



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA

Capsicum annuum L. COMO FITORREMIADOR
DE SUELOS CONTAMINADOS POR METALES PESADOS.

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE BIÓLOGO

PRESENTA

CASTRO GÓMEZ JOSÉ RODOLFO

ÁREA ESPECÍFICA: CIENCIAS AMBIENTALES

LABORATORIO DE CONTAMINACIÓN Y

FITORREMIACIÓN DE SUELOS

DIRECTORA DE TESIS: DRA. ESTHER MATIANA GARCÍA AMADOR.

México. D.F. FEBRERO 2013

FINANCIADO POR PROYECTO PAPIME: PE 202311



ÍNDICE

	Página
RESUMEN	1
1. INTRODUCCIÓN	2
2. MARCO TEÓRICO	5
2.1 Metales pesados	5
2.2 Cadmio	6
2.3 Plomo	7
2.4 Zinc	9
2.5 Níquel	10
2.6 Cobre	11
2.7 Contaminación del suelo	12
2.8 Plantas vasculares y los contaminantes	13
2.9 Fitorremediación	15
3. <i>Capsicum annuum</i> L.	22
3.1 Importancia del cultivo de pimiento	22
3.2 Importancia alimenticia	23
3.3 Botánica	23
3.4 Descripción general	24
4. Micorrizas	27
5. JUSTIFICACIÓN	29
6. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	30
7. HIPÓTESIS	30
8. OBJETIVOS	31
8.1 Objetivo general	31
8.2 Objetivos específicos	31
9. MATERIAL Y MÉTODOS	32
9.1 Ubicación del lugar de trabajo	32
9.2 Colecta y preparación del sustrato	32
9.3 Preparación de macetas	32
9.4 Preparación de inóculo de micorriza (HMA)	32
9.5 Germinación de germoplasma	33

9.6 Capacidad de campo (CC) y riego	33
9.7 Incorporación de metales a las macetas	33
9.8 Medición y variables de respuesta semanales	33
9.9 Cuantificación de Metales pesados en planta	34
9.10 Plagas	34
10. Análisis físicos y químicos del suelo	35
10.1 Índice de tolerancia	36
10.2 Cuantificación de metales pesados en el suelo	37
11. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	38
11.1 Análisis de suelo	38
11.2 Variables de respuesta	41
11.3 Metales Pesados	51
11.4 Análisis estadístico	58
12. CONCLUSIONES	59
13. BIBLIOGRAFÍA	60
14. ANEXO	68

ÍNDICE DE FIGURAS

		Página
FIGURA 1	Modelo conceptual de posibles transportes del contaminante	20
FIGURA 2	Planta de chile	23
FIGURA 3	Temperatura y humedad del ambiente durante el experimento	42
FIGURA 4	Cobertura promedio total de <i>Capsicum annuum</i> L. en los diferentes tratamientos.	43
FIGURA 5	Altura promedio total de <i>Capsicum annuum</i> L. en los diferentes tratamientos.	44
FIGURA 6	Número de hojas promedio de <i>Capsicum annuum</i> L. en los diferentes tratamientos.	45
FIGURA 7	Número de flores promedio de <i>Capsicum annuum</i> L. en los diferentes tratamientos	47
FIGURA 8	Diametro de tallo en <i>Capsicum annuum</i> L., en los diferentes tratamientos.	47
FIGURA 9	Promedio de frutos de <i>Capsicum annuum</i> L. en los diferentes tratamientos	48
FIGURA 10	Peso fresco promedio de las plantas en cada uno de los tratamientos	49

ÍNDICE DE CUADROS

		Página
CUADRO 1.	Especies de plantas hiperacumuladoras	20
CUADRO 2.	Principales ventajas y limitaciones de la fitorremediación	21
CUADRO 3.	Parámetros físicos y químicos realizados al suelo	35
CUADRO 4.	Rangos normales, críticos y concentraciones empleadas de metales pesados en plantas	36
CUADRO 5.	Resultados de los parámetros físicos y químicos para los diferentes tratamientos de suelo	38
CUADRO 6.	Resultados de pH en el suelo durante la fase experimental en los diferentes tratamientos	41
CUADRO 7.	Altura después de la cosecha de <i>Capsicum annuum</i> L.	50
CUADRO 8.	Índice de tolerancia	50
CUADRO 9	Concentración promedio de metales pesados totales en suelo antes y después de la cosecha	51
CUADRO 10.	Concentración total de Metales pesados en los diferentes tratamientos.	51
CUADRO 11.	Secuencia de la concentración de metales pesados en <i>Capsicum annuum</i> L.	53
CUADRO 12.	. Concentración de Metales Pesados en los diferentes órganos de las plantas de <i>Capsicum annuum</i> L.	54
CUADRO 13.	Secuencia de acumulación de Zn en los órganos de <i>Capsicum annuum</i> L. en los diferentes tratamientos	55
CUADRO 14.	Secuencia de acumulación de Pb en los órganos de <i>Capsicum annuum</i> L. en los diferentes tratamientos	55
CUADRO 15.	Secuencia de acumulación de Cd en los órganos de <i>Capsicum annuum</i> L. en los diferentes tratamientos	56
CUADRO 16.	Secuencia de acumulación de Cu en los órganos de <i>Capsicum</i>	56

	<i>annuum</i> L. en los diferentes tratamientos	
CUADRO 17.	Secuencia de acumulación de Ni en los órganos de <i>Capsicum annuum</i> L. en los diferentes tratamientos	57
CUADRO 18	Factor de traslocación. En tratamiento T y MP	57
CUADRO 19	Factor de traslocación. En tratamiento HMA y HMA+PM	57
CUADRO 20	Diferencias estadísticamente significativas, entre tratamientos	58

