coefficientes de bioacumulación anual en las especies vegetales estudiadas | 40 |
| 21 | Coefficientes de bioacumulación por época en las especies vegetales estudiadas | 40 |



BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN HALÓFITAS DOMINANTES DE MAGUEY BLANCO, VALLE DEL MEZQUITAL, IXMIQUILPAN, HIDALGO.

| FIGURA | TÍTULO | PÁG. |
|--------|---|------|
| 1 | Localización del área de los seis sitios de muestreo (Google Earth 2012) | 9 |
| 2 | Valores de importancia de las halófitas | 13 |
| 3 | Valores de pH activo y potencial época húmeda y seca | 14 |
| 4 | Diagrama de caja que muestra diferencias significativas en la prueba t y en la F de pH activo | 14 |
| 5 | Porcentaje de materia orgánica en suelo época húmeda y estiaje | 15 |
| 6 | Valores de CIC en temporada húmeda y seca | 15 |
| 7 | Conductividad eléctrica en la época húmeda y seca | 16 |
| 8 | Diagrama de caja que muestra las diferencias de la C.E. en la prueba F | 16 |
| 9 | Porcentaje de retención de humedad | 16 |
| 10 | Valores de los HCO_3^- y CO_3^{2-} época húmeda | 17 |
| 11 | Comportamiento de los HCO_3^- y CO_3^{2-} época seca | 18 |
| 12 | Diagrama de caja que muestra diferencias en los HCO_3^- en la prueba t | 18 |
| 13 | Concentración de los Cl^- en época seca y húmeda | 18 |
| 14 | Concentración de SO_4^{2-} época seca | 19 |
| 15 | Concentración de los SO_4^{2-} en época húmeda | 19 |
| 16 | Diagrama de caja que muestra diferencias significativas en los SO_4^{2-} con la prueba F y la prueba t | 19 |
| 17 | Concentración de los cationes Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , y K^+ en época húmeda | 20 |
| 18 | Concentración de Ca^{2+} y K^+ en época seca | 20 |
| 19 | Concentración de Na^+ y Mg^{2+} en temporada seca | 21 |
| 20 | Diagrama de caja que muestra las diferencias significativas en el Na^+ en la prueba F | 21 |
| 21 | Diagrama de caja que muestra las diferencias significativas del Mg^{2+} en la prueba F | 21 |
| 22 | Diagrama de caja que muestra las diferencias significativas del K^+ en la prueba F | 22 |
| 23 | Diagrama de caja que muestra las diferencias significativas del Cd^{2+} intercambiable en la prueba F | 24 |
| 24 | Diagrama de caja que muestra las diferencias significativas del Cd^{2+} residual en la prueba t | 24 |
| 25 | Diagrama de caja que muestra las diferencias significativas del Pb^{2+} intercambiable de la prueba t | 25 |
| 26 | Diagrama de caja que muestra las diferencias significativas del Pb^{2+} residual de la prueba F | 25 |
| 27 | Diagrama de caja que muestra las diferencias significativas del Cu^{2+} intercambiable en la prueba F | 26 |
| 28 | Diagrama de caja que muestra las diferencias significativas del Cu^{2+} ligado a carbonatos en la prueba F | 27 |
| 29 | Diagrama de caja que muestra las diferencias significativas del Cu^{2+} ligado a óxidos con la prueba F | 27 |
| 30 | Diagrama de caja que muestra las diferencias significativas del Fe^{2+} intercambiable en la prueba F | 28 |



BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN HALÓFITAS DOMINANTES DE MAGUEY BLANCO, VALLE DEL MEZQUITAL, IXMIQUILPAN, HIDALGO.

| | | |
|----|---|----|
| 31 | Diagrama de caja que muestra las diferencias significativas del Fe^{2+} ligado a carbonatos en la prueba F | 28 |
| 32 | Diagrama de caja que muestra las diferencias significativas del Ni^{2+} intercambiable en la prueba t | 29 |
| 33 | Diagrama de caja que muestra las diferencias significativas del Ni^{2+} residual en la prueba t | 30 |
| 34 | Acumulación del plomo en los diferentes órganos de las especies vegetales estudiadas, época húmeda | 33 |
| 35 | Acumulación del plomo en los diferentes órganos de las especies vegetales estudiadas, época seca | 33 |
| 36 | Acumulación del plomo en órganos vegetales en las diferentes épocas | 33 |
| 37 | Comportamiento del plomo en las especies vegetales estudiadas | 34 |
| 38 | Acumulación del níquel en los diferentes órganos de las especies vegetales estudiadas, época húmeda | 34 |
| 39 | Acumulación del níquel en los diferentes órganos de las especies vegetales estudiadas, época seca | 35 |
| 40 | Acumulación del níquel en órganos vegetales en las diferentes épocas | 35 |
| 41 | Comportamiento del níquel en las especies vegetales estudiadas | 35 |
| 42 | Acumulación del cobre en los diferentes órganos de las especies vegetales estudiadas, época húmeda | 36 |
| 43 | Acumulación del cobre en los diferentes órganos de las especies vegetales estudiadas, época seca | 36 |
| 44 | Acumulación del cobre en órganos vegetales en las diferentes épocas | 37 |
| 45 | Comportamiento del cobre en las especies vegetales | 37 |
| 46 | Acumulación del hierro en los diferentes órganos de las especies vegetales estudiadas, época húmeda | 38 |
| 47 | Acumulación del hierro en los diferentes órganos de las especies vegetales estudiadas, época seca | 38 |
| 48 | Acumulación del hierro en órganos vegetales en las diferentes épocas | 38 |
| 49 | Comportamiento del hierro en las especies vegetales | 39 |
| 50 | Movilidad de las fracciones en el suelo y translocación en las plantas por épocas | 45 |



Resumen

En este trabajo se describe el proceso de bioacumulación de iones metálicos en halófitas, y cómo influyen sobre éste las condiciones edáficas del sitio. Se eligieron los sitios para muestrear el suelo con base en la presencia o ausencia de costras salinas. A estas muestras se les realizó un análisis físico y químico. Se caracterizó la vegetación para determinar la abundancia de las especies y obtener para cada una de ellas, el índice de valor de importancia. Asimismo, se recolectaron las muestras vegetales, para analizar la presencia de metales pesados. Este análisis se realizó por medio de extracción secuencial para el caso del suelo y por digestión ácida para las especies vegetales.

Las características físicas y químicas del suelo influyen en la bioacumulación de iones metálicos. Se registró que durante la época seca, el proceso se ve disminuido, debido a la acumulación de sales y por la solubilidad de los iones metálicos. El potencial que tienen *Chenopodium dessoratum*, *Hordeum jubatum* y *Cynodon dactylon*, para bioacumular Pb, Ni, Cu y Fe, demuestra que pueden ser utilizadas para la fitorremediación de suelos salinos.



Introducción

En México al igual que en otros países del mundo, se utilizan las aguas residuales provenientes de las zonas urbanas con fines agrícolas, esto data desde principios de siglo, época en que se construyó el gran canal de desagüe que riega una porción del Valle del Mezquital, Hidalgo. Estas aguas generalmente no son sometidas a tratamiento alguno, lo que provoca la dispersión de contaminantes que causan alteraciones de la salud pública, degradación de suelos y contaminación de los mantos freáticos y plantas.

Las aguas residuales son utilizadas para el riego de cultivos en ecosistemas periurbanos debido a que son de fácil acceso y resuelven el problema del abastecimiento de agua. La irrigación con aguas residuales es conocida por contribuir significativamente con la concentración de metales pesados en el suelo. Los metales pesados son muy perjudiciales debido a que no son de naturaleza biodegradable, por su permanencia durante la vida del organismo y por su potencial de bioacumulación en distintas partes del mismo. Algunos de los metales pesados como el plomo, cadmio y níquel son tóxicos, debido a su solubilidad en agua y están considerados como contaminantes prioritarios (Volesky y Holan, 1995; Qaiser, *et al.*, 2007).

Bajas concentraciones constantes de metales pesados tienen efectos dañinos para el hombre y los animales, debido a que no hay un buen mecanismo para su eliminación en el organismo. Hoy en día son omnipresentes debido a sus aplicaciones en la industria. Las aguas residuales contienen sustancias que aumentan la toxicidad de los metales causando problemas (Chen, Wang, & Wang, 2005; Sing, Mohan, Sinha, & Dalwani, 2004). La excesiva acumulación de estos en suelos agrícolas debido al riego con aguas residuales, puede no solo resultar en problemas de contaminación de suelos, también puede afectar la calidad y seguridad de los alimentos (Mucheweti *et al.*, 2006). La presencia de Cu, Zn, Pb, Cd, Hg, Fe, Ni y otros metales tiene un efecto potencial dañino sobre la fisiología humana y otros sistemas biológicos cuando se exceden las concentraciones de tolerancia (Demirbas, 2008).

El presente trabajo tiene como finalidad describir el proceso de bioacumulación y de fitorremediación de sales y metales pesados que realizan plantas halófitas en Maguey Blanco, Valle del Mezquital, Ixmiquilpan, Hidalgo, a fin de mejorar las condiciones en las que se encuentra dicho suelo y rehabilitarlo e incorporarlo a la producción de alimentos.

Marco teórico

Metal pesado, es el término general utilizado para nombrar a un grupo de metales y metaloides con una densidad atómica mayor a 6 g cm^{-3} . Aunque este es el único término utilizado y comúnmente aplicado para elementos como Cd (cadmio), Cr (cromo), Cu (cobre), Hg (mercurio) Ni (níquel), Pb (plomo) y Zn (zinc) están comúnmente asociados con problemas de contaminación y toxicidad (O'Connell *et al.*, 2008).

A diferencia de muchos contaminantes orgánicos, los metales pesados se encuentran naturalmente en los minerales primarios de las rocas y se presentan en bajas concentraciones en suelos, sedimentos, agua y formando parte de los organismos. En un año, son producidas cantidades importantes de varios metales pesados a partir de sus respectivos minerales. En el año 2004, aproximadamente $14,500 \times 10^3$ toneladas



de cobre fueron producidas (US Geological Survey, 2004). Entre los efectos adversos que los metales pesados tienen en las plantas, ésta la reducción del rendimiento (Madrid, *et al.*, 2007).

A continuación se describen los efectos de algunos de los metales pesados en organismos vegetales y en seres humanos.

Cu

El cobre es cofactor de oxidasas en plantas incluyendo variadas funciones en oxigenasas. El cobre también se ha considerado cofactor en algunas enzimas, como la superóxidodismutasa y citocromo c oxidasa. La incorporación reciente de iones de cobre dentro de enzimas como son la citocromo c oxidasa y la Cu-Zn superóxidodismutasa ha estado sujeta a investigación activa (Lippard, 1999; Rae *et al.*, 1999), el cobre en exceso afecta procesos fisiológicos y bioquímicos de la planta, como la fotosíntesis, el metabolismo de algunos nutrimentos y el crecimiento (Xiong *et al.*, 2006)

El cobre existe en una serie de proteínas en la sangre de vertebrados. También es el constituyente esencial de muchas enzimas. Es importante en la síntesis de hemoglobina. La exposición prolongada a polvos de cobre puede irritar la nariz, la boca, los ojos y causar dolores de cabeza, mareo, náusea y diarrea. Si se toma agua con niveles altos de cobre puede producir daño al hígado, los riñones y causar la muerte. No se sabe si el cobre puede producir cáncer en el humano (ATSDR, 2004).

Cd

El cadmio está típicamente ligado a partículas de polvo, que pueden penetrar dentro de los organismos cuando respiran. El contacto de las plantas con el cadmio ocurre cuando éste precipita de la atmósfera y penetra en las hojas vía estomática. La acumulación de cadmio en las plantas causa un crecimiento deficiente, disminuye la producción de biomasa, afecta la fotosíntesis y la evapotranspiración (López-Millán *et al.*, 2009). Por otra parte, muchas especies de hongos son capaces de acumular grandes concentraciones de cadmio para mantener un óptimo desarrollo.

La principal vía por la que el cadmio entra a los animales es la comida. El cadmio reduce la actividad de las enzimas digestivas como la tripsina y la pepsina. El cadmio es antagónico del calcio: la deficiencia de calcio ocurre cuando el cadmio se acumula en los huesos. Los animales jóvenes tienen un mayor requerimiento de calcio que los adultos, sin embargo ellos acumulan mayores concentraciones de cadmio (Whelton *et al.*, 1997).

Algunos efectos por respirar cadmio durante mucho tiempo son daños pulmonares, fragilidad en huesos y acumulación en riñones. El consumo de agua y alimentos con niveles muy altos de cadmio irrita en forma grave el estómago, causa vómitos, diarrea y a veces la muerte. Los estudios en seres humanos y animales que ingieren este elemento, no han encontrado un aumento en la incidencia de cáncer, aunque se requieren más investigaciones para tener una mayor certeza de que el cadmio en la comida o la bebida no causa cáncer (ATSDR, 1999).

Pb

La incorporación de plomo en cantidades excesivas a los vegetales produce alteraciones en procesos enzimáticos y hormonales, afectando principalmente la respiración a nivel mitocondrial (Ochoa *et al.*, 1992). El plomo en una concentración de



5-10% en el suelo es considerado tóxico y disminuye la cosecha. Cuando el contenido de plomo en el suelo es mayor a 50 mg/kg, excede la concentración permisible en la cosecha de biomasa.

Los efectos del plomo son los mismos si se ingiere o se inhala. El plomo puede afectar a casi todos los órganos y sistemas en el humano. El más sensible es el sistema nervioso, tanto en niños como en adultos. También puede producir debilidad en dedos, las muñecas o los tobillos. La exposición al plomo también produce un pequeño aumento de la presión sanguínea especialmente en personas de mediana edad y de edad avanzada, y también puede causar anemia. La exposición a niveles altos de plomo puede dañar seriamente el cerebro y los riñones de niños y adultos y causar la muerte. En mujeres embarazadas, la exposición a niveles altos de plomo puede producir pérdida del embarazo. En hombres, la exposición a niveles altos de plomo puede alterar la producción de espermatozoides (ATSDR, 2007).

Fe

El hierro es un componente importante en muchos sistemas de enzimas, como la citocromo oxidasa (transportadora de electrones). El hierro es un componente importante de la proteína ferredoxina y es requerido para la reducción de nitrato y sulfato, asimilación de nitrógeno y para la producción de energía (Jones, 1998). Los síntomas iniciales de la toxicidad en plantas cuando aparecen son fácilmente reconocibles necrosis. Por otra parte, la clorosis es una característica de deficiencia de hierro.

Cuando se fuerza el metabolismo del hierro o se abusa de los suplementos enriquecidos con hierro es difícil que el cuerpo pueda deshacerse de la cantidad extra que absorbe; y después de que la ferretina se ha saturado, el resto extra se almacena en hemosiderina; esto conduce a una enfermedad fatal llamada hemosiderosis (excesivos depósitos de hemosiderina en el hígado y en el bazo) y hemocromatosis (excesivos depósitos de hierro en los tejidos corporales). Parece ser que algunas personas tienen una debilidad genética que las predispone a este tipo de enfermedades (Amatriain, 2000).

Ni

El níquel tiene varias funciones en el metabolismo de la planta. Pero como todos los metales pesados el níquel en elevadas concentraciones es tóxico para las plantas (Gèrendás *et al.*, 1999). Los síntomas de la deficiencia de níquel son hojas en forma de copa "orejas de ratón", disminución del crecimiento, tallo quebradizo, y otros (Wood *et al.*, 2003). Se ha establecido que una aplicación de níquel incrementa el rendimiento de las uvas, la mostaza es un pobre absorbedor de níquel y poco tolerante a la toxicidad del mismo (Gupta *et al.*, 1996).

El efecto adverso más común de la exposición al níquel en personas es una reacción alérgica. De un 10% a 15% de la población es sensible al níquel. Las personas pueden sensibilizarse al níquel, cuando hay contacto directo prolongado de la piel con joyas u otros artículos que contienen níquel. Una vez que la persona se ha sensibilizado al níquel el contacto adicional con el metal producirá una reacción, la más común es el salpullido en el área de contacto, el salpullido también puede aparecer en un área lejos del sitio de contacto. Con menor frecuencia algunas personas sensibles al níquel sufren de ataques de asma, bronquitis crónica y alteraciones de pulmón (ATSDR, 2005).



Los minerales que contienen metales, metaloides tóxicos o elementos esenciales, están presentes en los suelos y sedimentos en varias formas químicas y distintos grados de biodisponibilidad, toxicidad y movilidad. La determinación de la concentración de esos elementos en materiales sólidos es considerada como un indicador para el uso del medio y la evaluación del impacto potencial al mismo. Es importante evaluar el comportamiento, papel funcional e impacto de los metales pesados para un mejor entendimiento de las formas químicas de interés. El uso de técnicas de extracción secuencial para el fraccionamiento de metales en materiales sólidos y evaluar sus efectos potenciales han comenzado a ser regularmente usados y reconocidos (Tessier *et al.*, 1979).

El fraccionamiento químico operacionalmente definido como especiación química por extracción secuencial, ha sido muy bien aceptado y aplicado. Sin embargo la técnica ha sido cuestionada debido a la pobre selectividad de los reactivos para la extracción de algunas sustancias. También es importante que los reactivos sean seleccionados cuidadosamente considerando los tipos de materiales sólidos y los elementos que interesa comenzar a examinar. La extracción secuencial puede también sufrir de imprecisión operacional, esperando errores durante la extracción y los procesos de separación de sólido-líquido (Sauquillo *et al.*, 1999; Quevauviller *et al.*, 1993).

La forma química en la que se encuentren los metales pesados, influye de manera importante en la disponibilidad de éstos para que puedan ser absorbidos por las raíces de las plantas y posteriormente translocados a otras partes de éstas, los fitosideroforos (una clase de compuestos orgánicos como el ácido mugienico y advenico) exudados por las raíces de muchas plantas especialmente gramíneas, incrementan la biodisponibilidad de los metales en el suelo, entre ellos el Fe, Cu, Zn y Mn entre otros (Trebbly *et al.*, 1989; Thangavel an Subburaam 2004).

Biorremediación

El aire, agua y suelo han sido contaminados como resultado de la revolución industrial e incrementaron la urbanización de los paisajes, tanto la excavación y deposición de contaminantes en suelos ocurren comúnmente y los métodos físicos y químicos son normalmente usados para la remediación de dichos contaminantes. La biorremediación – el uso de agentes biológicos para la remediación de agua y suelos ha recibido gran atención en los últimos años (Suresh y Ravishankar, 2004).

La fitorremediación es el uso de plantas para depurar el medio ambiente, esta práctica es amistosa y ofrece una atractiva relación costo-efecto, aprovechada para la remediación de metales pesados en agua y suelos contaminados (Entry *et al.*, 1997; Zhu y Shaw, 2000), la fitorremediación incluye la fitoextracción, que es la acumulación de grandes cantidades de metales en la biomasa de la planta; rizofiltración, la remoción de contaminantes de sitios acuosos por absorción en las raíces de las plantas; fitovolatilización, que comprende la volatilización de las partículas en las partes aéreas de las plantas, fitodestoxicación que consiste en la habilidad de las plantas para cambiar la forma química de los contaminantes a otra menos tóxicas y la fitoestabilización que es cuando las plantas inmovilizan a los contaminantes química y físicamente en el sitio, de esta manera previenen su movimiento a su alrededor.

La fitoextracción está basada en la capacidad genética y fisiológica de plantas especializadas en la acumulación, translocación y resistencia a grandes concentraciones de metales en su entorno. La idea de usar plantas para remover metales del suelo surge porque alrededor del mundo existen diferentes especies capaces de acumular grandes concentraciones de metales en su follaje. Este tipo de plantas son las llamadas “hiperacumuladoras” y pueden almacenar en su tejido 10 a



500 veces el nivel normal de los elementos metálicos durante su desarrollo (Chaney *et al.*, 1997).

Varias especies de plantas han sido identificadas y utilizadas en la fitorremediación, después de rigurosos experimentos en campo y en laboratorio demostrando ser especies versátiles como *Chenopodium berlandieri*, *Cynodon dactylon*, *Hordeum jubatum* (Sinha *et al.*, 2007). Muchas especies de gramíneas especialmente aquellas que poseen raíces fibrosas aparte de estabilizar el suelo y evitar la erosión, también contribuyen de forma importante en la fitoestabilización de elementos como Pb, Cd, Zn, As, Cu, Cr, Se, U (Eapen *et al.*, 2007). Otro mecanismo realizado por las plantas es la fitoextracción, se han encontrado distintas especies vegetales que pueden cumplir con esta función, *Hordeum vulgare* es acumuladora de Zn (Ebbs *et al.*, 1998), y algunas especies del género *Chenopodium* son capaces de acumular Pb, Cd, Zn, Ni, Cu (Eapen *et al.*, 2007).

Planteamiento del problema

En el Valle del Mezquital, Hidalgo, las aguas residuales han degradado física, química, y biológicamente el ambiente edáfico. Los metales pesados son uno de estos contaminantes que se consideran además tóxicos para los seres vivos por tratarse de nutrimentos no esenciales para la vida, sin embargo se desconocen concentraciones, formas químicas y el impacto que estos están produciendo en los suelos del Valle del Mezquital aunque se ha documentado su presencia en aguas, suelos y organismos (Amir, 2005; Babel, 2002; Blaylock, 2000; Kim 2003; Redondo, 2009), de aquí la importancia de estudiar las concentraciones, formas químicas y bioacumulación de estos en cinco especies de halófitas que crecen en suelos salinizados y que son utilizados como forraje del ganado vacuno, caprino y ovino durante el pastoreo en las zonas salinizadas.

Justificación

En las últimas décadas debido al creciente desarrollo urbano y a la rápida industrialización del país, las zonas urbanas han comenzado a generar una cantidad importante de desechos, los cuales al no tener una buena disposición final, comenzaron a ser esparcidos al medio, creando así problemas de contaminación ambiental, que derivó en la degradación de los suelos, entre otros problemas y que hoy en día deben ser rehabilitados para la producción de alimentos con calidad para el consumo humano.