ANEXO

	Página
Tabla ANOVA para Zn por TRATAMIENTOS	68
Tabla ANOVA para Pb por TRATAMIENTOS	69
Tabla ANOVA para Cu por TRATAMIENTOS	70
Tabla ANOVA para Cd por TRATAMIENTOS	71
FIGURA 1 Semillas de chile jalapeño	72
FIGURA 2 Ejemplo de Micorriza	72
FIGURA 3 Almacigo de <i>Capsicum annuum</i> L.	72
FIGURA 4 Trasplante de plántulas de <i>Capsicum annuum</i> L.	72
FIGURA 5 Trasplante en los diferentes tratamientos	72
FIGURA 6 Planta al mes del trasplante	72
FIGURA 7 Inicio de floración HMA	73
FIGURA 8 Planta con fruto HMA+MP	73

FIGURA 9	Tratamientos MP vs HMA	73
FIGURA 10	Tratamientos T vs HMA	73
FIGURA 11	Planta con fruto del tratamiento MP+HMA	73
FIGURA 12	Flor de <i>Capsicum annuum</i> L.	73
FIGURA 13	Flor y hoja de <i>Capsicum annuum</i> L., atacadas por plaga	74
FIGURA 14	pHchímetro, termómetro y termohidrómetro	74
FIGURA 15	Planta del tratamiento T de <i>Capsicum annuum</i> L.	75
FIGURA 16	Planta del tratamiento MP de <i>Capsicum annuum</i> L.	75
FIGURA 17	Planta del tratamiento HMA de <i>Capsicum annuum</i> L.	75
FIGURA 18	Planta del tratamiento HMA+MP de <i>Capsicum annuum</i> L.	75

RESUMEN

La fitorremediación es una técnica que utiliza a las plantas para reducir, *in situ* las concentraciones de contaminantes tanto orgánicos como inorgánicos, entre ellos los metales pesados considerados como tóxicos para los organismos vivos. México cuenta con una gran variedad de plantas vasculares que deben de estudiarse e identificarse como plantas fitorremediadoras, así como conocer el grado de concentración del contaminante que en sus órganos tenderían a acumular, para considerar el grado de toxicidad que estos podrían causar al ser consumidos. Este proyecto se realizó con el fin de evaluar la capacidad de *Capsicum annuum* L., micorrizada (HMA+MP), y sin micorrizar (MP), para acumular metales pesados (Zn, Ni, Cd, Pb y Cu). Para lo cual se montó el experimento en suelo de vivero, éste se dividió y una parte se empleó como testigo, a otra parte se le añadió una mezcla de metales pesados en concentración crítica, otra se micorrizó y a la última se le micorrizó y añadió metales pesados en concentración crítica, también.

Los resultados obtenidos en suelo con la mezcla de metales pesados sin micorrizar (MP), fueron, una acumulación máxima de Zn en Raíz (897.4 mg/kg); de Pb en fruto (156.66 mg/kg); de Cd en raíz (20 mg/kg) y de Cu en raíz (66.00 mg/kg); en suelo con la mezcla de metales pesados añadidos y micorrizado (HMA+MP) se determinó una concentración de Zn en Raíz de 1276.96 mg/kg; de Pb en raíz (238.33 mg/kg); de Cd en raíz (27.00 mg/kg) y de Cu en hoja (20.9 mg/kg), todas estas son críticas.

El índice de tolerancia fue de 102.22%, en el tratamiento de suelo con metales pesados y sin micorrizar (MP) y de 87.35% en el tratamiento HMA+MP.

Por lo anterior se concluye que *Capsicum annuum* L. cosechado del suelo contaminado no micorrizado (MP) es tolerante para Pb, Cd, y Cu, acumulador para Zn y presenta concentraciones críticas de Zn, Pb y Cd en fruto; *Capsicum annuum* L. en suelo contaminado y micorrizado (HMA+MP) es tolerante para Pb y Cd, y acumulador para Zn y Cu y presenta concentraciones críticas en fruto para Zn, Pb y Cd; el consumo del fruto es un riesgo a la salud por la presencia de concentraciones críticas de Zn, Pb y Cd .

1. INTRODUCCIÓN

El desarrollo de actividades industriales y el mal manejo de sus residuos, así como las actividades antropogénicas, han contribuido de manera muy significativa a la acumulación de contaminantes en el ambiente, muchos de estos son potencialmente tóxicos en concentraciones altas, teniendo efectos nocivos para la salud de la población y afectaciones al equilibrio ecológico. La progresiva degradación de los recursos naturales causada por la gran diversidad de elementos tóxicos orgánicos e inorgánicos, tanto en la atmosfera, agua, suelo y subsuelo generan un irremediable deterioro en el ambiente y los metales pesados son parte de esta problemática, al ser no-biodegradables en la naturaleza y a lo largo de la vida media biológica. Por su potencial de acumulación en diversos organismos, incluso a bajas concentraciones estos tienen efectos perjudiciales, pues no existe un mecanismo eficiente para su eliminación en las plantas y animales. Van-Camp *et al.*, (2004) distinguen las siguientes categorías de actividades potencialmente contaminantes de metales pesados:

Industria: accidentes, vertidos, escapes o fugas, almacenamiento y deposición de residuos.

Actividades mineras: con un riesgo generalmente asociado con el almacenamiento y deposición de escombreras, drenajes ácidos y el uso de ciertos reactivos químicos.

Manejo de residuos: por ejemplo, los residuos municipales que son llevados a los tiraderos o vertederos.

Tráfico: a través de emisión de gases, perdidas de aceites y gasolinas, abrasión de gomas de los neumáticos, etc.

Prácticas tradicionales de agricultura (uso de fertilizantes y pesticidas).

Otras actividades: materiales de construcción usados sobre el suelo (hormigones, pinturas), almacenamientos privados y comerciales (tanques, gasolineras), sistemas de tratamientos de agua, etc.

También, deben considerarse las aguas residuales para riego de cultivos agrícolas, que se agregan al suelo por su composición química-biológica, compuestos orgánicos e inorgánicos y modifican la actividad heterotrófica de la población microbiana del suelo

(Nakshabandi, *et al.*, 1997), porque la enriquecen con: Zn, Al, N, P, K, Ca, Mg, Mn, Fe, B, Cu, Mo, Sr, Ba y Na y materia orgánica (Mahmood *et al.*, 2002; Al-Jamal *et al.*, 2002), e incluso metales pesados los cuales pueden traslocarse en la cadena alimenticia y ser tóxicos a la vida. En el suelo su baja concentración los hace esenciales para el crecimiento microbiano y vegetal (Al-Jamal *et al.*, 2002).

A nivel mundial, después de la República Popular de China, México es el segundo país que más agua residual emplea en actividades agrícolas. En América Latina, México es la nación que más hectáreas irriga con aguas servidas no tratadas. A principios de los 90's, el Instituto Nacional de Ecología (INE) estimaba que alrededor del 44.3% de las aguas residuales generadas por la población de México, por lo común aguas no tratadas, eran utilizadas en la agricultura. La Comisión Nacional del Agua de México estima que en el país se están regando alrededor de 350,000 has con un volumen de 160 m³/seg de aguas de origen municipal, algunas mezcladas con aguas residuales industriales o con aguas superficiales o de pozo. Actualmente en México existen más de 30 grandes escenarios donde la irrigación agrícola depende de las aguas negras generadas por igual número de poblaciones. En numerosos lugares de México no hay vigilancia ni control sanitario alguno para el reusó de este recurso.

El Valle del Mezquital, en el estado de Hidalgo, es el mayor campo agrícola del mundo regado con las aguas negras, provenientes de la Ciudad de México, aproximadamente 130,000 hectáreas. En el Estado de Chihuahua son varias las ciudades donde las aguas residuales sin tratar son destinadas a la agricultura local.

Existen estudios tendientes a resolver la contaminación originada por metales pesados en suelos, mediante estrategias basadas en el uso de plantas que tienen la propiedad de acumular metales pesados; proceso denominado "fitorremediación" que consiste en la remoción, transferencia, estabilización y/o degradación y neutralización de compuestos orgánicos, inorgánicos y radioactivos que resultan tóxicos en suelos y agua.

Esta novedosa tecnología tiene como objetivo degradar y/o asimilar, los metales pesados, presentes en el suelo, lo cual tiene muchas ventajas con respecto a los métodos convencionales de tratamientos de lugares contaminados; en primer lugar es una tecnología económica, de bajo costo, en segundo lugar posee un impacto regenerativo en lugares en donde se aplica y en tercer lugar su capacidad extractiva se mantiene debido al crecimiento vegetal (Harvey *et al.*, 2002).

2. MARCO TEÓRICO

2.1 Metales pesados

El término de “metal pesado” se refiere a aquellos metales de la tabla periódica cuyo peso específico es superior a 5 g/cm^3 o que tienen un número atómico por encima de 20, excluyendo generalmente a los metales alcalinos y elementos alcalinotérreos (Breckle, 1991; Tiller, 1989). El término resulta algo impreciso si se tiene en cuenta las propiedades físico-químicas de los elementos, especialmente las propiedades iónicas que definen la capacidad de complejación y las propiedades biológicas. Se han utilizado otros términos como “metal tóxico” o “elemento traza”, sin que ninguno de ellos se refiera a los mismos elementos, resultando igualmente poco satisfactorios. En cualquier caso, de acuerdo con Tiller (1989), el término “metal pesado” puede ser utilizado de una forma globalizadora para referirse a aquellos metales clasificados como contaminantes ambientales. Los metaloides, por su parte, poseen características intermedias entre los metales y los no metales de acuerdo con sus propiedades de enlace e ionización. Metaloides como el As, Se o Sb también pueden constituir importantes contaminantes ambientales.

Entre los metales pesados hay elementos esenciales y no esenciales para los seres vivos, aunque el límite entre estos dos grupos no está claramente delimitado y la lista de elementos biológicamente importantes aumenta con el tiempo. Normalmente se reconocen como elementos esenciales al Fe, Mn, Zn, Cu, Co y Mo, como elementos benéficos al Ni y Cr para algunas plantas, y se considera que no tienen ninguna función biológica ó no esenciales a los elementos como el Cd, Hg, Pb y As (Bowen, 1979); ya sean esenciales o no, pueden llegar a ser tóxicos cuando su aporte es excesivo y afectar negativamente al crecimiento y reproducción de los organismos, pudiéndoles causar incluso la muerte. La presencia de estos en los suelos inhibe además la actividad enzimática microbiana y reduce la diversidad de las poblaciones de flora y fauna, provocando infertilidad en los suelos incrementando los procesos erosivos. En las plantas la acción tóxica está determinada por su accesibilidad al organismo y por

reacciones bioquímicas y fisiológicas (Ferguson, 1990), cuyos efectos pueden ser inhibición de la fotosíntesis y de la respiración, alteración de la relación hídrica, marchitamiento, bloqueo de enzimas, o del transporte de nutrientes, sustitución de elementos esenciales de las biomoléculas, entre otros.