Entre los contaminantes más frecuentes están los metales pesados, particularmente en los suelos del Valle de Mezquital donde las aguas residuales constantemente están incorporando cantidades considerables que degradan las aguas freáticas, suelos y los productos agrícolas que en ellos se producen, de aquí la importancia y necesidad de contar con especies vegetales preferentemente silvestres, anuales y bioacumuladoras de estos contaminantes que puedan utilizarse en la depuración de estos ambientes. La finalidad de este trabajo es evaluar la capacidad bioacumuladora de metales pesados de las especies *Cynodon dactylon*, *Hordeum jubatum*, *Chenopodium berlandieri*, *Chenopodium fremontii* y *Spergularia marina* en suelos salinizados de Maguey Blanco, Valle del mezquital, Ixmiquilpan Hidalgo.



Hipótesis

Las especies vegetales desarrollaron mecanismos que las hacen tolerantes y resistentes a los tipos de estrés que les impone su entorno, sobre todo después de estar en contacto con estas condiciones por tiempo prolongado, de este modo las plantas halófitas presentan estrategias que las hacen resistentes frente a las condiciones extremas tanto hídricas como salinas, sin embargo en el Valle del Mezquital, Hidalgo estas especies de halófitas han estado expuestas al riego con aguas residuales y con ello a la presencia de contaminantes entre ellos los metales pesados, se espera que hayan adquirido también la capacidad de bioacumular en sus órganos a los iones metálicos sin que se vean afectadas por su toxicidad.

Objetivos

Determinar las concentraciones de Cd, Cu, Pb, Fe, Ni, presentes en el suelo y en las cinco halófitas dominantes en los suelos salinos de Maguey Blanco, Ixmiquilpan, Hidalgo.

Identificar el principal órgano bioacumulador de metales pesados en las especies vegetales que se estudiarán.

Explicar el proceso de bioacumulación en estas especies.

Evaluar el papel que tienen en el proceso de fitorremediación en el sitio.

Material y métodos

Descripción del área de estudio

El Valle del Mezquital se encuentra en Hidalgo, en donde existe la más grande y antigua región agrícola del mundo irrigada con agua residual (DFID, 1998). El municipio de Ixmiquilpan está enclavado en esta zona irrigada que en 1974 fue declarada como distrito de riego 110, actualmente 100, en donde se construyeron una serie de canales y presas, que cambiaron la economía de la región. Se ubica geográficamente entre los paralelos 20° 42' al norte, al sur 20° 23' de latitud norte, al este 99° 18' y al oeste 99° 18' de longitud oeste, a una altitud de 2271 m. Cuenta con 529.87 Km² de superficie que representan el 2.20% de la superficie del estado.

El municipio colinda al norte con los municipios de Zimapán, Nicolás Flores y Cardonal, al este con Cardonal y Santiago de Anaya, al sur con Santiago de Anaya, San Salvador, Chilcuatla y Alfayucan, Tasquillo y Zimapán. Los poblados del municipio son: la cabecera municipal, nueve cabeceras del subsistema y 79 localidades menores, siendo sus principales localidades: Ixmiquilpan (cabecera municipal), Panales, El Tephé, Maguey Blanco, Orizabita, El Alberto, Dios Padre, Julián Villagrán y Taxhado (INEGI, 1996).

El área de estudio pertenece a la cuenca hidrológica del río Tula, el cual se origina en el Estado de México y riega la parte suroeste del estado de Hidalgo, dirigiendo su curso hacia el norte del Valle de Mezquital para verter sus aguas en el río Moctezuma, más al norte, este último río representa el límite político y administrativo entre los estados de Querétaro e Hidalgo (Cortés y Herrera, 1995). El clima que predomina en



más del 50% de la superficie del municipio es el semiseco templado (BS1K); con presencia de los subtipos climáticos seco y semicálido (BSh) en un 23.67%; templado subhúmedo con lluvias en verano de mayor humedad (Cw2) en un 21.58%; templado subhúmedo con lluvias en verano de menor humedad (Cw0) en un 2.69% y semiseco semicálido (BS1h) en un 0.84% (INEGI, 1996).

Selección de los sitios de muestreo

El área de estudio se ubica entre las comunidades de Maguey Blanco y Taxhadó, en el municipio de Ixmiquilpan (Figura 1). Se realizaron recorridos por el área con el fin de identificar los sitios afectados por salinidad, los sitios fueron seleccionados utilizando como criterios la composición de especies vegetales, presencia o ausencia de costras salinas, profundidad del manto freático y en la medida de lo posible el tipo de sales presentes.

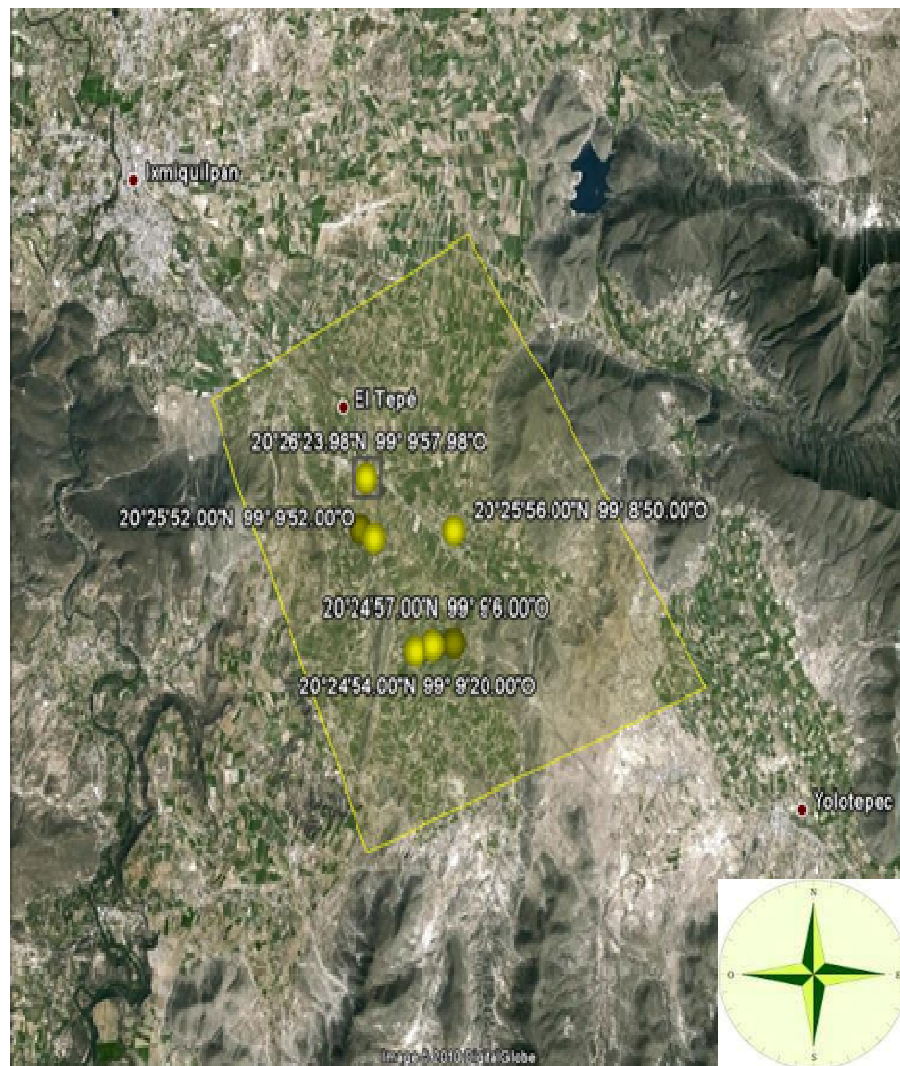


Figura 1. Localización del área de los seis sitios de muestreo (Google Earth 2012). Mapa de Fisiografía de Hidalgo (INEGI, 2011).



Trabajo de campo

Muestreo de suelo

En cada sitio, se realizó un corte de suelo hasta la profundidad de 50 cm, posteriormente se tomaron muestras cada 10 cm de espesor (cinco muestras). Las muestras fueron transportadas al laboratorio para su pretratamiento y análisis físico y químico. La identificación de los suelos se realizó considerando la descripción morfológica del perfil y el análisis de laboratorio. Se clasificó el suelo utilizando el sistema WRB (World Reference Base) versión 2007 (IUSS Working Group WRB, 2006).

Muestreo de vegetación

El muestreo de la vegetación se hizo con la técnica de parcelas anidadas para establecer el área mínima, indicada por la curva de especies-área obtenida. En cada sitio seleccionado, se analizó la composición biótica por el método de cuadrantes (Cox, 2002). Para la descripción de la estructura de la vegetación, se registró de cada individuo vegetal, la especie, número de individuos de cada una y la cobertura, para posteriormente calcular las variables densidad, frecuencia, dominancia relativas. La suma de los valores da como resultado el índice de valor de importancia (IVI), el cual es una medida cuantitativa de la importancia de cada especie en la comunidad por su biomasa almacenada (Curtis y McIntosh, 1951 y Cox, 2002). La intensidad de muestreo fue de cinco cuadrantes. Por otro lado, se recolectaron y herborizaron especímenes vegetales para su determinación taxonómica.

Recolecta, herborización e identificación de especímenes.

Muestreo de especies vegetales para evaluar bioacumulación de metales

Con base en el valor de importancia de cada especie vegetal en el área, se seleccionaron las cinco especies de halófitas ecológicamente dominantes en los suelos salinos de la localidad. Con base en la metodología recomendada por Champman y Pratt (1973), un total de 20 plantas fueron extraídas incluido su sistema radical. De cada espécimen se tomaron por separado muestras simples de cada órgano (raíz, tallo y hoja), para finalmente formar muestras compuestas de cada órgano a partir de las muestras simples. Las muestras de tejido vegetal fueron transportadas al laboratorio para su análisis en bolsas de papel de estraza debidamente etiquetadas. Previo al análisis, las muestras de tejido vegetal se secaron a la sombra durante 25 días, posteriormente se molieron en mortero, para finalmente proceder a su análisis.



Fase de laboratorio

Análisis de suelos

Las muestras de suelo fueron secadas, tamizadas, pesadas y almacenadas de acuerdo con Valencia y Hernández (2002). A cada una de ellas se le analizó química y físicamente. Las pruebas fueron realizadas en el laboratorio de Restauración de Suelos de la FES Zaragoza. El análisis de las muestras de suelo consistió en los siguientes métodos (Cuadro 1).

Cuadro 1. Determinación de parámetros físicos y químicos del suelo.

| Parámetro | Método |
|---------------------------------------|--|
| Textura | Hidrómetro de Bouyocus (Jackson, 1970) |
| Contenido de humedad | Retención de humedad del suelo (Anderson e Ingram, 1993) |
| pH (suelo:agua 1:1) | Con un conductivímetro (NOM-021-SEMARNAT-2000) Conductronic PC 18 |
| pH (suelo:KCl 1:1) | Con un conductivímetro (NOM-021-SEMARNAT-2000) Conductronic PC 18 |
| CIC | CaCl ₂ (Reyes, 1996) |
| Materia orgánica | Walkey-Black sin aporte de calor (Anderson e Ingram, 1993) |
| Carbonatos, bicarbonatos, cloruros | Volumetría (NOM-021-SEMARNAT-2000) |
| Sulfatos | Turbimetría (NOM-021-SEMARNAT-2000) |
| Conductividad eléctrica | Con un conductivímetro (NOM-021-SEMARNAT-2000) Conductronic PC 18 |
| Calcio, magnesio, potasio, sodio | Extracto de saturación (NOM-021-SEMARNAT-2000) |



Cuantificación de metales pesados por extracción secuencial.

El contenido de metales pesados en las muestras de suelo se determinó en extractos obtenidos a partir de 1.0 g de suelo (Yong, 1992). (Cuadro 2).

Cuadro 2. Condiciones de trabajo para la extracción secuencial.

| Fracción | Condiciones de extracción |
|--------------------------------|---|
| Intercambiable | CaCl 0.05M y pH=7 |
| Ligada a carbonatos | CH ₃ COONH ₄ 1.0M y pH=5 |
| Ligada a óxidos | NH ₂ OH.HCl 0.1M y pH=3 |
| Ligada a materia orgánica | H ₂ O ₂ al 10% y pH=2 |
| Residual | HNO ₃ :H ₂ SO ₄ :H ₂ ClO ₄ (3:1:1) |
| Determinación de cada fracción | Absorción atómica, Varian Spectra 200 |

Cuantificación de metales pesados en tejido vegetal.

En un matraz Kjeldahl de 30 mL se colocó medio gramo de la muestra a tratar y se le agregaron 4 mL de la mezcla triácida (HNO₃: H₂SO₄: H₂ClO₄ 5:1:1), y se puso en el digestor a punto de ebullición, se reguló la temperatura para evitar que el contenido se derramara, cuando el volumen de los ácidos se redujo, se dejó enfriar y se le pusieron otros 4 mL de mezcla triácida, se colocó por dos horas a reflujo lento, pasado este tiempo se le agregaron 5mL de peróxido de hidrógeno y continuó la ebullición a reflujo lento, el color de la solución cambió hasta convertirse en incoloro, cuando se aclaró la muestra se dejó enfriar y se aforó a 50 mL con agua desionizada. De manera paralela se procesó una muestra blanco y se preparó una curva de calibración en concentraciones para cada uno de los elementos. La cuantificación de metales en los extractos se realizó por espectroscopia de absorción atómica en las condiciones de trabajo que se indica para cada metal (Cuadro 3).

Cuadro 3. Condiciones de trabajo durante la determinación de cada metal pesado por absorción atómica.

| Condiciones de trabajo | Cd | Cu | Pb | Ni | Fe |
|-----------------------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| Longitud de onda(λ)nm | 228.8 | 324.8 | 217.0 | 341.5 | 372.0 |
| Ancho de onda espectral (slit) nm | 0.5 | 0.5 | 1.0 | 0.1 | 0.1 |
| Estequiometría de la flama | Air/Acetylene | Air/Acetylene | Air/Acetylene | Air/Acetylene | Air/Acetylene |
| Corriente de la lámpara Ma | 5.0 | 10.0 | 11.0 | 4.0 | 5.0 |



Análisis estadístico

Se realizaron gráficas para describir las tendencias de las propiedades físicas y químicas del suelo. También se realizó una prueba t de student para encontrar las diferencias significativas entre las concentraciones por época y una prueba F de Fisher para el análisis de las desviaciones estándar.

Se elaboró un análisis de correlación de Pearson, para identificar cuáles eran las propiedades físicas o químicas que podían tener una relación directa con las concentraciones de los metales.

También se realizó un Análisis de Varianza (ANOVA) de un factor con el paquete estadístico Statgraphics Plus versión 5.0 (Cervantes *et al.* 2006), para determinar las diferencias significativas entre: temporadas, especies y órganos, se hizo una prueba de Tukey a los parámetros que fueron significativamente diferentes con $P < 0.05$.

Resultados

En la figura 2 se muestran los valores de importancia de las halófitas del área de estudio con base en estos, se determinó cuales son las cinco dominantes, teniendo como resultado que *Cynodon dactylon*, *Hordeum jubatum*, *Chenopodium berlandieri*, *Chenopodium dessoratum*, son las más abundantes y están ordenadas de forma descendente, *Spergularia marina* se incluyó en el estudio por ser una especie que no se presenta con frecuencia en este tipo de ecosistema.

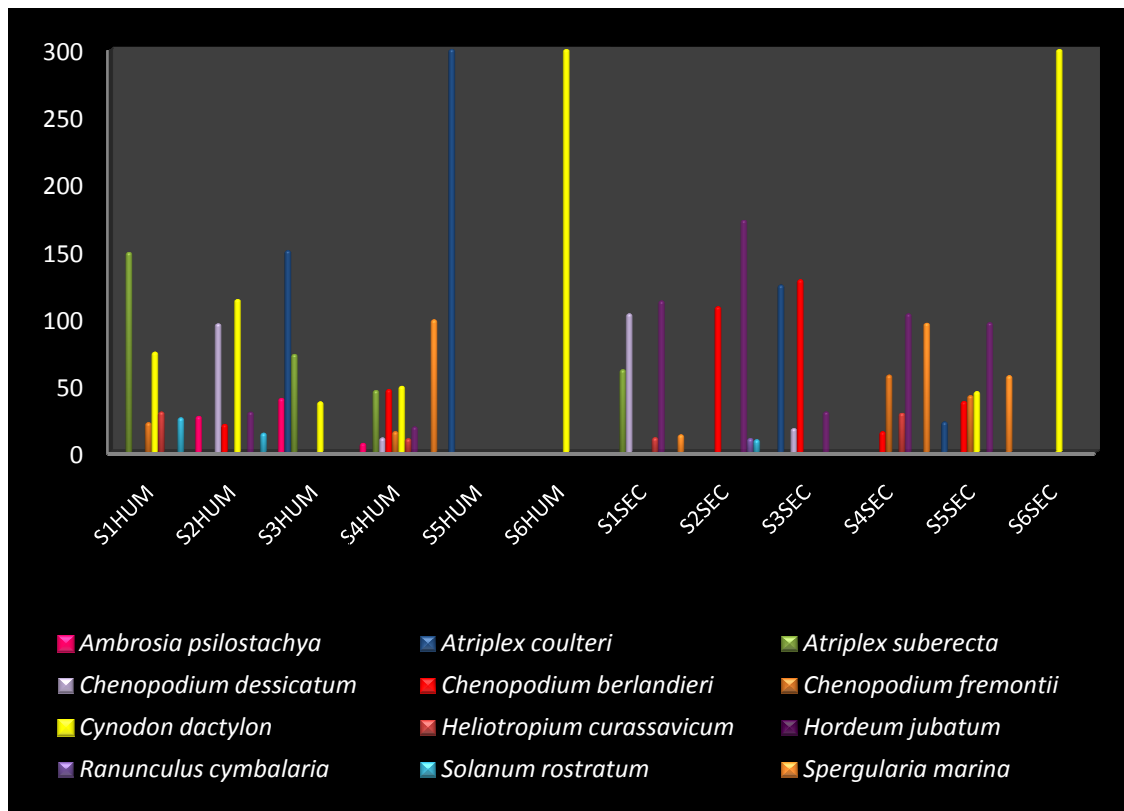


Figura 2. Valores de importancia de las halófitas.



Propiedades físicas y químicas.

En la figura 3 se muestra el comportamiento del pH activo y potencial de los suelos salinos estudiados, puede observarse que ambos parámetros descienden cuantitativamente al incrementarse la profundidad, se encontró que el pH activo varía de 8.38 a 8.33 (0.05 unidades) en época seca, mientras que, en la época húmeda la variación es de 8.21 a 7.92 (0.29 unidades), en el caso del pH potencial las variaciones son mas importantes en época seca, estas oscilan de 8.12 a 7.75 (0.37 unidades) y en húmeda de 7.95 a 7.65 (0.3 unidades). Es decir, el pH activo varía más que el pH potencial y los cambios son mayores en la época seca en el caso del pH activo y en época húmeda en el pH potencial. La figura 4 muestra las diferencias en la prueba t y F del pH activo.

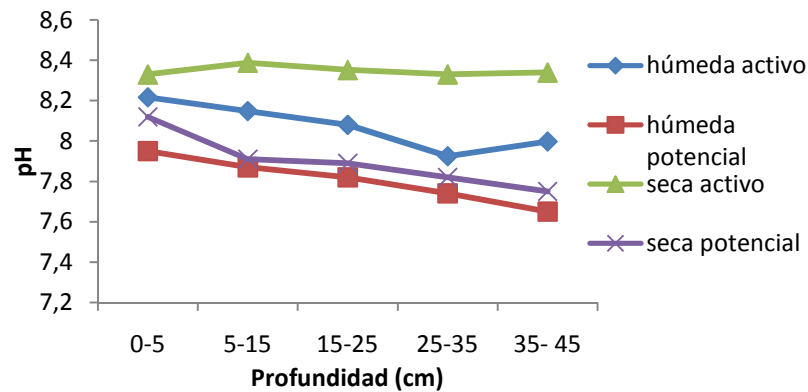


Figura 3. Valores de pH activo y potencial época húmeda y seca.

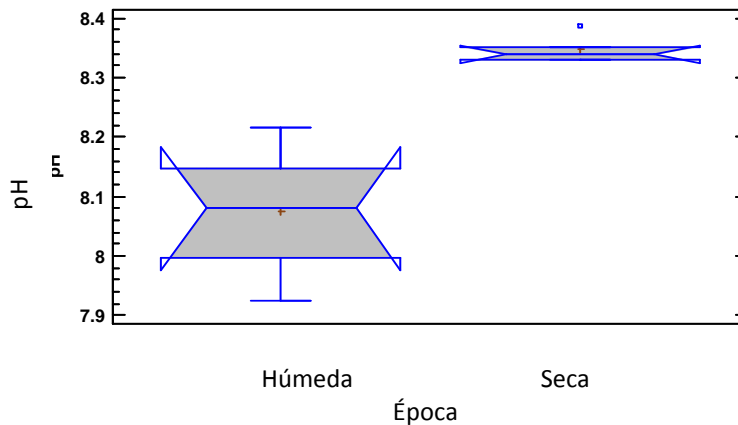


Figura 4. Diagrama de caja que muestra diferencias significativas en la prueba t y en la F de pH activo.

En la figura 5 se observa el comportamiento de la materia orgánica, esta tiende a disminuir a medida que se incrementa la profundidad, se encontró que los valores significativos se presentan en época húmeda y varían de 5.91% a 1.96% y en época seca van de 5.61% a 1.93%.

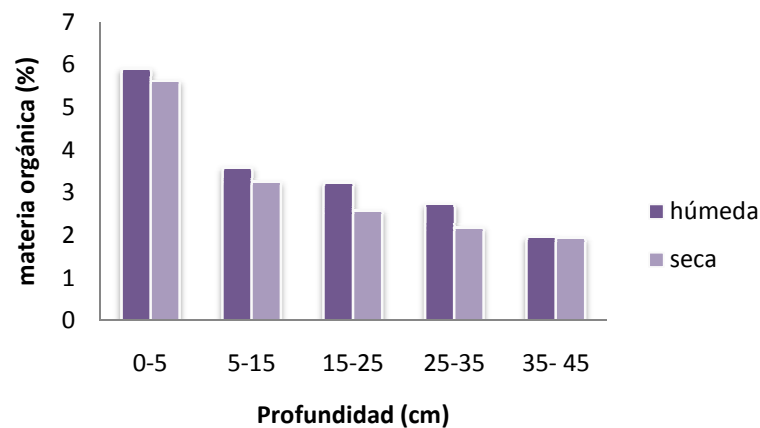


Figura 5. Porcentaje de materia orgánica en suelo época húmeda y estiaje.