La transferencia al hombre puede ocurrir a través del suelo (inhalación e ingestión de polvo), alimentos, agua, aire o piel (resultado de la absorción dérmica de contaminantes del suelo y agua) (Chaney, 1997). Los efectos toxicológicos hacia los humanos, particularmente de Cd, Zn, Hg, Pb y de metaloides como el As, representan algunos de los más peligrosos. A continuación se presentan características de los elementos empleados en este trabajo:

2.2 Cadmio

El cadmio es un metal blanco azulado, dúctil y maleable en algunos aspectos es similar al zinc. Se puede cortar fácilmente con un cuchillo. Existen diversas sales de cadmio. La más importante es el estearato de cadmio, que se utiliza como estabilizador térmico en los plásticos de PVC (cloruro de polivinilo). El sulfuro de cadmio y el sulfoseleniuro de cadmio se utilizan como pigmentos amarillo y rojo en plásticos y tintes. El sulfuro de cadmio se utiliza también en células solares y fotográficas. El cloruro de cadmio se emplea como fungicida, componente de los baños galvanoplásticos, colorante en pirotecnia, aditivo en las soluciones de estañado y mordente en la tinción e impresión de textiles. También se utiliza para la producción de determinadas películas fotográficas, para la fabricación de espejos especiales y para el recubrimiento de tubos electrónicos de vacío. El óxido de cadmio se utiliza como agente para galvanoplastia. Materia prima para los estabilizadores térmicos de PVC y componente de las aleaciones de plata, pigmentos fosforescentes y semiconductores, así como para el endurecimiento de cristales o el vitrificado de cerámica.

El cadmio puede representar un peligro para el medio ambiente y en muchos países se han adoptado medidas legislativas para reducir su uso y la consiguiente dispersión

ambiental de cadmio. En los humanos el cadmio es dañino en dosis muy pequeñas. El cuerpo humano no necesita cadmio en ninguna forma. El envenenamiento por cadmio produce osteoporosis, enfisema pulmonar, cáncer de pulmón, cáncer de próstata, hipertensión, diversas cardiopatías y retraso en la habilidad verbal de los niños. La bioacumulación es observada en el análisis de plantas, por lo que el contenido en los tejidos, se incrementa cuando aumenta la concentración en el suelo. La viabilidad depende de las especies, y las plantas la cual es calculada y medida por el factor de bioacumulación (BAF), definido como la concentración de cadmio en la planta (mgkg^{-1} en tejido) dividido por la concentración del mismo en el suelo (mgkg^{-1} en suelo). Tiene una alta movilidad en el suelo y un potencial de toxicidad para la biota a bajas concentraciones. Asimismo está presente de forma natural en suelos, en cantidades traza, los altos niveles son reportados en suelos del medio ambiente (Youn-Joo, 2004). Su presencia en la corteza terrestre está relacionada con el zinc, con valores medios en torno a 0.1 mgkg^{-1} .

Se han descrito casos de exposición excesiva al cadmio en la población general por la ingestión de arroz y otros alimentos contaminados, y posiblemente también de agua contaminada. La norma oficial mexicana NOM-001-ECOL-1996 limita su concentración en las descargas de aguas y bienes nacionales a un máximo de 0.4 mg l^{-1} en uso de riego agrícola, 0.4 mg l^{-1} para embalses naturales y artificiales, 0.1 mg l^{-1} en suelo.

2.3 Plomo

El plomo es un metal pesado, azulado, suave y maleable, usado en varios procesos industriales. Existe naturalmente en la corteza terrestre, de donde es extraído y procesado para usos diversos. Cuando el plomo es ingerido, inhalado o absorbido por la piel, resulta ser altamente tóxico para los seres vivos en general y para los humanos en particular. Es tóxico para los sistemas endócrino, cardiovascular, respiratorio, inmunológico, neurológico, y gastrointestinal además de poder afectar la piel y los riñones. No es biodegradable y persiste en el suelo, aire, agua y hogares. Nunca

desaparece sino que se acumula, en los sitios en los que se deposita y puede llegar a envenenar a generaciones de niños y adultos a menos que sea retirado.

Los efectos biológicos del plomo, son los mismos, independientemente de que entre en el organismo por inhalación o ingestión. El plomo interfiere con la función celular normal y con varios procesos fisiológicos.

El destino más sensible de intoxicación por plomo es el sistema nervioso. También se ha observado una disminución en la agudeza auditiva, especialmente a altas frecuencias, al aumentar los niveles de plomo en sangre; el plomo inhibe la capacidad del organismo para producir hemoglobina, al interferir con varios pasos enzimáticos en la vía metabólica del grupo hemo. Un efecto directo de la exposición prolongada al plomo es la nefropatía. También existen pruebas de una asociación entre la exposición al plomo y la hipertensión, puede desarrollarse gota, como resultado de la hiperuricemia inducida por el plomo, y una disminución selectiva de la excreción fraccional de ácido úrico, previa a una disminución del aclaramiento de creatinina. La insuficiencia renal es responsable del 10 % de las muertes de pacientes con gota. Los depósitos maternos de plomo atraviesan rápidamente la barrera placentaria y representan un riesgo para el feto. Cada vez hay más pruebas que demuestran que el plomo no sólo afecta la viabilidad del feto, sino también a su desarrollo, El plomo es teratógeno tiene efectos cancerígenos. La toxicidad leve por exposición al plomo puede producir además, mialgia o parestesia, fatiga leve, irritabilidad, letargo, molestias abdominales ocasionales, artralgia, fatiga general, dificultad para concentrarse, agotamiento muscular, temblor, cefalea, dolor abdominal difuso, vómitos, pérdida de peso, estreñimiento etc.

La absorción por las plantas se hace a través de su sistema radicular y de su follaje, una vez asimilado por la planta es retenido por los cloroplastos y mitocondrias de la célula, llegando a interferir hasta cierto grado en el metabolismo del hierro. El contenido en la mayoría de las especies de plantas es de 0.5 a 3 ppm; para determinadas especies, los niveles tóxicos son muy altos, esto crea situaciones de peligro, ya que muchas plantas no manifiestan síntomas tóxicos; pero representa un riesgo para el

humano. El envenenamiento con este metal produce una enfermedad llamada saturnismo por lo que el gobierno de Estados Unidos ha decretado un máximo de 2 a 6 mg de plomo por kilogramo de fruta y verduras, resulta de vital importancia el mencionar que concentraciones por arriba de 20 ppm, en el ser humano provoca descalcificación craneana y desequilibrio en el sistema nerviosos central (Mortvetd, 1983).

La norma oficial mexicana NOM-001-ECOL-1996 limita las concentraciones de Pb en las descargas de aguas residuales, en aguas y bienes nacionales (para uso en riego agrícola) para ríos y embalses naturales y artificiales un máximo de 1 mg^l⁻¹, 10 mg^l⁻¹ para suelo.

2.4 Zinc

El zinc es un metal, a veces clasificado como metal de transición, aunque estrictamente no lo sea, ya que tanto el metal como su especie dispositiva presentan el conjunto orbital completo. Este elemento presenta cierto parecido con el magnesio, y con el cadmio de su grupo, pero del mercurio se aparta mucho por las singulares propiedades físicas y químicas. Se utiliza como metal de abrigo, en aleaciones (galvanización de fierro y bronce), pinturas, barnices. El contenido en los suelos normales es de 10 a 300 ppm y de 30 a 50 ppm, se encuentra como catión divalente, que es la forma asimilable por las plantas. El exceso en suelo puede presentar una intoxicación en las plantas como clorosis. El aprovechamiento por las plantas es preferentemente si se presenta en concentraciones bajas, 400 mg Kg⁻¹ es considerada una concentración crítica en las plantas (Kabata-Pendías y Pendías 1992).

La distribución dentro de la planta está influenciada por el nivel de nitratos, fosfatos y del hierro. En ausencia de nitratos, se encuentra en las raíces fijado a las proteínas, en exceso de fosfatos se precipita en los tejidos de conducción antes de llegar a las hojas y cuando hay suficiente hierro, se contrarresta el efecto de los fosfatos y se distribuye

uniformemente dentro de la planta. La distribución depende también de la capacidad de absorción nutricional para cada una de las diferentes especies vegetales.

2.5 Níquel

Es un metal de color blanco agrisado, brillante, muy dúctil y magnético, existe en forma pura sólo en los meteoritos de hierro, tienen un contenido de níquel del 20%. En la corteza terrestre el metal sólo existe en unión con otros elementos. La producción industrial se hace principalmente a partir de arenas magnéticas, compuestas sobre todo de hierro y cobre, con escaso contenido de níquel. Durante un proceso técnico complicado, se enriquece primero el metal y luego se le aísla mediante tostadura y purificación electrolítica.

Es un componente de muchas aleaciones (plata, bronce niquelado, latón niquelado y oro blanco), que se emplean en la fabricación de utensilios de arte, bisutería y otros en común y es muy importante para acuñar monedas.

El níquel es un oligoelemento esencial, aunque la manera de actuar dentro del organismo humano no es bien conocida. En el ADN y ARN, existen altas concentraciones y se cree que el níquel es necesario para estabilizar los ácidos nucleídos.

No se conocen carencias, ya que asimilamos demasiado de este metal pesado, a través de la contaminación del aire, los gases de los automóviles, el humo del tabaco, los empastes dentales, los utensilios de acero, etc. El exceso puede ser tóxico, lo cual afecta principalmente a los fumadores y a las personas que viven en zonas industriales; especialmente peligrosa, es la combinación con monóxido de carbono. Los síntomas de la intoxicación con níquel son cefaleas frontales, vértigo, náuseas, asma y erupciones cutáneas inflamatorias. A largo plazo, un exceso permanente de níquel puede producir cáncer de los senos paranasales y el pulmón. Una fracción de Ni en el suelo se encuentra en los óxidos de Fe y Mn, y se ha visto que es la forma más

disponible para las plantas (Kabata-Pendías & Pendías, 1992). El nivel promedio establecido en suelo es de 4 a 55 mg Kg⁻¹.

2.6 Cobre

Es el metal más antiguo de uso común. Su utilización para la fabricación de armas y herramientas comenzó en el siglo IV a.C. Fue sustituido por el bronce, una aleación de cobre y estaño de más dureza. Pero el uso de cobre para utensilios de cocina como ollas y calderas, sartenes y cacerolas se ha conservado hasta nuestros días. El uso del metal es muy variado, su buena capacidad de conducción del calor y la electricidad es el motivo para emplearlo en todo tipo de cables eléctricos, instrumentos de medición, calderas de cervecerías, etc.

Para el organismo humano, el cobre es un oligoelemento esencial, indispensables en el sistema inmunológico, el sistema cardiocirculatorio y la formación de la sangre. Este permite al cuerpo asimilar el hierro e incorporarlo en la hemoglobina. Sus deficiencias causan cansancio y debilidad por anemia, que no mejora por la terapia habitual de hierro, y escasez de glóbulos blancos. El cobre apoya la asimilación de vitamina C y es importante para la producción de ARN y TSH, una hormona producida por la hipófisis, que regula la secreción de las hormonas de la tiroides.

En muy pequeñas cantidades, el cobre es imprescindible para la vida, pero el suministro excesivo produce intoxicaciones por ejemplo el cuprismo, que se da generalmente por ingestión de sales de cobre tóxicas, que se manifiestan mediante náuseas, vómitos, diarreas, dolores de estómago y cabeza, pero también existe una serie de síntomas, que se observan en pacientes con exceso crónico de cobre. Se trata de depresiones, irritabilidad, insomnio, trastornos de comportamiento, alucinaciones, hiperactividad y trastornos de aprendizaje en niños, inflamaciones del riñón, enfermedades hepáticas, así como dolores musculares y articulares. Los efectos tóxicos crónicos, atribuibles al cobre, sólo parecen existir en personas que han heredado una pareja específica de genes recesivos autosómicos y que, como

consecuencia, desarrollan una degeneración hepatolenticular (enfermedad de Wilson), es una enfermedad rara. La mayor parte de la alimentación diaria que consume el hombre contiene de 2 a 5 mg de cobre, que prácticamente no se retiene en el organismo. El contenido corporal de cobre en una persona adulta es de 100 a 150 mg y es casi constante. En individuos normales (sin enfermedad de Wilson), casi todo el cobre está presente como parte integrante y funcional de una docena de proteínas y sistemas enzimáticos.