En la figura 6, se muestra la capacidad de intercambio catiónico, puede observarse que se presenta un descenso de este parámetro a medida que se incrementa la profundidad del suelo, el suelo superficial tiene valores hasta $22.50 \text{ meq } 100^{-1}$ más altos respecto a la profundidad de 45 cm en época seca, mientras que, en la húmeda la diferencia no es superior a los $17.20 \text{ meq } 100^{-1}$. Se encontró que la CIC es ligeramente mayor en época húmeda respecto a la época seca.

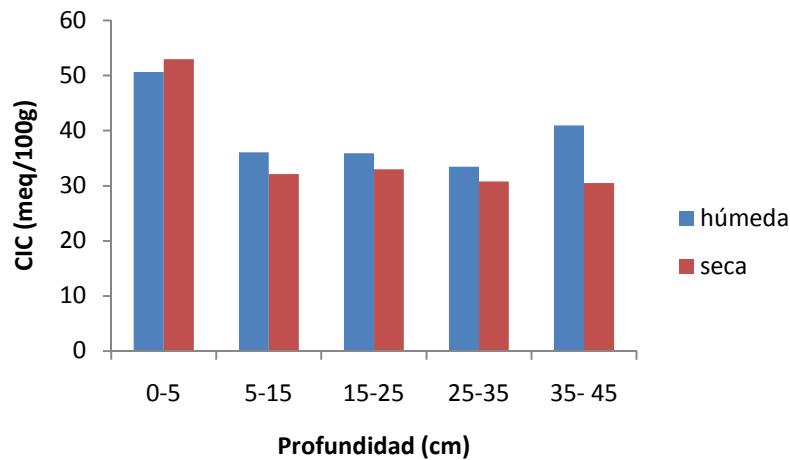


Figura 6. Valores de CIC en temporada húmeda y seca.

En la figura 7 se observa el comportamiento de la conductividad eléctrica, esta tiende a disminuir conforme se incrementa la profundidad. Los valores más elevados se encuentran en la época seca y varían de 112.12 a 30.94 (81.18 unidades), en tanto que en la época húmeda se tienen valores de 27.41 a 18.50 (8.91 unidades). La figura 8 muestra las diferencias en la prueba F.

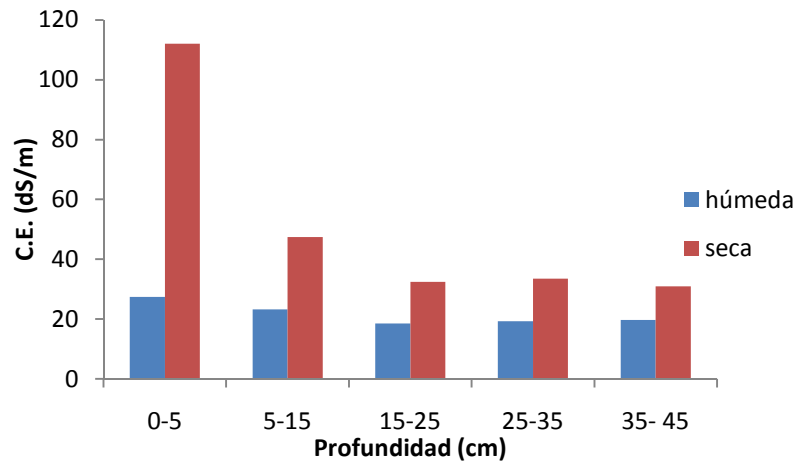


Figura 7. Conductividad eléctrica en la época húmeda y seca.

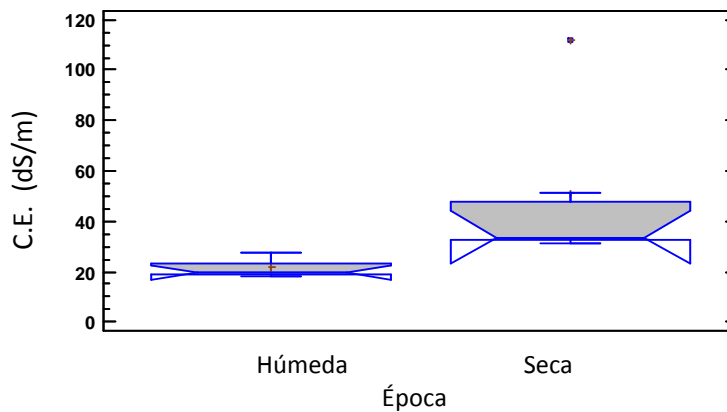


Figura 8. Diagrama de caja que muestra las diferencias de la C.E. en la prueba F.

Con relación a la retención de humedad de los suelos estudiados, se registró que esta tiende a disminuir conforme se incrementa la profundidad, los valores oscilan entre 63.70% a 56.72%. Debemos notar que este parámetro es muy homogéneo a lo largo del perfil en el área de estudio pues no varía en más de 7% (Figura 9).

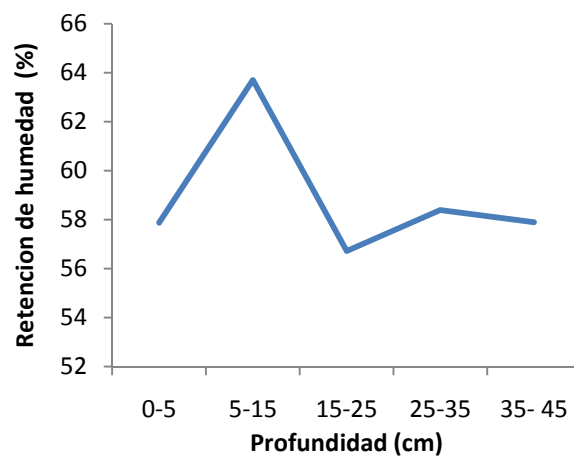


Figura 9. Porcentaje de retención de humedad.



Los contenidos de arcilla, limo y arena no tienen mucha variación entre profundidades, se registró una textura de migajón arcilloso a lo largo de todo el perfil, con variaciones en el contenido de arcilla entre 31.25% a 34.77%, los limos y las arenas tienen una distribución similarmente homogénea con la profundidad (Cuadro 4).

Cuadro 4. Porcentajes de arcillas, limo y arena.

| Profundidad | Arcillas % | Limo % | Arena % | Textura |
|-------------|------------|--------|---------|-------------------|
| 0-5 cm | 31,89 | 28,54 | 39,56 | Migajón arcilloso |
| 5-15 cm | 33,96 | 32,54 | 33,49 | Migajón arcilloso |
| 15-25 cm | 33,75 | 32,99 | 33,25 | Migajón arcilloso |
| 25-35 cm | 31,25 | 32,12 | 34,63 | Migajón arcilloso |
| 35-45 cm | 34,77 | 29,90 | 35,32 | Migajón arcilloso |

El comportamiento de los carbonatos y bicarbonatos en época húmeda es descendente con respecto a la profundidad, en el caso de los bicarbonatos los valores están entre 0.66 a 0.26 meq*100g⁻¹ (0.40 unidades) por otra parte, las concentraciones de los carbonatos (0.14 a 0.02 meq*100g⁻¹) son menores respecto a los bicarbonatos (Figura 10).

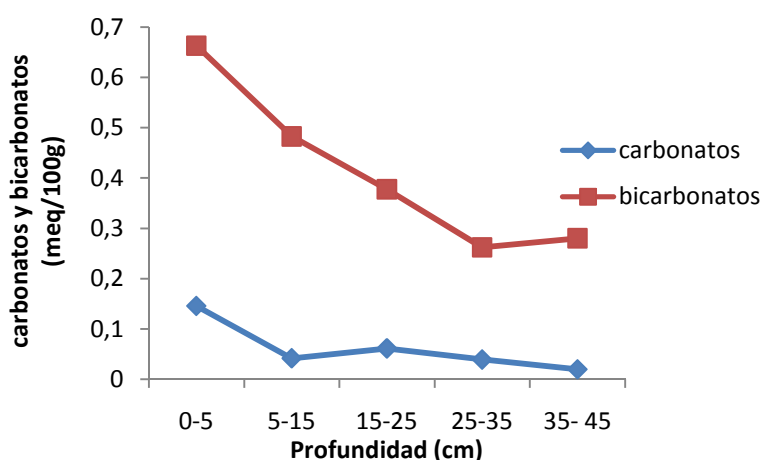


Figura 10. Valores de los HCO₃⁻ y CO₃²⁻ época húmeda.

En la época seca estos dos parámetros tienen un comportamiento muy similar al de la época húmeda, del mismo modo, en este periodo los bicarbonatos superan en concentración a los carbonatos en todas las profundidades del suelo que fueron analizadas (Figura 11). La figura 12 muestra las diferencias en la prueba t de los bicarbonatos.

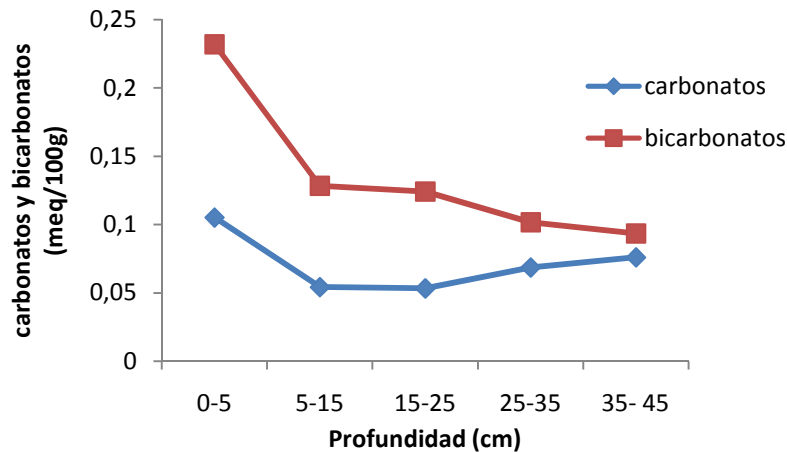


Figura 11. Comportamiento de los HCO_3^- y CO_3^{2-} época seca.

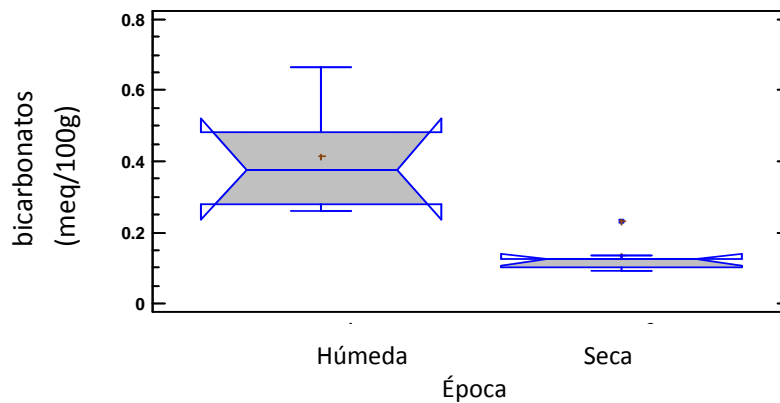


Figura 12. Diagrama de caja que muestra diferencias en los HCO_3^- en la prueba t.

Los cloruros descienden con la profundidad en ambas épocas, sin embargo, durante la época seca este anión se concentra en la superficie del suelo alcanzando valores de hasta $31.55 \text{ meq } 100\text{g}^{-1}$, aproximadamente el doble de su concentración que en la época húmeda y respecto al resto de las profundidades (Figura 13). Un comportamiento equivalente tienen los sulfatos (Figura 14 y 15). La figura 16 muestra diferencias de los sulfatos en las pruebas t y F.

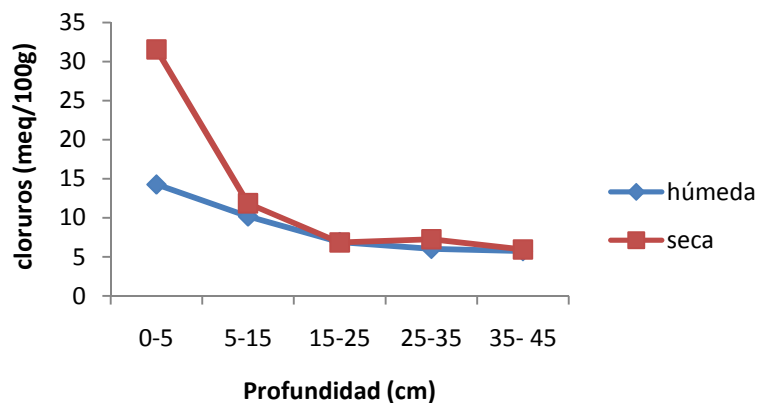


Figura 13. Concentración de los Cl^- en época seca y húmeda.

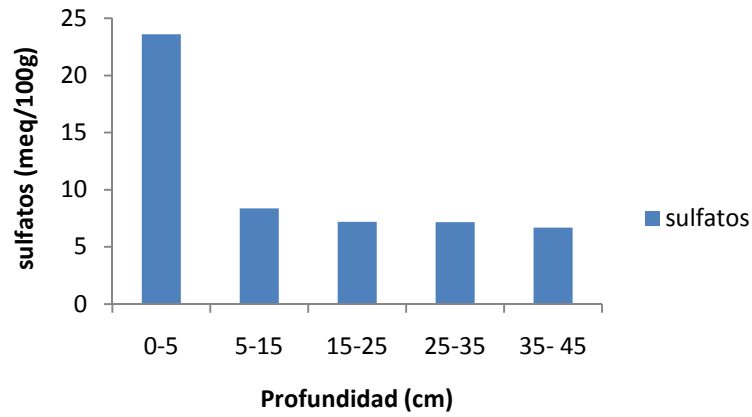


Figura 14. Concentración de SO_4^{2-} época seca.

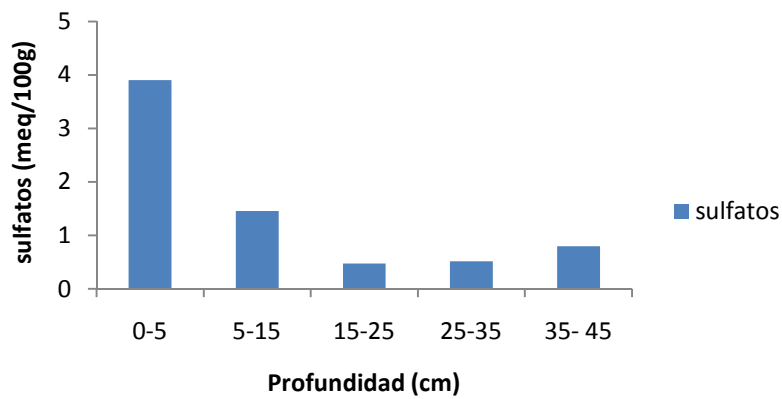


Figura 15. Concentración de los SO_4^{2-} en época húmeda.

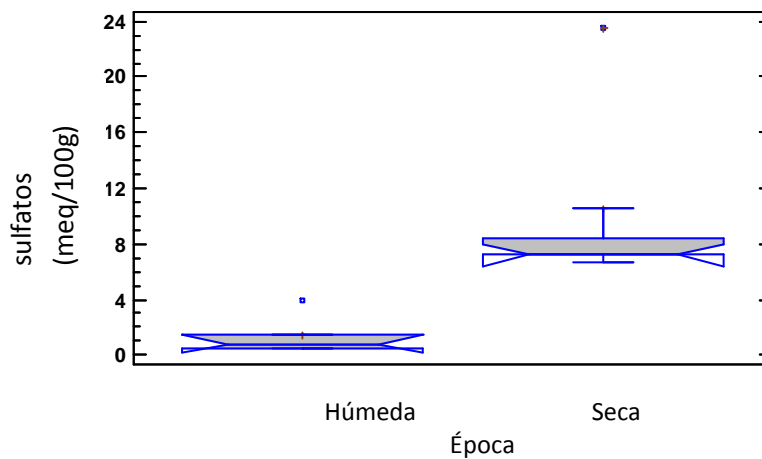


Figura 16. Diagrama de caja que muestra diferencias significativas en los SO_4^{2-} con la prueba F y la prueba t.



En la figura 17 se muestran las concentraciones de sodio, calcio, magnesio y potasio, estos cationes tienden a disminuir conforme se incrementa la profundidad, se registró que en los primeros 5 cm hay una ligera disminución. De los cuatro cationes, el sodio está marcadamente más concentrado en todas las profundidades, el calcio y el magnesio tienen un comportamiento y concentraciones muy similares en todos los espesores de suelo analizados.

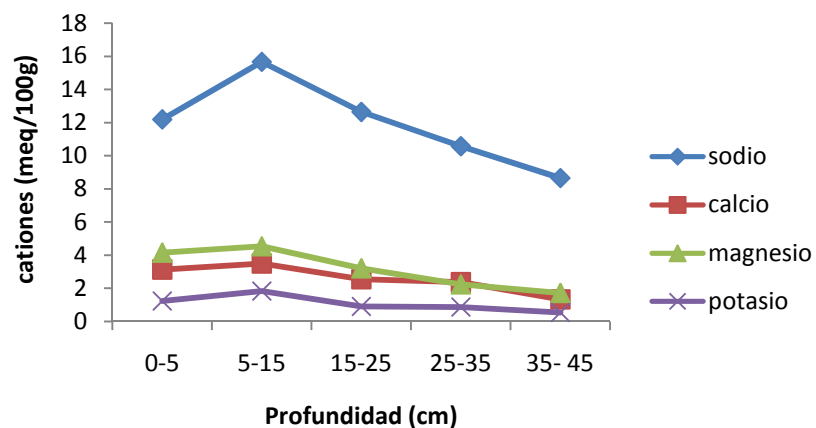


Figura 17. Concentración de los cationes Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , y K^+ en época húmeda.

En la figura 18 se muestran la concentración de calcio y potasio en época seca, estas tienden a disminuir conforme se incrementa la profundidad, en el caso del calcio se tienen valores que van de 2.60 a 1.23 $\text{meq} \cdot 100\text{g}^{-1}$ (1.37 unidades), por su parte el potasio presenta valores más altos que en época húmeda que están entre 5.60 a 1.20 $\text{meq} \cdot 100\text{g}^{-1}$ (4.40 unidades). Se observa que el potasio es casi tres veces más concentrado en la superficie que en cualquier otra profundidad.

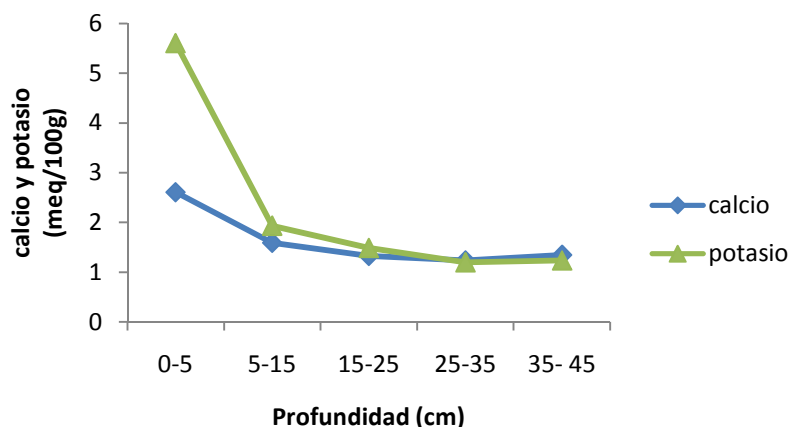


Figura 18. Concentración de Ca^{2+} y K^+ en época seca.

El sodio y el magnesio tienen un comportamiento muy similar, sin embargo sus concentraciones son con mucho mayores a las del potasio y calcio, los dos tienden a acumularse en la superficie del suelo donde se encontraron concentraciones dos o más veces más altas al resto de las profundidades analizadas (Figura 19). Las figuras 20, 21 y 22 muestran las diferencias del Na, Mg y K en la prueba F.



BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN HALÓFITAS DOMINANTES DE MAGUEY BLANCO, VALLE DEL MEZQUITAL, IXMIQUILPAN, HIDALGO.

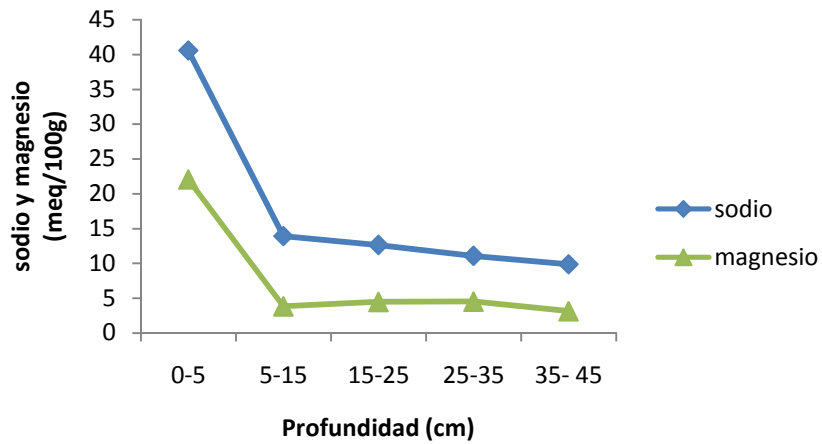


Figura 19. Concentración de Na^+ y Mg^{2+} en temporada seca.