En general, los metales pesados se han convertido en un tema actual tanto en el campo ambiental como en el de salud pública. Los daños que causan son tan severos y en ocasiones tan ausentes de síntomas, que las autoridades ambientales y de salud de todo el mundo ponen mucha atención en minimizar la exposición de la población, en particular de la población infantil, a estos elementos tóxicos.

Todos los suelos poseen metales pesados como resultado de los procesos geológicos y edafogenéticos. Al contenido natural de elementos químicos existentes en un suelo se le llama fondo geoquímico local (FG) o nivel de fondo (Ross, 1994) y representa, una situación ideal que se debe conocer para determinar la contaminación, por la presencia de cantidades de metales inusualmente elevadas, lo que implica se deben buscar soluciones para este problema sobre todo en suelos agrícolas, donde han utilizado grandes cantidades de fertilizantes químicos.

2.7 Contaminación del suelo

El suelo se ha visto seriamente alterado debido a diversas actividades antropogénicas, como la ocupación por viviendas u otro tipo de construcción, impermeabilización, traslado, eliminación, uso de abonos, sedimentación de contaminantes atmosféricos de origen industrial y natural, los vertidos y depósitos industriales, residuos urbanos, etc., Todo esto produce alteraciones en los suelos difícilmente cuantificables y de efectos irreversibles.

Este problema es de gravedad, debido a que el suelo es el paso intermedio entre la atmósfera y la hidrosfera, por lo que sus perturbaciones producirán desequilibrio en esta última (Seoánez *et al.*, 1999).

En particular, los vertidos industriales y urbanos, actividades agrícolas, lodos procedentes de estaciones depuradoras y depósitos de residuos industriales, provocan que se incrementen los niveles de los metales pesados (Zn, Pb, Cu, y Cd particularmente), hasta una profundidad de 36 a 40 cm. Este incremento provoca, en la biota edáfica y en las plantas, cambios morfológicos en su bioquímica, actividades enzimáticas y la reproducción (Cervantes *et al.*, 1988).

Los metales tienden a acumularse en la superficie del suelo, quedando accesibles al consumo de las raíces de los cultivos (Baird, 1999). Las plantas cultivadas en suelos contaminados, absorben en general más oligoelementos y la concentración de éstos en los tejidos vegetales, está a menudo directamente relacionada con su abundancia en los suelos y especialmente en la solución húmeda (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Gulson *et al.* (1996) mencionan que excesivas concentraciones de metales en el suelo podrían impactar la calidad de los alimentos, la seguridad de la producción de cultivos y la salud del medio ambiente, ya que estos se mueven a través de la cadena alimenticia vía consumo de plantas por animales y estos a su vez por humanos. Los metales acumulados en la superficie del suelo, se reducen lentamente mediante la lixiviación, el consumo por las plantas, la erosión y la deflación.

2.8 Plantas vasculares y los contaminantes.

La sensibilidad de las especies vegetales a los metales pesados, varía considerablemente a través de reinos y familias, y son las plantas vasculares ligeramente más tolerantes (Rosa, 1999). Las plantas vasculares, han sido recomendadas por la Agencia de Protección Ambiental (EPA) y por la Administración de Drogas y Alimentos (FDA), ambas de los Estados Unidos, debido a su buena sensibilidad. Las diferentes respuestas de estas a los metales pesados pueden ser

atribuidas a factores genéticos y fisiológicos (Calow, 1993). Todas las plantas absorben metales del suelo donde se encuentran, pero en distinto grado, dependiendo de la especie vegetal, y de las características y contenido en metales del suelo. Las plantas pueden adoptar distintas estrategias, frente a la presencia de metales en su entorno (Baker, 1981; Barceló, 2003). Unas basan su resistencia a los metales con la estrategia de una eficiente exclusión del metal, restringiendo su transporte a la parte aérea. Otras, acumulan el metal en la parte aérea en una forma no tóxica para la planta. La exclusión, es más característica de especies sensibles y tolerantes a los metales, y la acumulación es más común de especies que aparecen siempre en suelos contaminados. Algunas plantas son capaces de acumular cantidades excesivas de metales pesados, y se les conoce con el término "hiperacumuladoras", que fue introducido primero por Brooks y colaboradores (1977), refiriéndose originalmente a las plantas que adquirieron una concentración excesiva del níquel (1000 mg/g) sobre la base del peso seco. El concepto fue ampliado más adelante a otros elementos tales como cadmio, cobalto, cobre, plomo, selenio y zinc.

Las plantas hiperacumuladoras generalmente tienen poca biomasa debido a que ellas utilizan más energía en los mecanismos necesarios para adaptarse a las altas concentraciones de metal en sus tejidos (Kabata-Pendias, 2000). La capacidad de las plantas para bioacumular metales y otros posibles contaminantes, varía según la especie vegetal y la naturaleza de los contaminantes. Estas diferencias en la absorción de metales, pueden ser atribuidas precisamente a la capacidad de retención del metal en cuestión, por el suelo de cultivo y a la interacción planta-raíz-metal y al metabolismo vegetal propio (Vig *et al.*, 2003). De acuerdo con la estrategia de acumulación de Baker (1981), las plantas hiperacumuladoras pueden superar en 100 ó más veces los valores normales de metales acumulados. Estas plantas, son especies muy tolerantes a uno o más metales pesados y a menudo su distribución está restringida a suelos ricos en un rango amplio de concentraciones de metales, pues no son competitivas en zonas no contaminadas. La hiperacumulación ha evolucionado en más de 400 especies de plantas repartidas en 45 familias botánicas, siendo la familia Brassicaceae una de las que cuenta con más géneros de este tipo. Existen varias hipótesis de cómo se pueden

adaptar las especies a la hiperacumulación, pero la más actual es su función en la protección de la planta contra el estrés biótico causado por patógenos y herbívoros. Esta propuesta es muy atractiva para explicar la razón de ser de las plantas hiperacumuladoras y difiere de la defensa química natural existente en todas las plantas, basada en la síntesis de productos orgánicos procedentes del metabolismo secundario (Llugany *et al.*, 2007). Este tipo de protección requiere ciertas condiciones: la primera es que el metal sea más tóxico para el patógeno o herbívoro que para la planta; la segunda, que el metal impida la virulencia del patógeno o herbívoro y finalmente, la tercera, que el metal incremente la resistencia de la planta frente al factor causante del estrés biótico.

2.9 Fitorremediación

Actualmente, se emplea el término fitorremediación para hacer referencia a una serie de tecnologías, que se basan en el uso de plantas para limpiar o restaurar ambientes contaminados, como aguas, suelos, e incluso aire. Es un término relativamente nuevo, acuñado en 1991. Se compone de dos palabras, fito (ta), que en griego significa planta o vegetal, y remediar (del latín *remediare*), que significa poner remedio al daño, corregir o enmendar algo. Fitorremediación significa remediar un daño por medio de plantas o vegetales. De manera más completa, la fitorremediación puede definirse como una tecnología sustentable que se basa en el uso de plantas para reducir *in situ*, la concentración o peligrosidad de contaminantes orgánicos e inorgánicos de suelos, sedimentos, agua, y aire, a partir de procesos bioquímicos realizados por las plantas y microorganismos asociados a su sistema de raíz que conducen a la reducción, mineralización, degradación, volatilización y estabilización de los diversos tipos de contaminantes. En la actualidad se han definido diferentes estrategias de fitorremediación y cada una de estas tiene condiciones particulares, determinadas principalmente por el tipo de contaminante y el sustrato a tratar suelos, sedimentos o agua. En forma general, las medidas correctivas para contaminantes orgánicos incluyen la fitodegradación (o fitotransformación) y (Figura 1).

Fitodegradación o fitotransformación: se basa en el uso de plantas para degradar o transformar, en sustancias menos tóxicas, diversos tipos de contaminantes orgánicos como hidrocarburos aromáticos polinucleares, hidrocarburos totales del petróleo, plaguicidas (herbicidas, insecticidas y fungicidas), compuestos clorados, y surfactantes (detergentes). A través de reacciones enzimáticas que llevan a cabo plantas y microorganismos en la rizósfera, es decir, la zona del suelo estrechamente asociada con las raíces de las plantas, dichos contaminantes son parcial o completamente degradados o transformados. De esta manera son asimilados por las plantas y secuestrados en sus vacuolas o fijados a estructuras celulares insolubles, como la lignina. (Núñez y Meas 2004).

Fitoestimulación: en este caso, los exudados de las raíces de las plantas estimulan el crecimiento de microorganismos, capaces de degradar contaminantes orgánicos. Como parte de sus actividades metabólicas y fisiológicas, las plantas liberan azúcares simples, aminoácidos, compuestos alifáticos y aromáticos, nutrientes, enzimas y oxígeno, y los transportan desde sus partes superiores hasta sus raíces, favoreciendo el desarrollo de comunidades microbianas en el suelo circundante; particularmente hongos y bacterias, cuyas actividades metabólicas causan la mineralización de los contaminantes. (Núñez y Meas 2004).

Fitovolatilización: algunas plantas son capaces de volatilizar ciertos contaminantes, como mercurio y selenio, contenidos en suelos, sedimentos o agua. Tales contaminantes son absorbidos, metabolizados, transportados desde su raíz a sus partes superiores y liberados a la atmósfera en formas volátiles, menos tóxicas o relativamente menos peligrosas, en comparación con sus formas oxidadas. La transformación de dichos elementos se efectúa básicamente en la raíz, y su liberación se lleva a cabo durante la transpiración. (Núñez y Meas 2004).

Fitoestabilización: este tipo de estrategia es factible para sitios contaminados (Kumar *et al.*, 1995), utiliza plantas que desarrollan un denso sistema de raíz, para reducir la biodisponibilidad de metales y otros contaminantes en el ambiente por medio de

mecanismos de secuestro, lignificación o humidificación. (Núñez y Meas 2004). Las plantas ejercen un control hidráulico en el área contaminada, es decir actúan como una bomba solar que succiona humedad de los suelos debido a sus altas tasas de evapotranspiración. Puesto que este proceso mantiene también una humedad constante en la zona de la rizósfera, se presentan las condiciones adecuadas para la inmovilización de los metales. Esto ocurre a través de reacciones químicas como la precipitación o formación de complejos insolubles o por mecanismos físicos, como la adsorción. En esta zona, los metales se fijan fuertemente en las raíces de las plantas o en la materia orgánica de los suelos, limitando así su biodisponibilidad y su migración vertical hacia los mantos freáticos.

Fitoextracción o fitoacumulación: en esta estrategia se explota la capacidad de algunas plantas para acumular contaminantes en sus raíces, tallos o follaje, las cuales pueden ser fácilmente cosechadas. Los contaminantes extraídos son principalmente metales pesados, aunque también puede extraerse cierto tipo de contaminantes orgánicos y elementos e isótopos radiactivos. Generalmente los sistemas de fitoextracción se implementan para extraer metales de suelos contaminados, por medio de plantas conocidas como metalofitas, es decir acumuladoras de metales; sin embargo, también pueden implementarse para tratar aguas residuales. (Núñez, 2004.)

Rizofiltración: se basa exclusivamente en hacer crecer, en cultivos hidropónicos, raíces de plantas terrestres con alta tasa de crecimiento y área superficial para absorber, concentrar y precipitar metales pesados de aguas residuales contaminadas. (Núñez y Meas 2004).