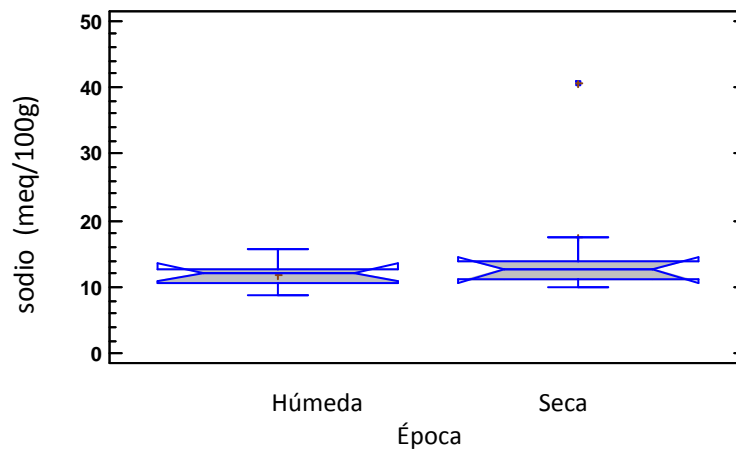


Figura 20. Diagrama de caja que muestra las diferencias significativas en el Na^+ en la prueba F.

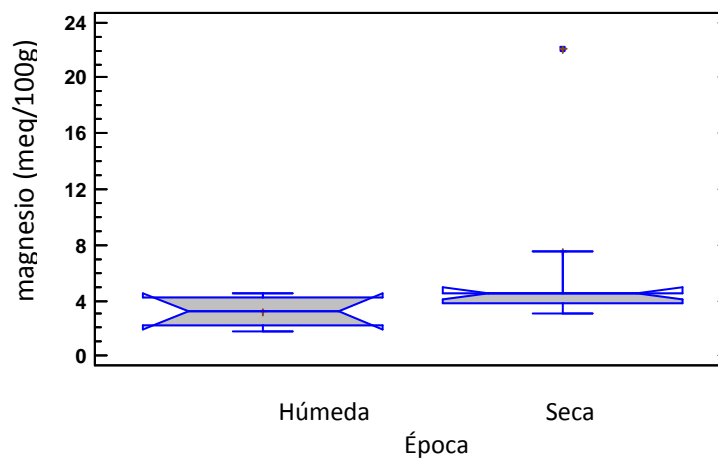


Figura 21. Diagrama de caja que muestra las diferencias significativas del Mg^{2+} en la prueba F.

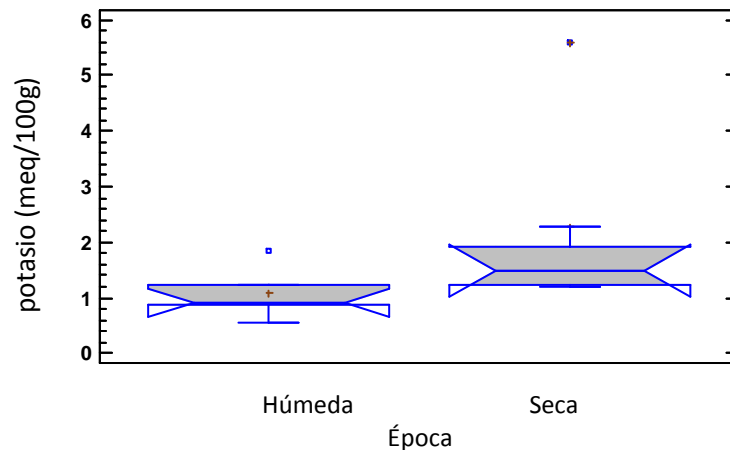


Figura 22. Diagrama de caja que muestra las diferencias significativas del K⁺ en la prueba F.

Los cuadros 5 y 6 muestran los valores de las propiedades físicas, químicas y los aniones en ambas épocas.

Cuadro 5. Propiedades físicas y químicas del suelo en época húmeda y seca.

| Profundidad | Época | pH | pH potencial | M.O. (%) | C.I.C meq/100g | Textura | Retención de humedad (%) | C.E dS m ⁻¹ |
|-------------|--------|------|--------------|----------|----------------|-------------------|--------------------------|------------------------|
| 0-5 cm | Húmeda | 8,21 | 7,95 | 5,91 | 50,63 | Migajón arcilloso | 57,88 | 27,41 |
| 5-15 cm | Húmeda | 8,14 | 7,87 | 3,59 | 36,08 | Migajón arcilloso | 63,70 | 23,2 |
| 15-25 cm | Húmeda | 8,08 | 7,82 | 3,24 | 35,91 | Migajón arcilloso | 56,72 | 18,5 |
| 25-35 cm | Húmeda | 7,92 | 7,74 | 2,72 | 33,48 | Migajón arcilloso | 58,39 | 19,22 |
| 35-45 cm | Húmeda | 7,99 | 7,65 | 1,96 | 40,95 | Migajón arcilloso | 57,89 | 19,71 |
| 0-5 cm | Seca | 8,33 | 8,12 | 5,61 | 52,94 | Migajón arcilloso | 57,88 | 112,12 |
| 5-15 cm | Seca | 8,38 | 7,91 | 3,25 | 32,11 | Migajón arcilloso | 63,70 | 47,43 |
| 15-25 cm | Seca | 8,35 | 7,89 | 2,57 | 32,97 | Migajón arcilloso | 56,72 | 32,39 |
| 25-35 cm | Seca | 8,33 | 7,82 | 2,17 | 30,77 | Migajón arcilloso | 58,39 | 33,49 |
| 35-45 cm | Seca | 8,33 | 7,75 | 1,93 | 30,47 | Migajón arcilloso | 57,89 | 30,94 |



Cuadro 6. Concentraciones de cationes y aniones época húmeda y seca.

| Profundidad (cm) | Época | CO ₃ ²⁻ | HCO ₃ ⁻ | Cl ⁻ | SO ₄ ²⁻ | Na ⁺ | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | K ⁺ |
|------------------|--------|-------------------------------|-------------------------------|-----------------|-------------------------------|-----------------|------------------|------------------|----------------|
| | | meq/100g | | | | | | | |
| 0-5 | Húmeda | 0,146 | 0,663 | 14,27 | 3,90 | 12,18 | 3,13 | 4,15 | 1,23 |
| 5-15 | Húmeda | 0,041 | 0,482 | 10,16 | 1,45 | 15,65 | 3,49 | 4,53 | 1,84 |
| 15-25 | Húmeda | 0,061 | 0,377 | 6,89 | 0,47 | 12,63 | 2,54 | 3,20 | 0,91 |
| 25-35 | Húmeda | 0,039 | 0,262 | 6,03 | 0,51 | 10,57 | 2,36 | 2,23 | 0,88 |
| 35-45 | Húmeda | 0,020 | 0,280 | 5,74 | 0,79 | 8,65 | 1,33 | 1,72 | 0,54 |
| 0-5 | Seca | 0,105 | 0,232 | 31,55 | 23,59 | 40,55 | 2,60 | 22,03 | 5,60 |
| 5-15 | Seca | 0,054 | 0,128 | 11,86 | 8,38 | 13,90 | 1,59 | 3,84 | 1,93 |
| 15-25 | Seca | 0,053 | 0,124 | 6,85 | 7,19 | 12,64 | 1,32 | 4,46 | 1,48 |
| 25-35 | Seca | 0,068 | 0,101 | 7,26 | 7,17 | 11,08 | 1,23 | 4,50 | 1,20 |
| 35-45 | Seca | 0,075 | 0,093 | 5,95 | 6,70 | 9,87 | 1,34 | 3,14 | 1,23 |

Extracción secuencial.

La fracción intercambiable en ambas épocas y la residual en época seca presentaron un comportamiento descendente, el cadmio ligado a carbonatos y a óxidos en época seca así como el residual en época húmeda se incrementaron con relación a la profundidad, en tanto que en época húmeda el cadmio ligado a óxidos y a carbonatos presentó una tendencia descendente, el cadmio unido a M.O. en ambas temporadas se incrementó con la profundidad. (Cuadro 7). Las diferencias significativas en la prueba F se encontraron en el Cd intercambiable y en la t en el residual (Figuras 23 y 24).

Cuadro 7. Concentraciones de cadmio en las fracciones de la extracción secuencial.

| Profundidad | Cd intercambiable meq/ 100g | Cd ligado a carbonatos meq/100g | Cd ligado a óxidos meq/100g | Cd unido a M.O. meq/100g | Cd residual meq/100g |
|--------------|-----------------------------|---------------------------------|-----------------------------|--------------------------|----------------------|
| Época húmeda | | | | | |
| 0-5 cm | 0,346 | 0,042 | 0,124 | 0,069 | 0,265 |
| 5-15 cm | 0,306 | 0,039 | 0,115 | 0,062 | 0,288 |
| 15 -25cm | 0,291 | 0,039 | 0,124 | 0,069 | 0,282 |
| 25-35cm | 0,327 | 0,039 | 0,129 | 0,074 | 0,307 |
| 35-45cm | 0,332 | 0,037 | 0,119 | 0,064 | 0,318 |
| Época seca | | | | | |
| 0-5 cm | 0,329 | 0,037 | 0,120 | 0,067 | 0,252 |
| 5-15 cm | 0,330 | 0,040 | 0,126 | 0,071 | 0,252 |
| 15 -25cm | 0,322 | 0,042 | 0,131 | 0,064 | 0,268 |
| 25-35cm | 0,330 | 0,042 | 0,131 | 0,058 | 0,258 |
| 35-45cm | 0,329 | 0,040 | 0,149 | 0,072 | 0,231 |

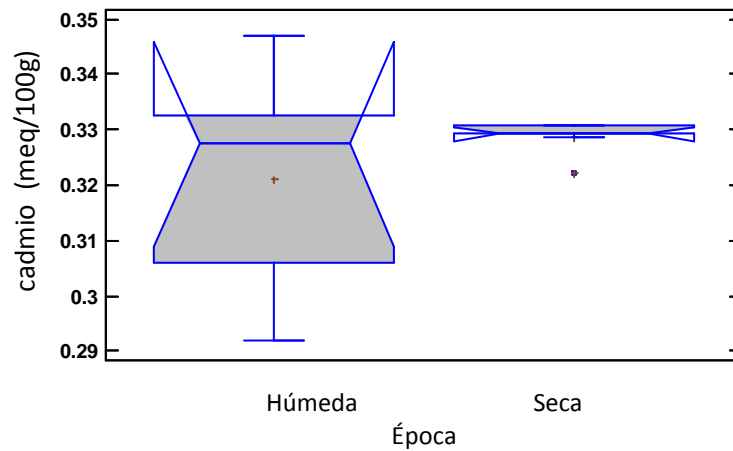


Figura 23. Diagrama de caja que muestra las diferencias significativas del Cd^{2+} intercambiable en la prueba F.

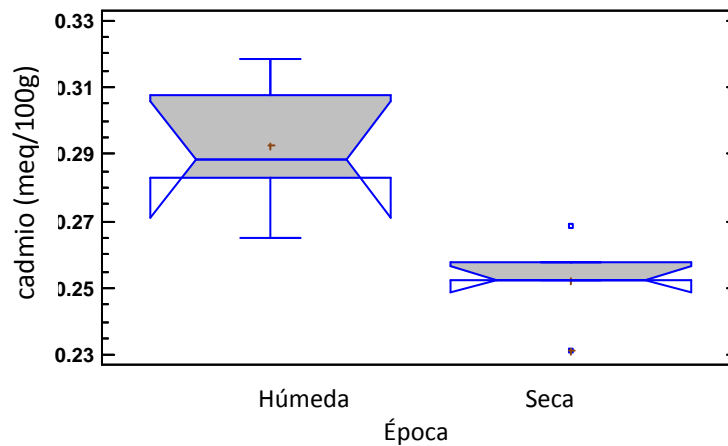


Figura 24. Diagrama de caja que muestra las diferencias significativas del Cd^{2+} residual en la prueba t.

El plomo intercambiable en la época húmeda tiene un comportamiento descendente con relación a la profundidad, el plomo ligado a óxidos sólo se detectó en la muestra más superficial en época húmeda, en la época seca se registró en las dos más profundas con tendencia a incrementarse, la fracción residual en época húmeda se detectó en las dos muestras más superficiales y tiende a disminuir con la profundidad, en la época seca sólo se detectó en la muestra que va de 25 a 35 cm (Cuadro 8). Las diferencias significativas en la prueba F se encontraron en el Pb residual y en la prueba t en el intercambiable (Figuras 25 y 26).



Cuadro 8. Concentraciones de plomo en las fracciones de la extracción secuencial.

| Profundidad | Pb intercambiable meq/100g | Pb ligado a carbonatos meq/100g | Pb ligado a óxidos meq/100g | Pb unido a M.O. meq/100g | Pb residual meq/100g |
|--------------|----------------------------|---------------------------------|-----------------------------|--------------------------|----------------------|
| Época húmeda | | | | | |
| 0-5 cm | 2,181 | 0 | 0,038 | 0 | 10,097 |
| 5-15 cm | 1,409 | 0 | 0 | 0 | 11,062 |
| 15-25 cm | 0,057 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 25-35 cm | 0,057 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 35-45 cm | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Época seca | | | | | |
| 0-5 cm | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 5-15 cm | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 15-25 cm | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 25-35 cm | 0 | 0 | 0,057 | 0 | 1,795 |
| 35-45 cm | 0 | 0 | 0,086 | 0 | 0 |

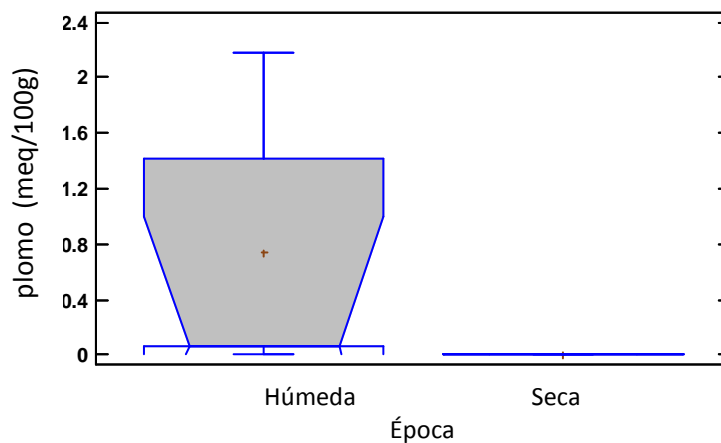


Figura 25. Diagrama de caja que muestra las diferencias significativas del Pb^{2+} intercambiable de la prueba t.

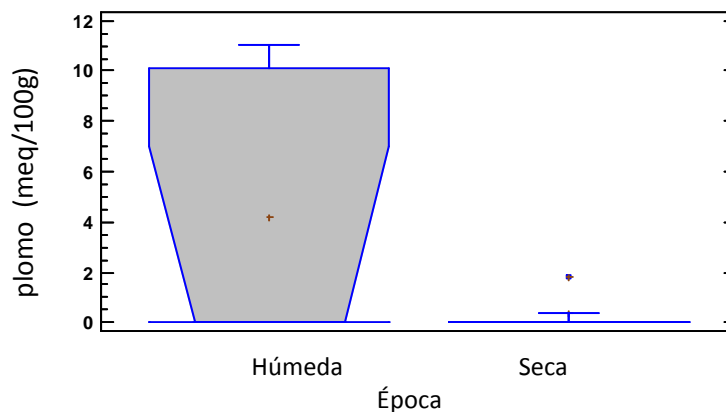


Figura 26. Diagrama de caja que muestra las diferencias significativas del Pb^{2+} residual de la prueba F.



El cobre intercambiable y ligado a óxidos, se registró en ambas épocas y con un comportamiento descendente con respecto a la profundidad, el cobre ligado a carbonatos sólo se encontró en las muestras superficiales teniendo la mayor concentración que, en la época seca, la fracción residual en época húmeda presenta un comportamiento descendente con respecto a la profundidad, mientras que, en la época seca el comportamiento es inverso (Cuadro 9). Se encontraron diferencias significativas en la prueba F para el Cu intercambiable, ligado a carbonatos y residual (Figuras 27, 28 y 29).

Cuadro 9. Concentraciones de cobre en las fracciones de la extracción secuencial.

| Profundidad | Cu intercambiable meq/100g | Cu ligado a carbonatos meq/100g | Cu ligado a óxidos meq/100g | Cu unido a M.O. meq/100g | Cu residual meq/100g |
|--------------|-------------------------------|------------------------------------|--------------------------------|-----------------------------|-------------------------|
| Época húmeda | | | | | |
| 0-5 cm | 0,786 | 0,003 | 0,192 | 0 | 0,295 |
| 5-15 cm | 0,579 | 0 | 0,122 | 0 | 0,412 |
| 15-25 cm | 0,531 | 0 | 0,198 | 0 | 0,346 |
| 25-35 cm | 0,481 | 0 | 0,182 | 0 | 0,245 |
| 35-45 cm | 0,481 | 0 | 0,088 | 0 | 0,185 |
| Época seca | | | | | |
| 0-5 cm | 0,701 | 0,034 | 0,616 | 0 | 0,261 |
| 5-15 cm | 0,661 | 0 | 0,613 | 0 | 0,299 |
| 15-25 cm | 0,657 | 0 | 0,198 | 0 | 0,232 |
| 25-35 cm | 0,651 | 0 | 0,179 | 0 | 0,424 |
| 35-45 cm | 0,692 | 0 | 0,173 | 0 | 0,387 |

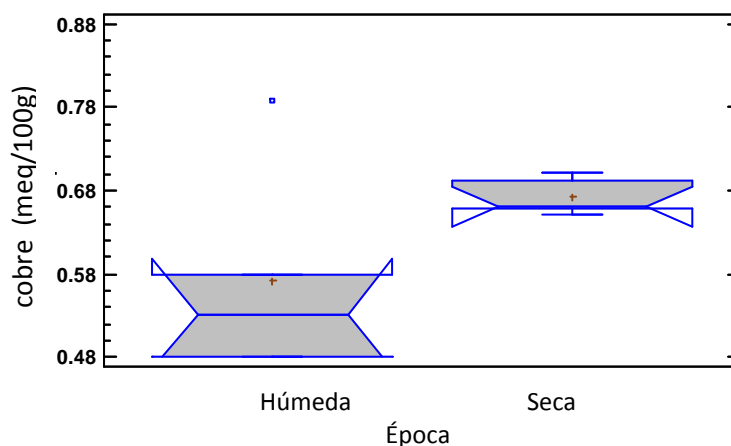


Figura 27. Diagrama de caja que muestra las diferencias significativas del Cu²⁺ intercambiable en la prueba F.

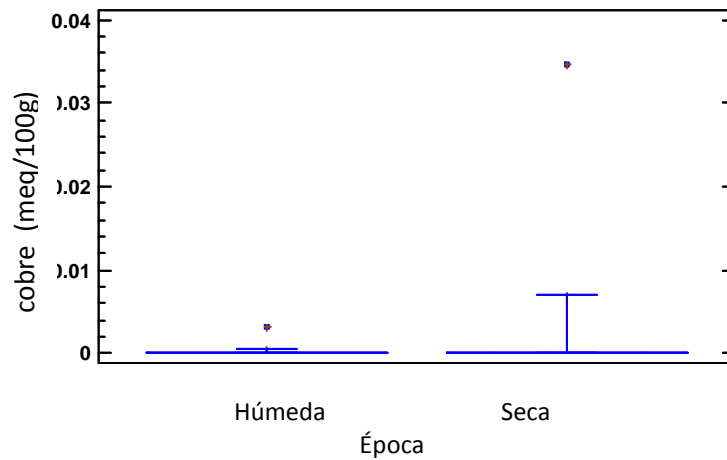


Figura 28. Diagrama de caja que muestra las diferencias significativas del Cu^{2+} ligado a carbonatos en la prueba F.

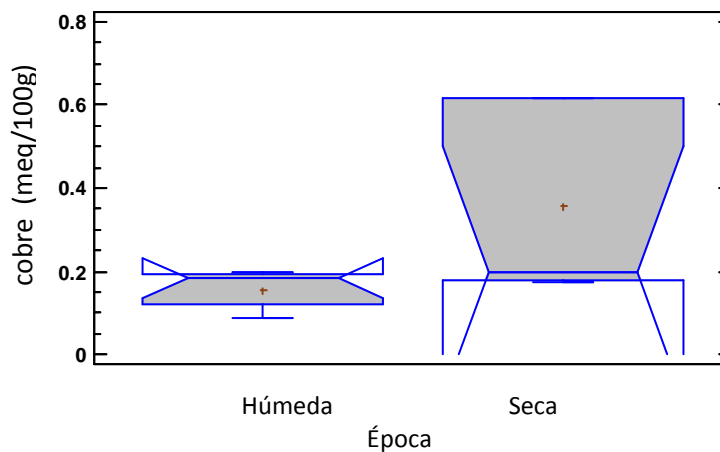


Figura 29. Diagrama de caja que muestra las diferencias significativas del Cu^{2+} ligado a óxidos con la prueba F.

El hierro intercambiable, ligado a carbonatos, a óxidos y el residual en las dos épocas tienden a disminuir con la profundidad, mientras que, el hierro unido a M.O. se incrementó con respecto a la profundidad en ambas épocas (Cuadro 10). Se registraron diferencias significativas en la prueba F del Fe intercambiable y ligado a carbonatos (Figuras 30 y 31).



Cuadro 10. Concentraciones de hierro en las fracciones de la extracción secuencial.

| Profundidad | Fe intercambiable meq/100g | Fe ligado a carbonatos meq/100g | Fe ligado a óxidos meq/100g | Fe unido a M.O. meq/100g | Fe residual meq/100g |
|--------------|----------------------------|---------------------------------|-----------------------------|--------------------------|----------------------|
| Época húmeda | | | | | |
| 0-5 cm | 2,750 | 11,862 | 0,616 | 0,014 | 113,338 |
| 5-15 cm | 1,797 | 1,131 | 0,898 | 0,232 | 130,565 |
| 15-25 cm | 2,406 | 0,429 | 0,558 | 0,175 | 141,597 |
| 25-35 cm | 1,772 | 0,555 | 0,612 | 0,383 | 131,318 |
| 35-45 cm | 1,747 | 0,934 | 0,505 | 0,834 | 80,565 |
| Época seca | | | | | |
| 0-5 cm | 1,840 | 1,296 | 0,809 | 0,487 | 88,911 |
| 5-15 cm | 1,833 | 1,099 | 0,601 | 0,315 | 137,263 |
| 15-25 cm | 1,654 | 0,580 | 0,580 | 0,068 | 145,322 |
| 25-35 cm | 1,654 | 1,643 | 0,744 | 0,247 | 137,908 |
| 35-45 cm | 1,629 | 0,322 | 0,698 | 1,092 | 92,707 |

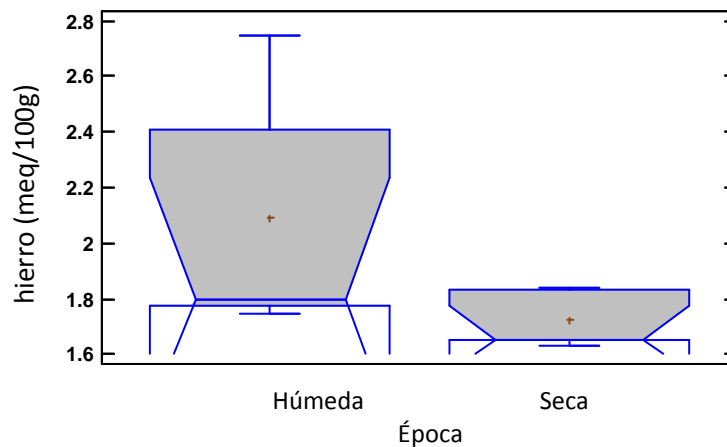


Figura 30. Diagrama de caja que muestra las diferencias significativas del Fe²⁺ intercambiable en la prueba F.

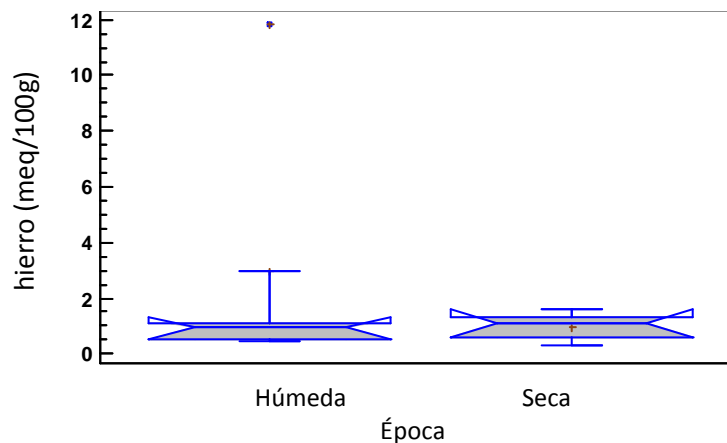


Figura 31. Diagrama de caja que muestra las diferencias significativas del Fe²⁺ ligado a carbonatos en la prueba F.



El níquel intercambiable en ambas épocas y ligado a óxidos en época húmeda presentó un comportamiento descendente con respecto a la profundidad, mientras que, en época seca cuando está ligado a óxidos tiende a incrementarse con la profundidad, en el caso del níquel residual en época húmeda presentó un comportamiento ascendente, en tanto que en época seca se detectó un comportamiento descendente (Cuadro 11). Se observaron diferencias significativas en la prueba t en caso del Ni intercambiable y residual (Figuras 32 y 33).

Cuadro 11. Concentraciones de níquel en las fracciones de la extracción secuencial.

| Profundidad | Ni intercambiable meq/100g | Ni ligado a carbonatos meq/100g | Ni ligado a óxidos meq/100g | Ni unido a M.O. meq/100g | Ni residual meq/100g |
|--------------|----------------------------|---------------------------------|-----------------------------|--------------------------|----------------------|
| Época húmeda | | | | | |
| 0-5 cm | 2,139 | 0 | 0,408 | 0 | 0,957 |
| 5-15 cm | 2,051 | 0 | 0,470 | 0 | 1,005 |
| 15-25 cm | 1,925 | 0 | 0,357 | 0 | 1,022 |
| 25-35 cm | 1,935 | 0 | 0,327 | 0 | 1,028 |
| 35-45 cm | 1,884 | 0 | 0,245 | 0 | 0,991 |
| Época seca | | | | | |
| 0-5 cm | 1,897 | 0 | 0,293 | 0 | 0,807 |
| 5-15cm | 1,747 | 0 | 0,248 | 0 | 0,865 |
| 15-25 cm | 1,816 | 0 | 0,299 | 0 | 0,967 |
| 25-35 cm | 1,816 | 0 | 0,357 | 0 | 0,957 |
| 35-45cm | 1,795 | 0 | 0,306 | 0 | 0,793 |

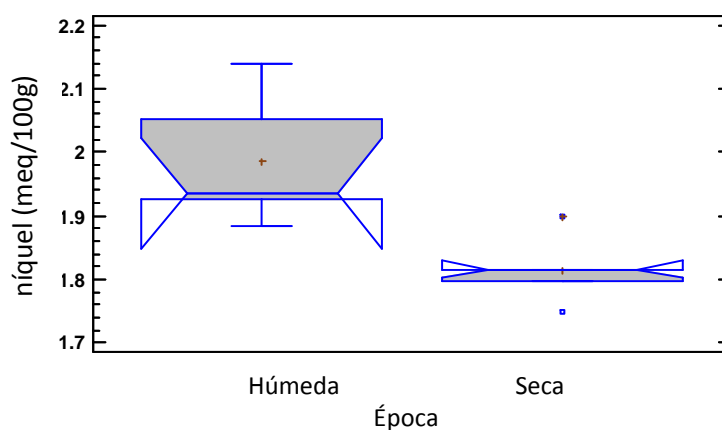


Figura 32. Diagrama de caja que muestra las diferencias significativas del Ni²⁺ intercambiable en la prueba t.

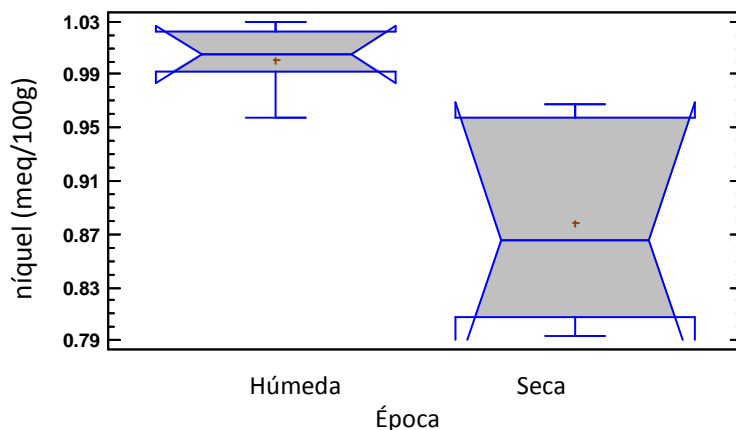


Figura 33. Diagrama de caja que muestra las diferencias significativas del Ni²⁺ residual en la prueba t.

Cuadro 12. Correlaciones entre propiedades físicas, químicas y metales pesados.

| Parámetros | r | P | Parámetros | r | P |
|--|--------|-------|--|--------|-------|
| pH - Cd residual | -.8974 | .0004 | Cl ⁻ - SO ₄ ⁻² | .8655 | .0012 |
| pH - Cu intercambiable | .7989 | .0056 | Cl ⁻ - Na ⁺ | .9558 | .0000 |
| pH potencial - M.O. | .8217 | .0035 | Cl ⁻ - Mg ⁺² | .9502 | .0000 |
| pH potencial - C.E. | .7983 | .0056 | Cl ⁻ - K ⁺ | .9518 | .0000 |
| pH potencial - Cl ⁻ | .8766 | .0009 | Cl ⁻ - Cu ligado a carbonatos | .9516 | .0000 |
| pH potencial - SO ₄ ⁻² | .7827 | .0074 | SO ₄ ⁻² - Na ⁺ | .8810 | .0008 |
| pH potencial - Na ⁺ | .8223 | .0035 | SO ₄ ⁻² - Mg ⁺² | .9212 | .0002 |
| pH potencial - Mg ⁺² | .8094 | .0046 | SO ₄ ⁻² - K ⁺ | .9280 | .0001 |
| pH potencial - K ⁺ | .8438 | .0021 | SO ₄ ⁻² - Cu ligado a carbonatos | .8875 | .0006 |
| M.O. - C.I.C. | .8559 | .0016 | SO ₄ ⁻² - Cu ligado a óxidos | .7777 | .0081 |
| M.O. - CO ₃ ⁻² | .7872 | .0069 | SO ₄ ⁻² - Ni residual | -.7606 | .0106 |
| M.O. - Cl ⁻ | .7968 | .0058 | Na ⁺ - Mg ⁺² | .9885 | .0000 |
| C.I.C. - Cl ⁻ | .7764 | .0083 | Na ⁺ - K ⁺ | .9857 | .0000 |
| C.E. - Cl ⁻ | .9308 | .0001 | Na ⁺ - Cu ligado a carbonatos | .9732 | .0000 |
| C.E. - SO ₄ ⁻² | .9773 | .0000 | Ca ⁺ - Ni intercambiable | .8648 | .0012 |
| C.E. - Na ⁺ | .9462 | .0000 | Mg ⁺² - K ⁺ | .9794 | .0000 |
| C.E. - Mg ⁺² | .9625 | .0000 | Mg ⁺² - Cu ligado a carbonatos | .9857 | .0000 |
| C.E. - K ⁺ | .9719 | .0000 | K ⁺ - Cu ligado a carbonatos | .9511 | .0000 |
| C.E. - Cu ligado a carbonatos | .9448 | .0000 | Cd ligado a óxidos - Pb ligado a óxidos | .7678 | .0095 |
| C.E. - Cu ligado a óxidos | .8170 | .0039 | Cd residual - Cu intercambiable | -.8239 | .0034 |
| CO ₃ ⁻² - Cu intercambiable | .8470 | .0020 | Cd residual - Ni residual | .8148 | .0041 |
| CO ₃ ⁻² - Fe ligado a carbonatos | .7806 | .0077 | Pb intercambiable - Pb residual | .9492 | .0000 |
| HCO ₃ ⁻¹ - Ca ⁺ | .8440 | .0021 | Pb intercambiable - Fe ligado a carbonatos | .8294 | .0030 |
| HCO ₃ ⁻¹ - Pb intercambiable | .8824 | .0007 | Pb intercambiable - Ni intercambiable | .8786 | .0008 |
| HCO ₃ ⁻¹ - Pb residual | .7987 | .0056 | Pb residual - Ni intercambiable | .8207 | .0036 |
| HCO ₃ ⁻¹ - Fe intercambiable | .8090 | .0046 | Fe intercambiable - Fe ligado a carbonatos | .7753 | .0084 |
| HCO ₃ ⁻¹ - Ni intercambiable | .9639 | .0000 | | | |

Se observó que el metal con un mayor número de correlaciones es el Cu, seguido por el Pb, Ni, Fe y Cd, en tanto que, las concentraciones en época húmeda son Fe>Pb>Ni>Cu>Cd, con base en lo anterior podemos decir que la disponibilidad (absorción) está en el siguiente orden Pb>Fe>Cu>Ni>Cd. Por otra, parte en época seca las concentraciones fueron las siguientes Fe>Ni>Cu>Cd>Pb, por lo tanto, la disponibilidad de los metales es la siguiente Cu>Fe>Ni>Pb>Cd.



Con respecto a los aniones presentes en el suelo encontramos que la presencia de estos fue $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{CO}_3^{2-}$, esto con relación a la concentración que presentan y al número de correlaciones, por lo tanto los compuestos principales de los metales pesados en época húmeda son:

$\text{PbCl}_2 > \text{PbSO}_4 > \text{Pb}(\text{HCO}_3)_2 > \text{PbCO}_3$,
 $\text{FeCl}_2 > \text{FeSO}_4 > \text{Fe}(\text{HCO}_3)_2 > \text{FeCO}_3$,
 $\text{CuCl}_2 > \text{CuSO}_4 > \text{Cu}(\text{HCO}_3)_2 > \text{CuCO}_3$,
 $\text{NiCl}_2 > \text{NiSO}_4 > \text{Ni}(\text{HCO}_3)_2 > \text{NiCO}_3$,
 $\text{CdCl}_2 > \text{CdSO}_4 > \text{Cd}(\text{HCO}_3)_2 > \text{CdCO}_3$

En tanto que en época seca son los siguientes:

$\text{CuCl}_2 > \text{CuSO}_4 > \text{Cu}(\text{HCO}_3)_2 > \text{CuCO}_3$,
 $\text{FeCl}_2 > \text{FeSO}_4 > \text{Fe}(\text{HCO}_3)_2 > \text{FeCO}_3$,
 $\text{NiCl}_2 > \text{NiSO}_4 > \text{Ni}(\text{HCO}_3)_2 > \text{NiCO}_3$,
 $\text{PbCl}_2 > \text{PbSO}_4 > \text{Pb}(\text{HCO}_3)_2 > \text{PbCO}_3$,
 $\text{CdCl}_2 > \text{CdSO}_4 > \text{Cd}(\text{HCO}_3)_2 > \text{CdCO}_3$.

Bioacumulación.

En la época húmeda *Chenopodium dessoratum* y *Chenopodium berlandieri* presentan un comportamiento similar en la acumulación de los metales en sus tejidos, la raíz es el órgano principal acumulador de cobre y hierro observando que *Ch. dessoratum* presenta una mayor concentración de hierro y *Ch. berlandieri* tiene más afinidad en bioacumular cobre (Figuras 42 y 46). Por otra parte las dos especies acumulan plomo y níquel en la hoja, sin embargo, entre ambas especies hay diferencia pues *Ch. dessoratum* acumula más plomo mientras que *Ch. berlandieri* acumula más al níquel (Figuras 34 y 38).

Hordeum jubatum y *Cinodon dactylon* presentan una acumulación similar de plomo, hierro y cobre, los dos primeros tienden a acumularse en la raíz. Cabe señalar que el plomo se encontró en mayor concentración en la raíz de *H. jubatum*, mientras que, el hierro se bioacumula más en la raíz de *C. dactylon*. El cobre se acumula más en la hoja de ambas especies, sin embargo, las mayores concentraciones se encontraron en *H. jubatum* (Figuras 34, 42 y 46). Por otra parte el níquel se bioacumula en la raíz de *H. jubatum*, pero en el caso de *C. dactylon* la cantidad de este metal es mayor en la hoja (Figura 38).

En *Spergularia marina* los principales órganos de acumulación son hoja y raíz, la hoja contiene al níquel y el plomo (Figuras 34 y 38), en tanto que la raíz absorbe al hierro y el cobre (Figuras 42 y 46), se observó que la acumulación de los metales pesados en esta especie es similar a la de *Ch. dessoratum* y *Ch. berlandieri*.



Cuadro 13. Concentraciones de metales pesados en las especies vegetales época húmeda.

| Especie | Órgano vegetal | Pb meq/100g | Cu meq/100g | Fe meq/100g | Ni meq/100g |
|------------------------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| <i>Chenopodium dessicatum</i> | Tallo | 1.787 | 1.221 | 6.676 | 2.126 |
| | Raíz | 1.478 | 1.888 | 42.421 | 2.030 |
| | Hoja | 2.367 | 1.435 | 21.848 | 2.262 |
| <i>Chenopodium berlandieri</i> | Tallo | 0.861 | 1.208 | 7.937 | 2.030 |
| | Raíz | 1.054 | 1.800 | 200.429 | 2.289 |
| | Hoja | 2.328 | 1.208 | 20.716 | 2.848 |
| <i>Hordeum jubatum</i> | Tallo | 1.363 | 1.082 | 14.928 | 2.112 |
| | Raíz | 1.594 | 1.284 | 64.756 | 2.643 |
| | Hoja | 1.131 | 1.548 | 29.498 | 2.194 |
| <i>Cynodon dactylon</i> | Tallo | 1.131 | 0.415 | 15.730 | 1.880 |
| | Raíz | 1.208 | 0.969 | 66.905 | 2.494 |
| | Hoja | 1.092 | 1.045 | 52.593 | 2.616 |
| <i>Spergularia marina</i> | Tallo | 0.745 | 1.120 | 16.475 | 2.235 |
| | Raíz | 0.359 | 1.536 | 95.129 | 2.330 |
| | Hoja | 0.899 | 1.158 | 37.607 | 2.616 |

En la época seca el plomo está siendo acumulado en una mayor cantidad en el tallo en todas las especies vegetales a excepción de *Chenopodium dessicatum* que se acumula en la raíz (Figura 35). Cobre, hierro y níquel se acumulan principalmente en la raíz (Figuras 39, 43 y 47), en *Ch. berlandieri* el níquel está siendo acumulado en el tallo (Figura 39).

Se observó que *Hordeum jubatum* y *Cynodon dactylon* siguen teniendo similitudes en la forma de acumular a los metales pesados en sus órganos, *Chenopodium dessicatum* y *Ch. berlandieri* difieren en la acumulación de plomo y níquel, mientras que *Spergulari marina* presenta un comportamiento similar al de *H. jubatum* y *C. dactylon* (Figuras 37,41,45,49).

Cuadro 14. Concentraciones de metales pesados en las especies vegetales época seca.

| Especie | Órgano vegetal | Pb meq/100g | Cu meq/100g | Fe meq/100g | Ni meq/100g |
|------------------------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| <i>Chenopodium dessicatum</i> | Tallo | 1.324 | 0.541 | 5.845 | 1.867 |
| | Raíz | 4.259 | 1.108 | 53.982 | 3.229 |
| | Hoja | 2.019 | 0.528 | 18.194 | 2.494 |
| <i>Chenopodium berlandieri</i> | Tallo | 1.865 | 0.629 | 7.793 | 2.248 |
| | Raíz | 1.401 | 0.780 | 41.833 | 2.139 |
| | Hoja | 1.671 | 0.491 | 15.773 | 2.221 |
| <i>Hordeum jubatum</i> | Tallo | 4.297 | 0.289 | 23.825 | 2.180 |
| | Raíz | 2.675 | 1.095 | 254.154 | 2.998 |
| | Hoja | 1.594 | 0.994 | 18.051 | 2.344 |
| <i>Cynodon dactylon</i> | Tallo | 1.363 | 0.012 | 8.237 | 2.262 |
| | Raíz | 1.208 | 0.692 | 123.925 | 2.821 |
| | Hoja | 0.745 | 0.503 | 26.103 | 2.303 |
| <i>Spergularia marina</i> | Tallo | 2.173 | 0.616 | 16.618 | 2.044 |
| | Raíz | 1.826 | 1.145 | 130.945 | 2.671 |
| | Hoja | 1.980 | 0.516 | 39.025 | 2.507 |

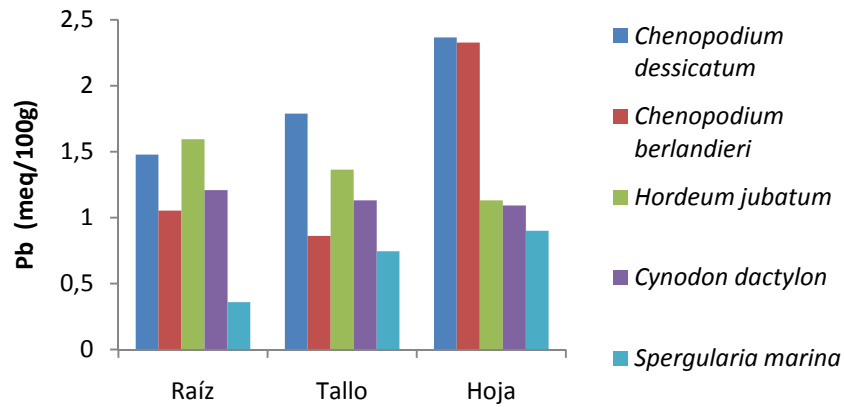


Figura 34. Acumulación del plomo en los diferentes órganos de las especies vegetales estudiadas, época húmeda.

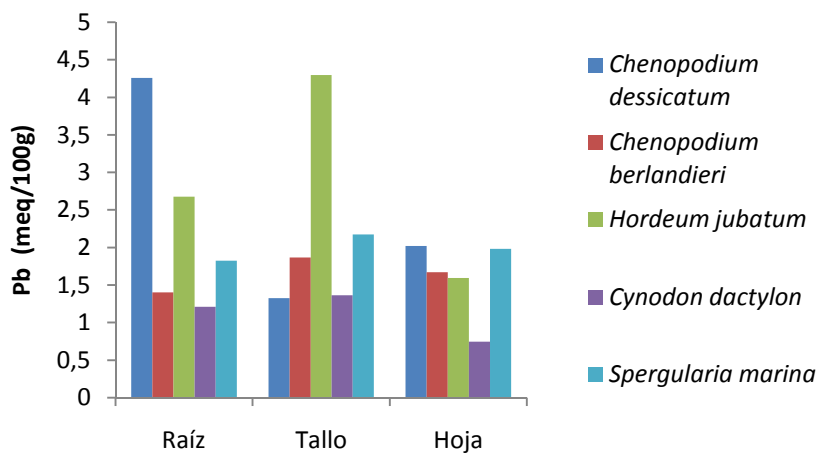


Figura 35. Acumulación del plomo en los diferentes órganos de las especies vegetales estudiadas, época seca.

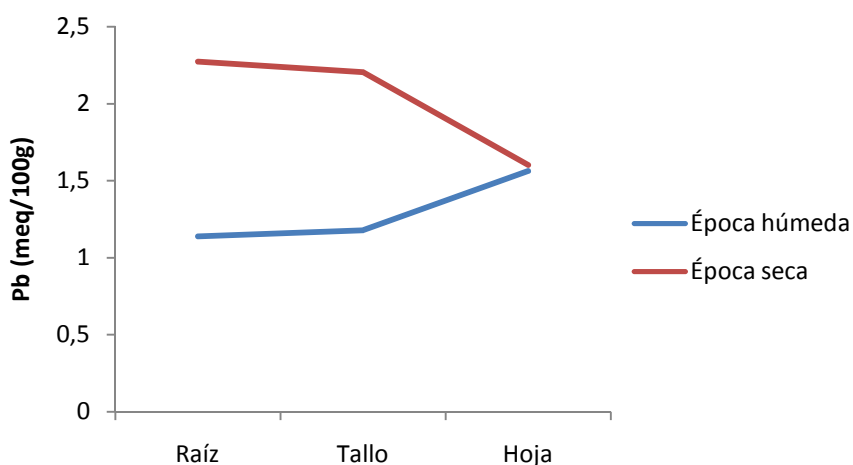


Figura 36. Acumulación del plomo en órganos vegetales en las diferentes épocas.

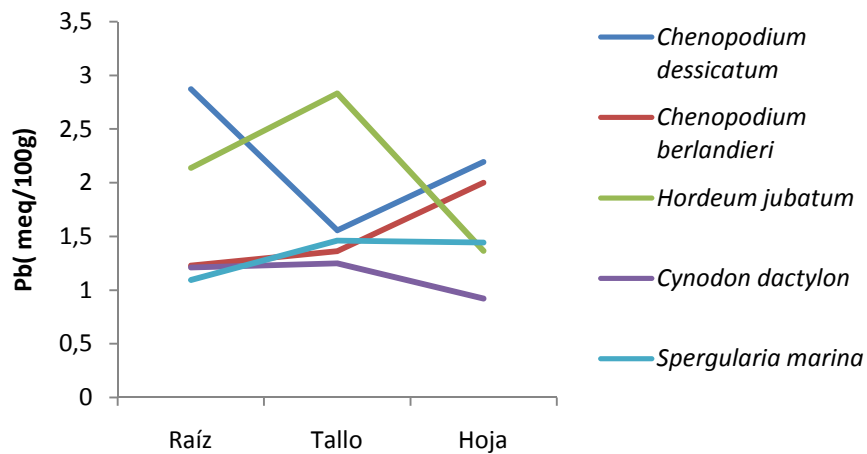


Figura 37. Comportamiento del plomo en las especies vegetales estudiadas.

Cuadro 15. Análisis estadístico para los valores de plomo en órganos, temporadas y especies, mostrándose en la cuarta columna aquellos con diferencias significativas.

| Factor | Parámetro | Anova (p= 0.05) | Prueba de Tukey (95% de confianza) |
|-----------|------------------|-----------------|------------------------------------|
| Órgano | Pb ⁺² | 0,915 | |
| Temporada | Pb ⁺² | 0,022 | T1≠T2 |
| Especie | Pb ⁺² | 0,107 | |

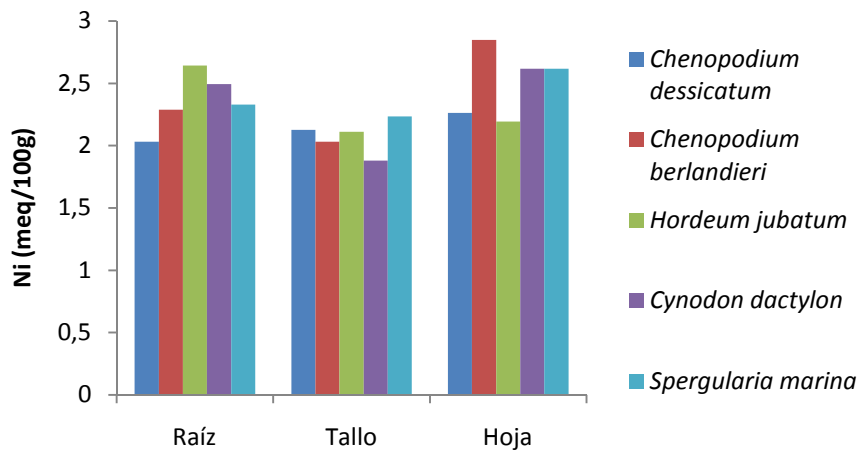


Figura 38. Acumulación del níquel en los diferentes órganos de las especies vegetales estudiadas, época húmeda.



BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN HALÓFITAS DOMINANTES DE MAGUEY BLANCO, VALLE DEL MEZQUITAL, IXMIQUILPAN, HIDALGO.

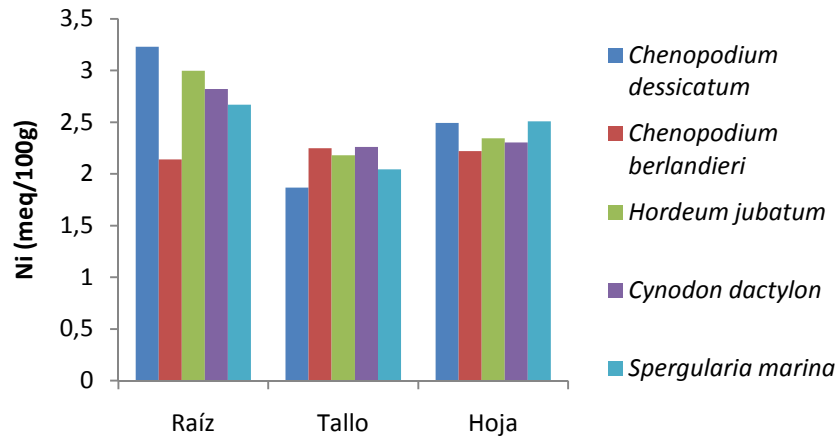


Figura 39. Acumulación del níquel en los diferentes órganos de las especies vegetales estudiadas, época seca.

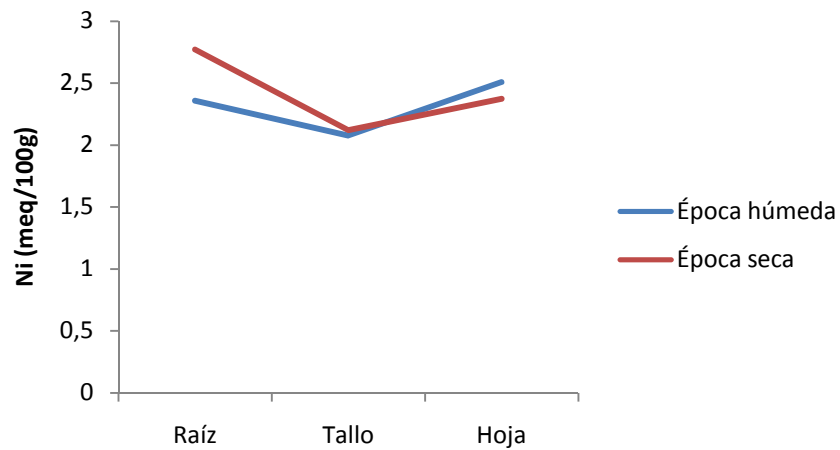


Figura 40. Acumulación del níquel en órganos vegetales en las diferentes épocas.

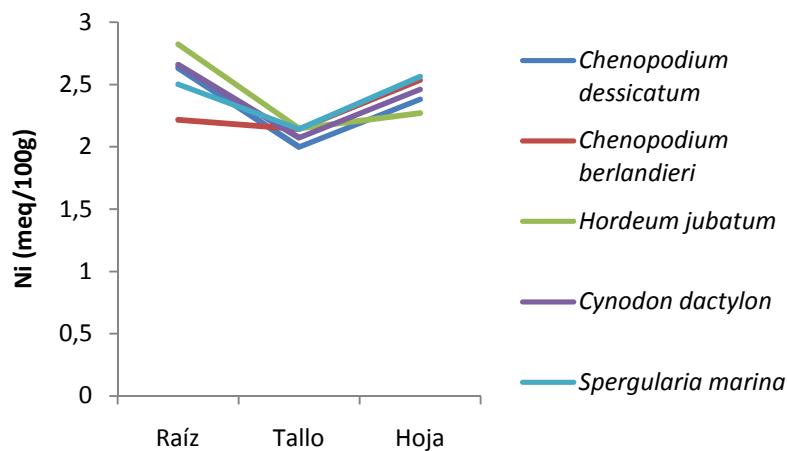


Figura 41. Comportamiento del níquel en las especies vegetales estudiadas.



Cuadro 16. Análisis estadístico para los valores de níquel en órganos, temporadas y especies, mostrándose en la cuarta columna aquellos con diferencias significativas.

| Factor | Parámetro | Anova ($p= 0.05$) | Prueba de Tukey (95% de confianza) |
|-----------|------------------|---------------------|------------------------------------|
| Órgano | Ni ⁺² | 0,012 | O1≠O2 |
| Temporada | Ni ⁺² | 0,308 | |
| Especie | Ni ⁺² | 0,929 | |

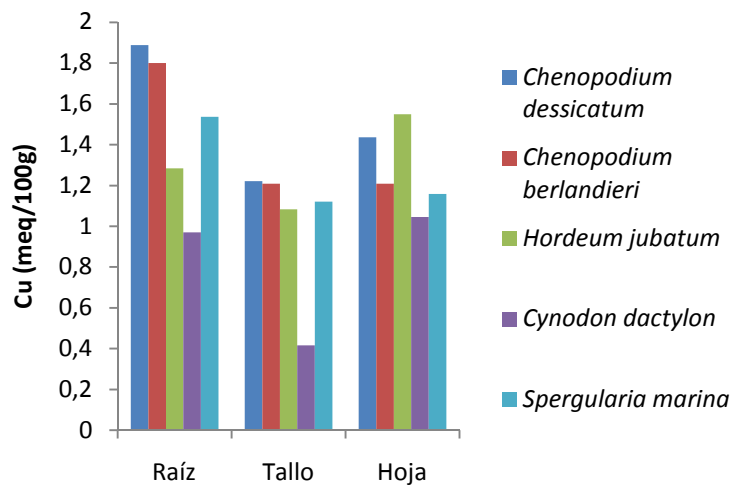


Figura 42. Acumulación del cobre en los diferentes órganos de las especies vegetales estudiadas, época húmeda.

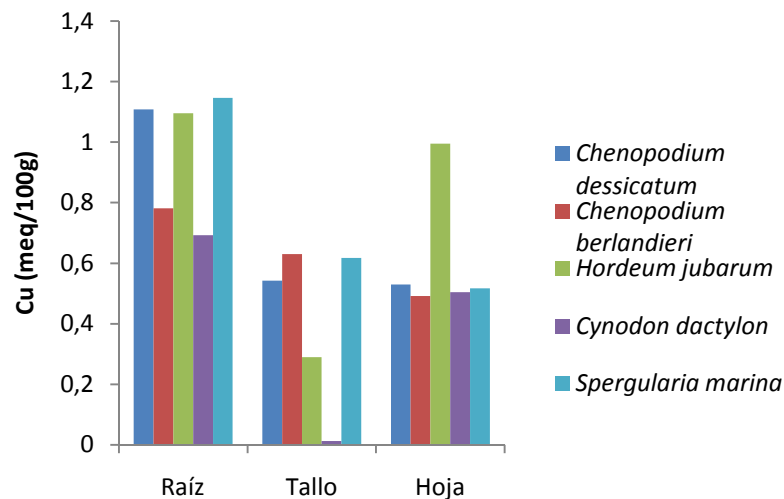


Figura 43. Acumulación del cobre en los diferentes órganos de las especies vegetales estudiadas, época seca.

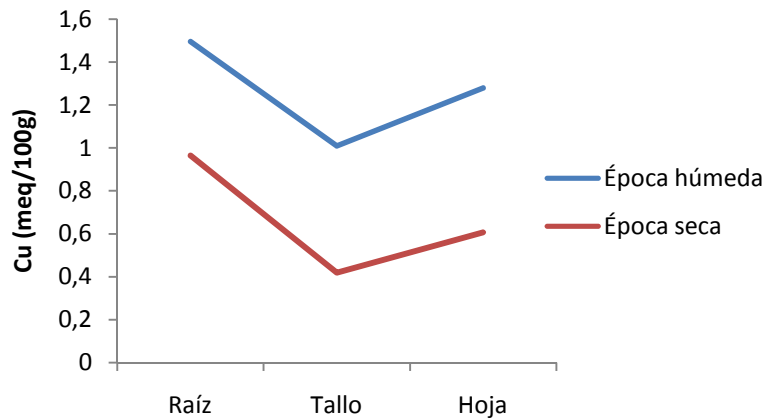


Figura 44. Acumulación del cobre en órganos vegetales en las diferentes épocas.

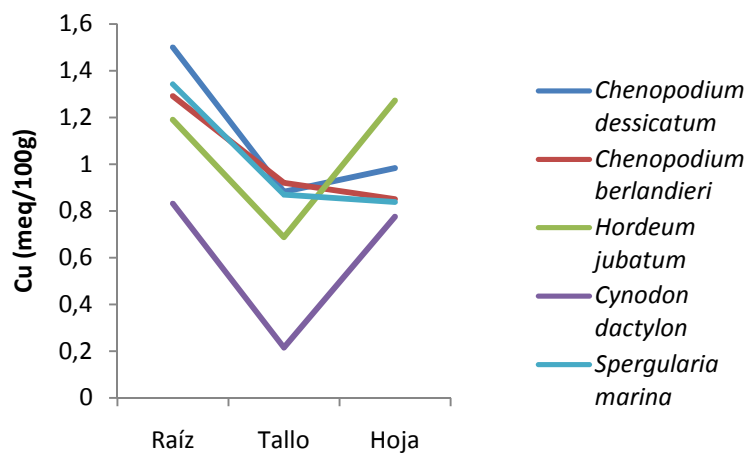


Figura 45. Comportamiento del cobre en las especies vegetales.

Cuadro 17. Análisis estadístico para los valores de cobre en órganos, temporadas y especies, mostrándose en la cuarta columna aquellos con diferencias significativas.

| Factor | Parámetro | Anova (p= 0.05) | Prueba de Tukey (95% de confianza) |
|-----------|------------------|-----------------|------------------------------------|
| Órgano | Cu ⁺² | 0,000 | O1≠O2≠O3 |
| Temporada | Cu ⁺² | 0,000 | T1≠T2 |
| Especie | Cu ⁺² | 0,001 | E5≠E1,E2,E3,E4 |

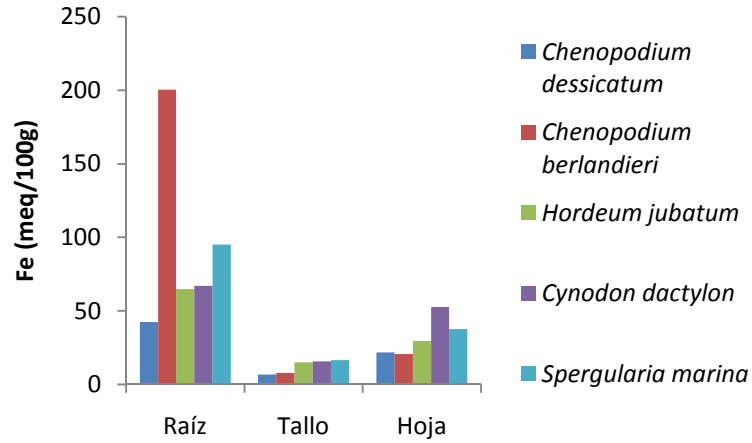


Figura 46. Acumulación del hierro en los diferentes órganos de las especies vegetales estudiadas, época húmeda.

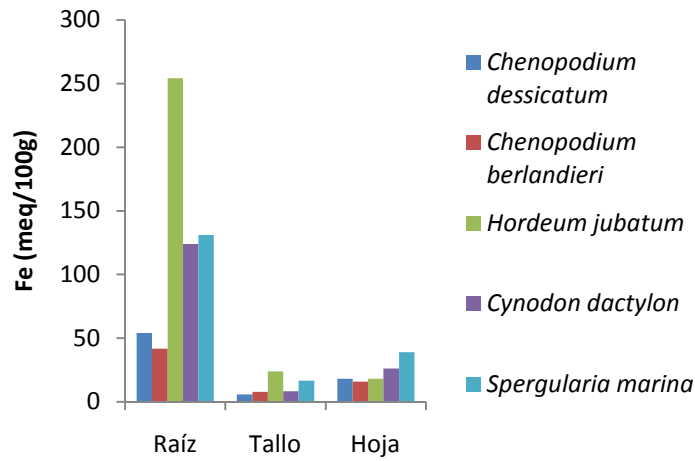


Figura 47. Acumulación del hierro en los diferentes órganos de las especies vegetales estudiadas, época seca.

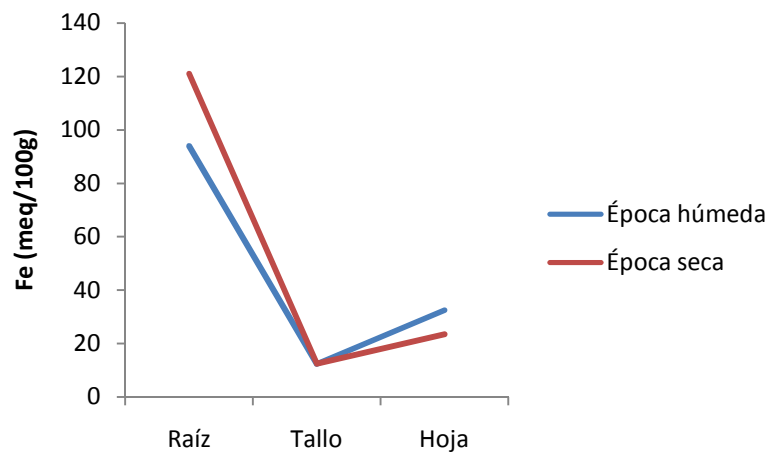


Figura 48. Acumulación del hierro en órganos vegetales en las diferentes épocas.



BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN HALÓFITAS DOMINANTES DE MAGUEY BLANCO, VALLE DEL MEZQUITAL, IXMIQUILPAN, HIDALGO.

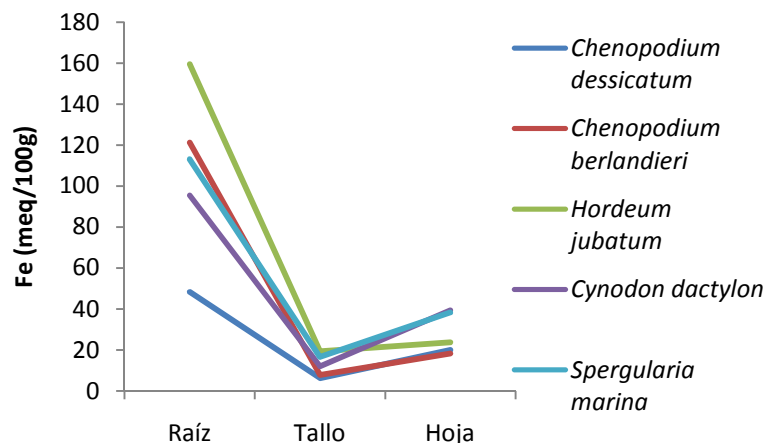


Figura 49. Comportamiento del hierro en las especies vegetales.

Cuadro 18. Análisis estadístico para los valores de hierro en órganos, temporadas y especies, mostrándose en la cuarta columna aquellos con diferencias significativas.

| Factor | Parámetro | Anova (p= 0.05) | Prueba de Tukey (95% de confianza) |
|-----------|------------------|-----------------|------------------------------------|
| Órgano | Fe ⁺² | 0,006 | O2≠O1,O3 |
| Temporada | Fe ⁺² | 0,754 | |
| Especie | Fe ⁺² | 0,699 | |

Cuadro 19. Concentraciones totales de metales en ambas épocas, suelo y halófitas.

| Concentración total (meq100g ⁻¹) | Cd | Pb | Cu | Fe | Ni |
|--|-------|--------|-------|---------|--------|
| época húmeda | | | | | |
| Suelo | 4,218 | 24,905 | 5,133 | 627,607 | 16,749 |
| <i>Chenopodium dessoratum</i> | 0 | 5,633 | 4,771 | 75,243 | 6,419 |
| <i>Chenopodium berlandieri</i> | 0 | 4,243 | 4,444 | 233,381 | 7,168 |
| <i>Hordeum jubatum</i> | 0 | 4,089 | 4,142 | 113,481 | 6,950 |
| <i>Cynodon dactylon</i> | 0 | 2,004 | 4,041 | 153,510 | 7,182 |
| <i>Spergularia marina</i> | 0 | 3,432 | 2,656 | 139,527 | 6,991 |
| época seca | | | | | |
| Suelo | 4,104 | 1,940 | 6,786 | 621,314 | 14,971 |
| <i>Chenopodium dessoratum</i> | 0 | 7,603 | 2,177 | 77.661 | 7,591 |
| <i>Chenopodium berlandieri</i> | 0 | 4,938 | 1.900 | 65.399 | 6,609 |
| <i>Hordeum jubatum</i> | 0 | 8,568 | 2,378 | 296.030 | 2,507 |
| <i>Cynodon dactylon</i> | 0 | 5,981 | 1.207 | 158.265 | 7,223 |
| <i>Spergularia marina</i> | 0 | 3,316 | 2.277 | 186.588 | 7,386 |



BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN HALÓFITAS DOMINANTES DE MAGUEY BLANCO, VALLE DEL MEZQUITAL, IXMIQUILPAN, HIDALGO.

Con base en las concentraciones totales de los metales (Cuadro 19), y de acuerdo con Adriano (2001) se calculó el coeficiente de bioacumulación al dividir la concentración total en la planta/concentración total del suelo. Este dato fue calculado para las temporadas seca, húmeda y de forma anual (Cuadro 20 y 21).

Cuadro 20. Coeficientes de bioacumulación anual en las especies vegetales estudiadas.

| Especie | Pb | Cu | Fe | Ni |
|--------------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| <i>Chenopodium dessoratum</i> | 49.30 | 58.29 | 12.24 | 45.01 |
| <i>Chenopodium berlandieri</i> | 34.20 | 53.22 | 23.92 | 44.27 |
| <i>Hordeum jubatum</i> | 47.14 | 54.70 | 32.78 | 30.38 |
| <i>Cynodon dactylon</i> | 29.74 | 44.03 | 24.96 | 46.28 |
| <i>Spergularia marina</i> | 25.13 | 41.38 | 26.11 | 46.19 |

Cuadro 21. Coeficientes de bioacumulación por época en las especies vegetales estudiadas.

| Especie | Pb | Cu | Fe | Ni |
|--------------------------------|---------------|--------------|--------------|--------------|
| Húmeda | | | | |
| <i>Chenopodium dessoratum</i> | 22.61 | 88.52 | 11.15 | 38.32 |
| <i>Chenopodium berlandieri</i> | 17.03 | 82.15 | 36.50 | 42.79 |
| <i>Hordeum jubatum</i> | 16.41 | 76.27 | 17.39 | 41.49 |
| <i>Cynodon dactylon</i> | 8.04 | 74.30 | 23.77 | 42.88 |
| <i>Spergularia marina</i> | 13.78 | 48.54 | 21.54 | 41.73 |
| Seca | | | | |
| <i>Chenopodium dessoratum</i> | 391.90 | 32.08 | 12.49 | 50.70 |
| <i>Chenopodium berlandieri</i> | 254.53 | 27.99 | 10.52 | 44.14 |
| <i>Hordeum jubatum</i> | 441.54 | 35.04 | 47.64 | 16.74 |
| <i>Cynodon dactylon</i> | 308.29 | 17.78 | 25.47 | 48.24 |
| <i>Spergularia marina</i> | 170.92 | 33.55 | 30.03 | 49.33 |



Según el coeficiente de bioacumulación anual, las especies con mayor bioacumulación son *Chenopodium dessicatum*, *Hordeum jubatum* y *Cynodon dactylon*, en tanto que, el coeficiente de bioacumulación de la época húmeda indica que las mejores acumuladoras son *Ch. berlandieri*, *Ch. dessicatum* y *C. dactylon*, por otra parte, en la época seca las mejores bioacumuladoras son *H. jubatum*, *Ch. dessicatum* y *Spergularia. marina*.

Discusión

pH activo y potencial

El pH es uno de los factores más importantes para la movilidad de los metales pesados, el rango óptimo para la disponibilidad de los metales pesados se encuentra entre 5.5 – 7.5 (Blaylock, 1997; Amir, 2005; Meers, 2007), el pH activo y potencial de la zona según la NOM-021-SEMARNAT-2000 indican que el suelo se encuentra en condiciones medianamente alcalinas, en estas condiciones los metales forman compuestos menos solubles y por lo tanto tienden a estar menos disponibles, aunque las pruebas realizadas en este trabajo demostraron que el pH no es impedimento para la absorción del Fe, Pb, Ni y Cu, no así en el caso del Cd, el cual también se correlaciona de forma negativa con el pH activo.

El análisis estadístico muestra que existen diferencias significativas en el pH activo en la prueba F y en la t, esto debido al incremento de las sales hidrolíticas y disminución de la materia orgánica en la época seca, esto aunado al tipo de arcillas que favorecen un incremento en el pH y homogeneidad de este a través del perfil en esta época.

Materia orgánica

La materia orgánica cumple una función muy importante en la movilidad de los metales pesados, debido a que los metales tienden a permanecer unidos a esta, tal es el caso del Cu, Pb y Cd, por lo tanto, tienden al igual que la M.O. a disminuir con la profundidad (Davies, 1995; Zheljazkov *et al.*, 2004), en el sitio de estudio los metales que se encontraron unidos a la M.O. fueron el Cd y el Fe, los cuales se incrementaron con respecto a la profundidad.

De los componentes de la M.O. Babel, (2002) y Morel (1986) explican que la lignina, los ácidos húmicos y los exudados de la raíz son los quelatos principales de los iones metálicos. Algunos de estos agentes cumplen la función de introducir al ión en la planta, otros lo retienen en el suelo. También los microorganismos del suelo son importantes, ya que pueden bioacumular o solubilizar a los iones metálicos (Marshner, 1996).

Los valores para la zona de estudio son de bajos a medianos para climas cálidos y secos según la NOM-021-SEMARNAT-2000, considerando lo anterior y que existieron pocas correlaciones positivas de la M.O. con los iones metálicos se puede afirmar que el proceso de quelación para los metales fue de moderado a bajo, razón por la que algunos de estos no se detectaron unidos a la M.O.

Textura, CIC y retención de humedad.

La textura del sitio de estudio es migajón arcilloso, esta se encuentra a la mitad de la escala entre fina y gruesa, presenta una buena cantidad de arcillas, lo que para algunos autores como el caso de Redondo (2009) es fundamental para la retención y



disponibilidad de los metales, Baldwin (1999) señala que los suelos con altos contenidos de arcillas son menos susceptibles a los efectos del pH y la disponibilidad de los iones metálicos, esto explica las cantidades de estos iones intercambiables.

Un factor importante en la disponibilidad de los metales la retención de humedad, debido a que facilita los procesos de intercambio al hidratar a las arcillas y humus, y que entre mayores sean los porcentajes de humus y arcillas se favorece este proceso (Ortiz-Villanueva, 1990). Se detectó que el plomo y níquel intercambiable, tienen un incremento en época húmeda, también existen diferencias significativas en la prueba t, en el caso del cadmio, hierro y cobre intercambiables, las mayores concentraciones se encontraron en la superficie, debido a que ahí es donde se registró la mayor cantidad de M.O., de acuerdo con la prueba F en época seca existió una mayor homogeneidad de estos metales.

El rango de la CIC, está entre 26 y 46 meq 100g⁻¹ y según la NOM-021-SEMARNAT-2000 esto indica una alta fertilidad, esto se relaciona directamente con la absorción de iones metálicos por las plantas y su retención en el suelo.

La zona de estudio presenta condiciones anóxicas durante la época húmeda, por lo que algunas bacterias utilizan el hierro y magnesio presente en los óxidos como parte de su metabolismo (FAO, 2006), aunque la CIC del área de estudio indique la presencia de óxidos importantes, éstos son degradados por dichas bacterias y su presencia en el suelo está limitada, por lo que no todos los iones metálicos se encuentran ligados a óxidos.

Conductividad eléctrica

De acuerdo con Henschke (2005), los valores de conductividad eléctrica mayores a 4 dS m⁻¹, un pH menor a 8.5 y una buena concentración de sodio intercambiable son características de suelos salinos y fase sódica.

Varios autores confirman que existe una correlación entre los aniones y cationes del suelo, pero no pueden indicar que tipo de sales se encuentran en el mismo (Walker, 2004), la conductividad eléctrica no solo es útil para la detección de las sales, también en este caso sirvió para corroborar la presencia de metales pesados en el suelo, debido a que no solo se encontraron correlaciones entre la C.E. y los aniones formadores de las sales dominantes, sino que también se correlacionó con el Cu ligado a óxidos y a carbonatos.

Se detectaron diferencias significativas de la C.E. en la prueba F, esto debido al ascenso de sales por capilaridad en época seca, esto provocó un aumento en la C.E., en los horizontes superficiales, mientras que, en época húmeda hay homogeneidad de la C.E. a través del perfil por la solubilización de las sales, teniendo en cuenta que los metales también están involucrados en estos procesos.

Cloruros, sulfatos, carbonatos y bicarbonatos.

El orden de los aniones encontrados en el suelo fue Cl⁻¹>SO₄⁻²>HCO₃⁻¹>CO₃⁻², esto favoreció la formación de cloruros, los cuales son sales muy solubles (Szalbocs, 1994) por lo tanto, muy tóxicas, sobre todo en el caso de los metales pesados. Al ser los cloruros sales tan solubles favorecen la relación con arcillas y humus, lo cual incrementa la cantidad de metales intercambiables, y la de metales unidos a óxidos.



En la zona de estudio el NaCl fue la sal dominante, la cual disminuye la solubilidad de carbonatos y bicarbonatos (Dorronso, 2011), aun así las concentraciones de bicarbonatos fueron mayores, esto debido a que la M.O. contribuye a su formación. Se observaron diferencias significativas en la prueba t de student para el caso de los bicarbonatos, debido a que en época húmeda, la presencia de materia orgánica favoreció la formación de estos, también existieron correlaciones positivas en el caso de los bicarbonatos con los metales, en particular con los intercambiables, lo cual indica que los bicarbonatos favorecen el contacto de los metales con los coloides relacionados en el intercambio catiónico, sobre todo los relacionados con la M.O.

Los bicarbonatos son importantes ya que a altas concentraciones de éstos se forman los carbonatos (Szalbocs, 1994), en el sitio de estudio las concentraciones de bicarbonatos fueron bajas, por lo tanto se puede decir que los carbonatos no desempeñan un papel muy importante en la movilidad de los metales pesados en el sitio de estudio, considerando que no todos se encontraron unidos a carbonatos, aunque Redondo (2009) refiere que los carbonatos son importantes para la movilidad de los metales pesados.

El ion sulfato fue el segundo dominante en el sitio de estudio, algunos sulfatos son sales antagónicas no hidrolíticas (Guevara, 2009), de esta forma al unirse los metales a los sulfatos pueden ser más adsorbidos por las plantas, Díaz (2006) y Dorronso (2011) señala que altas concentraciones de sulfatos disminuyen la adsorción de calcio por las plantas, y favorecen la adsorción de sodio y potasio, en este sentido se puede inferir que altas concentraciones de sulfatos favorecen la adsorción de metales pesados. Se detectaron diferencias significativas en los sulfatos en la prueba F y t, debido a que en época seca existieron mayores concentraciones de sulfatos y mayor homogeneidad a través del perfil.

Sodio, calcio, magnesio y potasio.

El comportamiento de los cationes en época húmeda fue similar, las mayores concentraciones de los cationes son las de Na, Mg y Ca, en época seca el Na, Mg y K. son los más abundantes y el comportamiento de estos últimos mostró diferencias significativas en la prueba F, debido a la formación de sales, las cuales en época húmeda están solubilizadas, y al llegar a época seca, por procesos de evaporación suben a la superficie del suelo explicando así las altas concentraciones de estos cationes en época seca.

El sodio en el suelo induce una dispersión de la materia orgánica, de esta forma una gran cantidad de complejos metal materia orgánica son disueltos y los metales son movilizados a través del perfil hasta volverse disponibles para las plantas (Bolan, 2003), cuando el sodio reemplaza al Ca y Mg en el complejo de cambio la dispersión de partículas tiene lugar, esto es importante ya que estos son los principales cationes que han afectado a los suelos alcalinos por décadas. Esta es una razón por la cual muchos de los metales no se encontraron unidos a la M.O.

En el caso del potasio, sus concentraciones en el suelo se deben a que las plantas lo utilizan como un mecanismo de tolerancia hacia el cobre (Reuter *et al.*, 1997), registrándose correlación con el cobre ligado a carbonatos, que es una forma química poco disponible para las plantas.

Las concentraciones de Cl^{-1} , Ca y Cu (Oporto, 2009; Choi, 2005; Kudo, 2011) en los suelos estudiados limitan la absorción del cadmio por las plantas, al afectar su solubilidad.



Extracción secuencial

Las fracciones de los metales pesados en el suelo presentan en general las siguientes concentraciones: Intercambiable>residual>ligado a óxidos>unido a M.O.>ligado a carbonatos.

El cadmio y plomo intercambiable presentaron diferencias en la prueba F debido a que en época húmeda se encontraron mayores concentraciones en las muestras superficiales, en tanto que el cadmio y plomo residual presentaron diferencias en la prueba t en este mismo periodo.

Para el caso del cobre se presentaron diferencias en la prueba F para la fracción intercambiable en el periodo húmedo, ligada a carbonatos y a óxidos en el periodo seco, con mayores concentraciones en la muestra de 0 a 5 cm en todos los casos. El hierro intercambiable y ligado a carbonatos presenta sus mayores concentraciones en la muestra de 0 a 5 cm en época húmeda, provocando que existan diferencias significativas en la prueba F de ambas fracciones. El níquel en temporada húmeda presentó mayores concentraciones en la fracción intercambiable y residual, en comparación con el periodo seco, dando como resultado diferencias significativas en la prueba t.

La fracción intercambiable fue la que presentó mayores concentraciones, lo que indica que la biodisponibilidad de los metales en su mayoría fue alta (Cao *et al.*, 2000) esto explica las variaciones entre épocas de la fracción intercambiable. Usero *et al.* (1998) indican que los niveles de los metales (Cu, Zn, Mn, Cr, Pb y Fe) unidos a óxidos de hierro y manganeso son influenciados por la eficiencia y solubilidad de los extractantes utilizados en pasos anteriores, aunque esto es un factor que se debe considerar, también se debe tener en cuenta que las condiciones anóxicas del sitio influyen en la baja adsorción por los óxidos presentando variaciones importantes entre las dos épocas.

Cuando el pH del suelo es mayor a 4 los metales son retenidos en hidróxidos y carbonatos, Yong y Phandunchewit (1993) también afirman que los carbonatos son parte importante en la retención de metales del suelo, la complejidad del suelo es un factor a considerar para la formación de estas estructuras químicas, de esta forma se explican las bajas concentraciones de los metales unidos a carbonatos y las variaciones que estos presentan. He *et al.* (1995) registraron que 50 a 80% de los metales están unidos a la M.O. En nuestro sitio de estudio los metales no todos están unidos a M.O. debido a las bajas concentraciones de este coloide en la zona.

Amir *et al.* (2005) también usan el método de extracción secuencial para determinar los cambios en la distribución de metales pesados en diferentes fracciones. En este caso una gran cantidad de metales están relacionados con la fracción residual (70 a 80%), en este estudio la fracción residual fue la siguiente en el orden de concentración, aunque en algunos casos la fracción residual fue la que presentó mayores concentraciones, esta también suele tener variaciones debido a su relación con factores edáficos como la incorporación a la parte mineral del suelo y posibles fallas en la extracción secuencial debido a la resistencia de los complejos metálicos.

La movilidad de los metales en las fracciones del suelo y en las plantas está relacionada con la cantidad de agua (Figura 50).

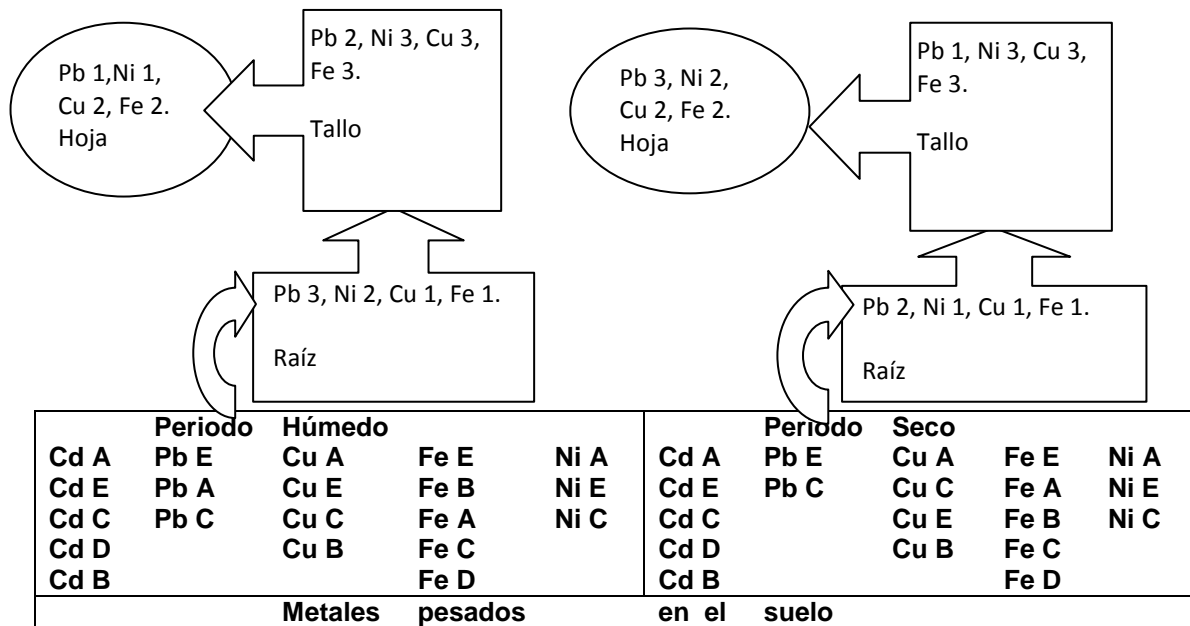


Figura 50. Movilidad de las fracciones en el suelo y translocación en las plantas por épocas (A metales intercambiables, B metales ligados a carbonatos, C metales ligados a óxidos, D metales unidos a la M.O. Concentración en plantas 1 principal 2 media 3 mínima), ordenados de mayor a menor concentración en el caso de las fracciones.

Índice de valor de importancia

El índice de valor de importancia (IVI) para las especies vegetales de la zona de estudio permitió tener un conocimiento previo de la tolerancia de estas, Russell (1968) explica que lo relevante del valor de importancia es que da una idea general de la diferencia en la capacidad de resistencia a los efectos perjudiciales de la salinidad y los mecanismos de tolerancia a la misma que han desarrollado las especies de la zona de estudio, en este sentido el IVI también brinda información importante acerca de la tolerancia de las especies vegetales a las concentraciones de metales pesados.

El orden de las especies en relación con el valor de importancia es el siguiente: *Cynodon dactylon*, *Hordeum jubatum*, *Chenopodium berlandieri*, *Chenopodium dessicatum*, en el caso de *Spergularia marina* esta se incluyó en este estudio debido a que es una especie que no se presenta con frecuencia en sitios con estas características. Maldonado (2012) da los rangos de tolerancia de las especies en el sitio de estudio, las cuales tienen una tolerancia a condiciones de pH de 7.92 a 8.51 medianamente alcalino y a conductividad eléctrica que va de 23.75 a 58.50 dS m⁻¹, muy fuertemente salino según la NOM-021-SEMARNAT-2000, lo que confirma la tolerancia de estas especies a la salinidad.

Guevara (2009) señaló valores de pH más altos que en nuestra zona de estudio, donde encontró la presencia de *Chenopodium berlandieri*, *Hordeum jubatum*, *Cynodon dactylon*, entre otras especies y valores de conductividad similares a los de este trabajo, excepto los de las chinampas con *Cynodon dactylon* que fueron más bajos. Según Heike (2011) estas especies están restringidas y son indicadoras de una avanzada degradación de suelos por riego con aguas residuales, lo que conlleva a



altas concentraciones de metales pesados y salinización, podemos considerar a estas especies como cosmopolitas debido a que están localizadas en sitios con características físicas y químicas diferentes.

La NOM-147-SEMARNAT_SSA-2004 indica que las concentraciones máximas de metales pesados en suelos de uso agrícola son las siguientes: Pb 3.861 meq/100g, Cd 0.658 meq/100g y Ni 54.514 meq/100g, mientras que, no ofrece datos para el caso del cobre y el hierro, en tanto que la NOM-021-SEMARNAT-2000, establece como adecuadas las siguientes concentraciones: Cu >0.006 meq/100g y Fe >0,161 meq/100g y como tóxicas las de Cd 0.088 meq/100g, Pb 2.896 meq/100g y Ni 3.40 meq/100g, en la zona de estudio las concentraciones de Cd, Pb y Ni se encuentran en niveles tóxicos en ambas épocas, con excepción del Pb que en época seca entra en el rango de normal. Por otra parte, el Cu y Fe están ubicados en concentraciones adecuadas, según la NOM-021. De acuerdo con la NOM-147, el Cd en ambas épocas y el Pb en época húmeda están en concentraciones no permisibles, en tanto que el Ni en ambas épocas se encuentra dentro de lo permisible. Con lo anterior podemos establecer que las plantas del sitio de estudio toleran concentraciones de metales en rangos de toxicidad, reiterando así lo primordial del IVI.

Bioacumulación

El plomo en época húmeda tiende a concentrarse principalmente en la hoja, en tanto que en época seca es en la raíz, la prueba Anova muestra que existen diferencias significativas en las concentraciones de plomo por época, siendo el periodo seco el que presenta mayores concentraciones, esto indica que estadísticamente, las especies y sus órganos presentan similitudes en la acumulación del plomo y su translocación, y que no existe pérdida de este metal, pero si incrementa su concentración en los tejidos vegetales, siendo la raíz la que denota un mayor incremento. Las principales bioacumuladoras anuales son *Chenopodium dessoratum* y *Hordeum jubatum*, en época húmeda son *Ch. dessoratum* y *Ch. berlandieri*, por otra parte en el periodo seco *H. jubatum* y *Ch. dessoratum* son las principales especies acumuladoras.

El níquel en época húmeda tiende a concentrarse en la hoja, en tanto que en época seca se concentra en la raíz, la prueba Anova indicó que existieron diferencias significativas en las concentraciones de los órganos y la de Tukey indicó que las diferencias fueron en tallo y raíz. Puede considerarse que la hoja y la raíz tienen similitudes en las concentraciones de níquel y que el comportamiento de este es similar en las especies vegetales en ambos periodos, teniendo también concentraciones equivalentes. Las mejores acumuladoras de este metal en época húmeda son *Cynodon dactylon* y *Chenopodium berlandieri*, en tanto que las mejores en seca son *Ch. dessoratum* y *Spergularia marina*, de forma anual las principales son *C. dactylon* y *S. marina*.

El Cobre de forma anual se acumula principalmente en *Chenopodium dessoratum* y *Hordeum jubatum*, mientras que, por periodos las principales acumuladoras son *Ch. dessoratum* y *Ch. berlandieri* en época húmeda mientras que, en la seca *H. jubatum* y *Spergularia marina*. En época húmeda y seca el principal órgano acumulador fue la raíz de igual forma lo fue en seca, la prueba Anova indicó que existieron diferencias entre temporadas, especies y órganos. La prueba de Tukey señaló que los tres órganos presentan diferentes concentraciones y que *Cynodon dactylon* es la que menos acumula cobre, aunque el comportamiento de este metal es similar en todas las especies, se presenta mayor concentración en época húmeda.



El hierro de forma anual se acumula en *Hordeum jubatum* y *Spergularia marina*, en época húmeda las principales bioacumuladoras son *Chenopodium berlandieri* y *Cynodon dactylon* por otra parte, en el periodo seco *H. jubatum* y *S. marina* son las bioacumuladoras sobresalientes, la prueba Anova indicó que existieron diferencias significativas en los órganos y la prueba de Tukey señaló que la raíz presenta una mayor concentración en comparación con los otros dos órganos, lo que también indica que el tallo y la hoja presentan las mismas concentraciones, en ambas épocas la raíz fue el principal órgano acumulador, este metal tiene un comportamiento similar en todas las especies.

Existen dos métodos utilizados por las raíces de las plantas para separar al metal del suelo y solubilizarlo, uno de ellos es el que involucra la acidificación de la rizosfera mediante las bombas de protones de la membrana plasmática, el otro tiene que ver con la liberación de quelantes, esto permite la liberación de los nutrimentos, pero en el caso de los suelos contaminados con metales pesados estos también son liberados (Blaylock, 2000), esto corresponde al transporte activo, utilizado por las plantas en época seca para la absorción de nutrimentos y por lo tanto también la de los metales, razón por la cual todos los metales en esta época se encontraron unidos a la raíz. De acuerdo con Kim (2003), la absorción de los metales también se da por difusión, dicho transporte facilita la bioacumulación de los metales en la época húmeda, y se favorece el proceso de evapotranspiración incrementando el flujo de los metales en el interior de la planta, hasta llegar a las hojas, especialmente en el caso del níquel y plomo para la zona de estudio.

La manera más eficiente para que la raíz transporte el metal al brote, es por el flujo vascular del xilema. Para incorporarse al xilema, el metal debe pasar a través de las células de la endodermis ya que no puede cruzar la banda de Caspari, una capa impermeable hidrofóbica. Esto significa que tiene que atravesar las membranas de las células endodérmicas lo que es posible por la presencia de bombas de electrones o los canales de la membrana. Se piensa que el ion del metal usa los mismos procesos de transporte intracelular que los nutrimentos esenciales (Hall, 2002). Considerando que el Pb y Ni no son nutrimentos esenciales, entonces en la época húmeda, la planta utiliza esta vía para tratar de expulsar al elemento, mientras que, en época seca al no presentarse condiciones adecuadas es mejor mantener al metal en la raíz, en el caso del Cu y Fe estos además de ser considerados micronutrimentos sólo se presentaron en la raíz debido a que existen mecanismos de exclusión tales como formación de complejos bioquímicos en la pared celular de la planta, precipitación de metales en el exterior, a través de mucilagos, alteración de los sistemas de membrana del transporte para reducir la entrada de los metales (Lasat, 2002; Maiti *et al.*, 2002; McGrath *et al.*, 2002), que evitaron el ascenso de estos hasta las hojas.

Baker y Brooks (1989) definen los criterios del umbral para los hiperacumuladores de Ni, Cu, Co y Pb, como mayor a 1000 mg del metal kg^{-1} del peso seco de la planta, por lo que las especies de la zona de estudio no pueden definirse como hiperacumuladoras de Ni y Cu, posiblemente en el caso del plomo algunas como *Hordeum jubatum* y *Chenopodium dessicatum* podrían considerarse como hiperacumuladoras, si las concentraciones del plomo en el sitio fueran mayores. Para el caso del Fe los criterios para definir a una planta como hiperacumuladora aun no están establecidos, no obstante las concentraciones de todos los metales indican que las especies vegetales son acumuladoras de todos los metales.



Fitorremediación

De las propiedades del suelo señaladas como importantes por algunos autores, encontramos al pH, contenido de materia orgánica, CIC, textura y contenido de carbonatos (Blaylock, 1997; Amir, 2005; Meers, 2007; Davies, 1995; Zheljzkov *et al.*, 2004; Redondo, 2009; Baldwin, 1999), el pH no fue un factor limitante, sin embargo fue determinante para la formación de compuestos químicos que aportaron concentraciones importantes de metales a las plantas, tal es el caso de los cloruros y los sulfatos, los cuales son considerados importantes ya que son de las sales dominantes en el sitio e incrementan la presión osmótica del suelo favoreciendo así la absorción de los metales, esto preferentemente en época seca. La materia orgánica aunque no presentó valores muy altos, fue un factor determinante, debido a que la formación de quelatos que incrementan el flujo de los metales hacia el interior de la planta y la micorrización de las raíces que según Dominguez (2012) ayuda a tolerar las condiciones de salinidad en el sitio, y por ende también influyen en las altas concentraciones de metales en la raíz de las halófitas. La textura juega un papel importante en el sitio, ya que en época húmeda favorece la disponibilidad de los metales y en época seca los retiene de tal forma que estos siguen estando disponibles para las plantas en tanto que los óxidos al ser degradados por bacterias con metabolismo anaeróbico también tienen un buen aporte de metales para las plantas.

Las adaptaciones de estas plantas al sitio les permiten tolerar altas concentraciones de salinidad, estrés hídrico, y también como se encontró en este estudio altas concentraciones de metales pesados de los cuales el Pb y Ni son fitoextraídos en época húmeda, en tanto que en época seca al igual que el Cu, Fe durante todo el año son fitoestabilizados, esto aunado a que también tienen una buena cantidad de biomasa y que las condiciones edáficas favorecen la absorción de metales, y las hacen excelentes candidatas a la fitorremediación del suelo.



Conclusiones

Las condiciones edáficas pH, textura, M.O., CIC, concentración y composición salina están íntimamente relacionadas con la movilidad de los iones metálicos.

La extracción secuencial es una herramienta útil para el estudio de los metales pesados, ya que permite implementar mejores técnicas para la depuración de lugares contaminados.

El conocimiento de la tolerancia a la salinidad de las especies vegetales de los sitios contaminados permite un manejo ecológico de las áreas afectadas.

Las especies estudiadas son buenas acumuladoras de Pb, Ni, Cu y Fe y por ser tolerantes a la salinidad y condiciones climáticas del sitio, se les recomienda para la fitorremediación.

Los suelos se encuentran en condiciones de toxicidad, con el uso de las plantas bioacumuladoras se logran concentraciones permisibles a mediano plazo.

La fitorremediación del sitio puede lograrse cosechando la biomasa aérea de *Chenopodium berlandieri* y *Ch. dessorii* por bioacumular a los metales en tejidos.

En los terrenos agrícolas activos debe permitirse el desarrollo de *Chenopodium dessorii*, *Hordeum jubatum* y *Cynodon dactylon* por bioacumular metales y en el caso de las dos últimas además extraer sales.

Las especies vegetales aquí estudiadas pueden ser utilizadas con fines de restauración de sitios con suelos salinos y fase sódica, bajo las mismas condiciones climáticas.



Referencias bibliográficas

- Adriano D. C. 2001. Cadmium. In: Adriano, D.C. (ed.). Trace Elements in Terrestrial Environments: Biochemistry, Bioavailability and Risks of Metals. Springer- Verlag. New York. p. 263–314.
- Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades ATSDR. 1999. Resumen de salud pública Cadmio. CAS #: **1306-19-0**: 4-6.
- Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades ATSDR. 2004. Resumen de salud pública Cobre. CAS #: **7440-50-8**: 1-2.
- Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades ATSDR. 2005. Niquel. CAS # **7440-02-0**: 1-2.
- Agencia para Sustancias Toxicas y el Registro de Enfermedades ATSDR. 2007. Plomo. CAS # **7439-92-1**: 1-2.
- Anderson J. M., Ingram J. S. I. 1993. Tropical Soil Biology and Fertility A Handbook of Methods. C.A.B. International. U.K. Wallingford, **57**:63-65.
- Amatriain M. E. Efectos del exceso de hierro sobre la salud. *Medical Nature* **2**: 92-95.
- Amir S., Hafidi M., Merlina G., Revel J.C. 2005. Sequential extraction of heavy metals during composting of sewage sludge. *Chemosphere* **59**: 801 – 810.
- Babel S., Kurniawan T. A. 2002. Low-cost adsorbents for heavy metals uptake from contaminated water: a review. *Journal of Hazard Materials* **97**: 219 – 243.
- Baker A. J. M., Brooks R. R. 1989. Terrestrial higher plants which hyper – accumulate metallic elements – a review of their ecology, distribution and phytochemistry. *Biorecovery* **1**: 81 – 126.
- Baldwin K.R., Shelton J.E. 1999. Availability of heavy metals in compost-amended soil. *Bioresource and Technology* **69**: 1 – 14.
- Blaylock M.J., Salt D.E., Dushenkov S., Zakarova O., Gussman C., Kapulnik Y., Ensley B.D., Raskin I. 1997. Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil applied chelating agents. *Environment Science Technology* **31**: 860 – 865.
- Blaylock M., Huang J. 2000. Phytoextraction of metals. In: Raskin I., Ensley B.(eds.). *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment*. Wiley interscience. New York. 53 – 70.
- Bolan N. S., Duraisamy V.P. 2003. Role of inorganic and organic soil amendments on immobilization and phytoavailability of heavy metals: a review involving specific case studies. *Australian Journal of Soil Research* **41**: 533 – 555.
- Cao X., Wang X., Zhao G. 2000. Assessment of the bioavailability of rare earth elements in soils by chemical fractionation and multiple regression analysis. *Chemosphere* **40**: 23 – 28.
- Cervantes S. A., Marques M. J., Rivera P. 2006. Análisis estadístico. Un enfoque práctico con Statgraphics. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza. D. F., México.
- Champman H. D., Pratt P. F. 1973. Métodos de análisis para suelos plantas y aguas. Ed. Trillas. D. F. México.
- Chaney R. L., Malik M., Li Y. M., Brown S. L., Brewer E. P., Angle J. S., Baker A. J. M. 1997. Phytoremediation of soils metals. *Current of Opinion Biotechnology* **8**:279-284.
- Chen Y., Wang C., Wang Z. 2005. Residues and source identification of persistent organic pollutants in farmland soils irrigated by effluents from biological treatment plants. *Environment International* **31**:778–783.
- Choi Y. E., Harada E. 2005. Roles of calcium and cadmiun on Cd – containing intra-and extracellular formation of Ca crystals in tobacco. *Journal of Plant Biology* **48**: 113 – 119.



Cortés J., Herrera R. 1995. Plan de Desarrollo Urbano y Arquitectónico en Ixmiquilpan, Hgo. Tesis de Licenciatura. UNAM. 12-18 pp.

Cox G. W. 2002. Laboratory Manual of General Ecology. Mc Graw Hill. New York, USA.

Curtis J. T., McIntosh R. P. 1951. An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecology* **32**:476-496.

Davies B. E. 1995. Lead and others heavy metals in urban areas and consequences for the health of their inhabitants. In Majundar S. K. Miller E. W. Brenner F.J. *Environ Contaminants Eco and H Health*. 287-307. The Pennsylvania Academy of Science. Easton PA USA.

Demirbas A. 2008. Heavy metal adsorption onto agro-based waste materials: A review. *Journal of Hazard Materials* **157**:220–229.

Díaz O. J. E. 2006. Riego por gravedad. Programa Editorial Universidad del Valle. Cali, Colombia.

DFID (Departament For Internacional Development). 1998. Impact of waster reuse on groundwater in the Mexquital Valley, Hidalgo State, México, CAN, BGS, LSHTM and UB.

Dorronsoro C. 2007. Contaminación por sales solubles. (Disponible en línea) <http://edafologia.ugr.es/conta/tema12/concep.html>. [Consulta octubre 2013].

Eapen S., Singh S., D´Sousa S.F. 2007. Phytoremediation of metals and radionuclides.189-209. In: Sing N. S. Tripathi D.R.(eds.). *Enviromental bioremediation technologies*. Ed. Springer. Verlag Berlin Heidelberg.

Ebbs S. D., Kochian L. V. 1998. Phytoextraction of zinc by oat (*Avena sativa*), barley (*Hordeum vulgare*), and Indian mustard (*Brassica juncea*). *Environment Science and Technology* **32**(6):802-806.

Entry J. A., Watryd L. S., Manase R. S., Vance N. C. 1997. Phytoremediation and reclamation of soils contaminated whit radionuclides. In: Kruger E.L., Anderson T.A., Coats J.R. (eds) *Phytoremediation of Soil and Water Contaminants*. ACS Symposium Series No. 664. American Chemical Society. Washington, DC.

FAO, 2006. Evapotranspiración del cultivo. Guía para la determinación de agua de los cultivos. Estudio FAO Riego y Drenaje 59. Roma.

Gèrendás J. J. C., Polacco S. K., Freyermuth. Sattelmacher B. 1999. Significance of nickel for plant growth and metabolism. *Journal of Plant Nature and Soil Science* **162**:241-256.

Guevara O. M. O. 2009. Especies de hongos micorrizicos arbusculares (HMA) y su influencia en la tolerancia y bioacumulación de sales en *Portulaca oleracea L.* y *Beta vulgaris var. Cicla L.* Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza. UNAM. D.F., México.

Gupta V. K., Ramkala, Gupta S. P. 1996. Effect of nickel on yield and its concentration in some Rabcrops grown on Typic Ustipsamment. *Journal Indian Society of Soil Science*. **44**(2): 347-348.

Hall J. L. 2002. Celular mechanism for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany*. **53**: 1 – 11.

He X-T., Logan T.J., Traina S.J. 1995. Physical and chemical characteristics of selected U.S. municipal solid waste compost. *Journal of Environment Qualify* **24**: 543 – 552.

Heike. 2011. Malezas de México. Conabio. México. (Disponible en línea) <http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/solanaceae/solanum-rostratum/fichas/ficha.htm>. (Citado Octubre del 2013).

Henschke C. 2005. Dryland Salinity Consultant and Tim Herrmann, Land Management Consultant. Gobierno del Sur de Australia. Primary Industries and Resources SA. Fact sheet no. 66/00. (Disponible en línea) <http://www.por.sa.gov.au/factsheets>. (Citado Octubre del 2013).

INEGI. 1996. Cuaderno estadístico municipal ALfajayucan edo. de Hidalgo, D.F., México. 115 pp.



IUSS Working Group WRB. 2007. World Reference Base for soil resources 2006. first update 2007. No 103 en World Soil Resorces Reports. FAO. Rome. 116 pp.

Jackson L. M. 1970. Análisis químico de los suelos. Ed. Omega. España Barcelona. 662 pp.

Jones B. J. 1998. Plant nutrition manual. CRC Press. USA Florida. 68 pp.

Kim I. S., Kang H. K., Johnson-Green P., Lee E. J. 2003. Investigation of heaby metal accumulation in Poligonum thunbergiifor phytoextraction. Environment Pollution **126**: 235-270.

Kudo H., Kudo K., Ambo H., Uemura M., Kawai S. 2011. Cadmiun sorption to plasma membrane isolated from barley roots is impeded by copper association onto membranes. Plant Science **180**: 300 – 305.

Lasat M. M. 2002. Phytoextraction of toxic metals: a review of biological mechanisms. Journal of Environment Qualify **31**:109 – 120.

Lippard S.J. 1999. Free copper ions in the cell. Science **284**: 748-749.

López-Millán A.-F., Sagardoy R., Solanas M., Abadía J. 2009. Cadmiun toxicity in tomato (*Lycopersicum esculentum*) plants grown in hydroponics. Environmental and Experimental Botany **65**: 376 – 385.

Madrid F., López R., Cabrera F. 2007. Metal accumulation in soil after application of municipal solid waste compost under intensive farming conditions. Agriculture, Ecosystem and Environment **119**:249–256.

Maiti R. K., Hernández J. L., Verde Ma. J., G. García G., Nuñez A., Cárdenas M. L., Foroughbakhch R. 2002. Potential use of Phaseolus vulgaris L., Avena sativa L. and Medicago sativa L. in the removal of lead and cadmium from soils. Crop Restorative **24** (3): 449-452.

Maldonado J. M. 2012. Tolerancia a la salinidad de especies dominantes en suelos salinos de Maguey Blanco, Hidalgo. Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza. UNAM. D.F., México.

Marshner P., Godbold D.L., Jutschhe G. 1996. Dynamics of lead accumulation in mycorrhizal and non-mycorrhizal Norway spruce (*Picea abies* L). Plant and Soil **178**: 239 – 245.

McGrath S. P., Zhao F. J., Lombi E. 2002. Phytoremediation of metals, metalloids, and radionuclides. Advance on Agronomy **75**: 1-56.

Meers E., Du Laing G., Unamuno V., Ruttens A., Vangronsveld J., Tack F.M.G. 2007. Comparasion of cadmium extractability from soils by commonly used single extraction protocol. Geoderm **141**: 247 – 259.

Morel J. L., Mench M., Geckert A. 1986. A measurement of Pb, Cu, Cd binding with mucilage exudates from maize (*Zea mays* L) roots. Biology and Fertility of Soils **2**: 29 – 34.

Muchuweti M., Birkett J. W., Chinyanga E., Zvauya R., Scrimshaw M. D., Lester J.N. 2006.Heavy metal content of vegetables irrigated with mixture of wastewater and sewage sludge in Zimbabwe: implications for human health. Agriculture, Ecosystem and Environment **112**:41–48.

Norma Oficial Mexicana. PROY-NOM-021_REC/NAT-2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreos y análisis. 73pp.

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, niquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio. 69 pp.

Ochoa M. L., Leyton M. C., Sans P. J., Pepper B. I. 1992. Efecto de plomo sobre crecimiento radical de cebolla (*Allium cepa* L.). Agricultura técnica (Chile) **52**(3):313-319.

O'Connell D. W., Birkinshaw C., O'Dwyer T. F. 2008. Heavy metal adsorbents prepared from the modification of cellulose: A review. Bioresource Technology **99**:6709–6724.

Oporto C., Smolders E., Degryse F., Verheyen L., Vandecasteele C. 2009. DGT-measured fluxes explain the chloride-enhanced cadmium uptake by plants at low but not at high Cd supply. Plant & Soil **318**: 127 – 135.

Ortíz-Villanueva B., Ortíz C. A. 1990. Edafología. Universidad Autónoma Chapingo. Departamento de Suelos. Chapingo, México.



- Kaiser S., Saleemi, A.R., Ahmad M. M. 2007. Heavy metal uptake by agro based waste materials. *Environment and Biotechnology* **10**:409–416.
- Quevauviller Ph., Rauret G., Griepink B. 1993. Conclusions of the workshop. Single and sequential extraction in sediments and soils. *International Journal of Environment Analytic Chemistry* **51**:231–235.
- Rae T. D., Schmidt P. J., Pufabl R. A., Culotta V. C., O'Halloran T. V. 1999. Undetectable intracellular free copper: The requirement of copper chaperone for superoxide dismutase. *Science* **284**: 805-808
- Redondo-Gomez S., Cantos M., Mateos-Naranjo E., Figueroa M. E., Troncoso A. 2009. Heavy metals and trace element concentrations in intertidal soils of four estuaries of SW Iberian Peninsula. *Soil & Sediment Chemistry* **18**: 320 – 327.
- Reuter D. J., Robinson J. B. 1997. *Plant Analysis: An interpretation manual*. CSIRO Publishing, Collingwood.
- Reyes J. I. 1996. *Fundamentos teórico-prácticos de temas selectos de la ciencia del suelo*. Parte 1, UAM. D.F., México. 257 pp.
- Russell, E. W. Russel E. J. 1968. *Las Condiciones del Suelo y el Crecimiento de las Plantas*. Ed. Aguilar. 9ª. Edición. Madrid, España.
- Sahuquillo A., Lopez-Sanchez J. F., Rubio R., Rauret G., Thomas R.P., Davidson C.M., Ure A.M. 1999. Use of a certified reference material for extractable trace metals to assess sources of uncertainty in the BCR three-stage sequential extraction. *Analytic Chemosphere Acta* **382**:317–327.
- Sinha K. R., Heart S., Tandori P. K. 2007. Phytoremediation: role of plants in contaminated site management, pp 315-330, in: Sing N. S., Tripathi D.R.,(eds.) *Environmental bioremediation technologies*, Ed. Springer, Verlag Berlin Heidelberg.
- 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**:227–255.
- Suresh B., Ravishankar. 2004. Phytoremediation- a novel and promising approach to environmental clean up. *Critical Review Biotechnology* **24**(2):1-28.
- Szabolcs I. 1994. Prospects of soil salinity for the 21 st. century. 15th World Congress of Soil Science Society **1**:123-141.
- Tessier A., Campbell P. G. C., Bisson M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytic Chemosphere* **51**:844–851.
- Thangavel P., Subburaam C.V. 2004. Phytoextraction; Role of hyperaccumulators in metal contaminated soils. *Procuracy Indian of National Science Academy Botany* **70**:109-130.
- Treeby M., Marschner H., Romheld V. 1989. Mobilization of iron and other micronutrient cations from a calcareous soil by plant borne, microbial and synthetic metal chelators. *Plant science* **114**:217-226.
- Usero J., Gamero M., Morillo J., Garcia I. 1998. Comparative study of three sequential extraction procedures for metals in marine sediments. *Environment International* **24**: 487 – 496.
- US Geological Survey. 2004. Minerals commodity summaries. Available from: <<http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity>>.
- Valencia I. E., Hernández B. A. 2002. *Muestreo de suelos, preparación de muestreos y guía de campo*. UNAM. 131pp.
- Volesky B., Holan Z. R. 1995. Biosorption of heavy metals. *Biotechnology Progress* **11**:235–250.
- Walker I. 2004. Using conductivity meters in agriculture. Department of Primary Industries and Fisheries. The State of Queensland. (Disponible en línea) <http://www2.dpi.qld.gov.au/horticulture/3096.html>. (Citado abril 2008).



BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN HALÓFITAS DOMINANTES DE MAGUEY BLANCO, VALLE DEL MEZQUITAL, IXMIQUILPAN, HIDALGO.

Whelton B. D., Peterson D. P., Moretti E. S., Dare H., Bhattacharyya M. H. 1997. Skeletal changes in multiparous, nulliparous and ovariectomized mice fed either a nutrient-sufficient or –deficient diet containing cadmium. *Toxicology* **119**: 103-121.

Wood B. W., C. C. Reilly and A. P. Nyczepir. 2003. Nickel corrects mouse-ear. *T Pecan G* **14**: 3-5.

Xiong Z-T., Liu C., Geng B. 2006. Phytotoxic effects of copper on nitrogen metabolism and plant growth in *Brassica pekinensis* Rupr. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **64**: 273 – 280.

Yong R. N., Mohamed A.M.O., Warkentin B.P. 1992. Principles of contamination transport in soils. Elsevier, New York.

Yong R. N., Phandungchewit Y. 1993. pH influence on selectivity and retention of heavy metals in some clay soil. *Canadian Geotechnology Journal* **33**: 821 – 833.

Zheljazkov V.D., Warman P. R. 2004. Source – separated municipal solid waste compost application to Swiss chard and basil. *Journal of Environment Quality* **33**: 542 - 552.

Zhu Y. G., Shaw G. 2000. Soil contamination with radionuclides and potential remediation. *Chemosphere* **41**:121-128.