Como puede apreciarse, las estrategias de fitorremediación hacen referencia a los mecanismos predominantes realizados por las propias plantas, pero también, en algunos casos, indican el papel que tienen las comunidades microbianas durante el proceso de remediación, asociada a su sistema de raíz, por ejemplo las micorrizas.

Algunas plantas hiperacumuladoras tienen la capacidad para acumular concentraciones de metales 10 a 500 veces mayores que otras especies, alcanzando de 1 a 5% del peso seco de la planta (Cuadro 1).

Para mejorar el proceso de fito-extracción, la biodisponibilidad del contaminante hacia las raíces puede facilitarse a través de la adición de agentes acidificantes, de fertilizantes o quelantes (Prasad y Freitas 2003). Con este principio, existen dos estrategias básicas (Salt *et al* 1998):

Fitoextracción asistida por quelantes: la adición de agentes quelantes al suelo, favorece la acumulación de metales en las partes cosechable de una planta. Estos, incrementan la solubilidad de metales en el suelo. Este proceso es el que se encuentra más desarrollado y disponible comercialmente.

Fitoextracción continua a largo plazo: Se basa en procesos fisiológicos especializados, que permiten la acumulación de metales durante todo el ciclo de crecimiento. Las plantas con esta capacidad pueden acumular, de forma natural, metales (> 1%) como Zn, Ni, Se o Mo.

La velocidad de remoción de un contaminante depende de la biomasa durante la cosecha, del número de cosechas por año y de la concentración del metal en la biomasa cosechada. El éxito de la fitoextracción depende principalmente de (i) la capacidad de la especie para acumular grandes cantidades del contaminante (1-3% en biomasa en peso seco) en sus tejidos cultivables, y de (ii) la capacidad para producir grandes cantidades de biomasa en corto tiempo (Cunningham y Ow 1996, Prasad y Freitas 2003).

Uno de los principales factores que rigen la disponibilidad de iones metálicos para las plantas, es su solubilidad. La limitada biodisponibilidad de ciertos iones metálicos, debido a su baja solubilidad en agua y a su adsorción a las partículas del suelo, restringe su captación/acumulación por las plantas. La solubilidad de los iones metálicos depende de varias propiedades físicas y químicas del suelo, así como de su

mineralogía, concentración y especie (Chaney *et al.*, 1997, Singh *et al.*, 2003). Además de lo anterior, para considerar el uso de la fitorremediación, como opción de recuperación para un sitio, debe tenerse en cuenta el nivel de limpieza requerido, las condiciones del sitio y las plantas usadas.

Las especies de plantas ideales para el proceso de fitorremediación no solo deben ser tolerantes y acumular niveles altos de metales tóxicos, sino además deben presentar un rápido índice de desarrollo y potencial para producir una gran cantidad de biomasa, para que se lleve a cabo una remoción significativa de los contaminantes en el menor tiempo posible.

También deben considerarse especies fitorremediadoras con valores ecológicos deseables, que propicien diversidad de hábitats apropiados para otras especies y también económicos en los que se puedan aprovechar algunos de sus recursos sin que estos sean peligrosos para la salud.

Se debe tener en cuenta, que al terminarse el proceso de fitorremediación se debe manejar adecuadamente el material vegetal contaminado, algunas especies no van a acumular niveles significativos de contaminante y las que si lo acumulan al ser cosechadas necesitan ser recicladas o dispuestas de acuerdo a las regulaciones establecidas (Ross, 1994).

La velocidad de captación de contaminantes y tiempo requerido para la limpieza de un suelo contaminado, depende de la velocidad de captación de contaminantes por la planta (Schnoor, 1997); el mantenimiento del sistema puede requerir de la adición de fertilizantes y/o agentes quelantes que aceleren la fitorremediación, al hacer más biodisponibles los contaminantes.

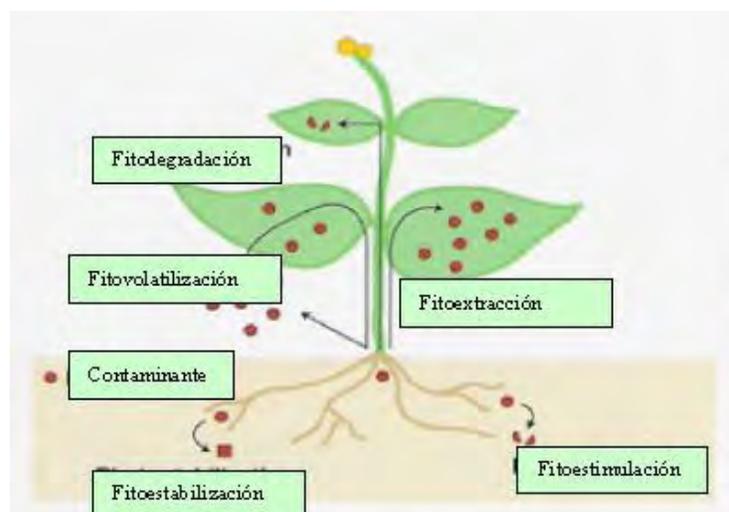


Figura 1. Modelo conceptual de posibles transportes del contaminante (circulo rojo) en la dinámica de planta-suelo (adaptado de Pilon y Smits 2002)

Cuadro 1. Especies de plantas hiperacumuladoras.

Elemento	Especie	Concentración mgKg ⁻¹	Referencia
Arsénico	<i>Pteris vitatta</i>	14,500	(Lasat, 2002)
Cadmio	<i>Thlaspi caerulescens</i>	3,000	(Volke <i>et al.</i> , 2005)
		1,800	(Lasat, 2002)
Cobalto	<i>Haumaniastrum robertii</i>	10,200	(Volke <i>et al.</i> , 2005)
			(Lasat, 2002)
Cobre	<i>H. Katangense</i>	8,356	(Volke <i>et al.</i> , 2005)
	<i>Ipomea alpina</i>	12,300	
Manganeso	<i>Macadomia neurophylla</i>	55,000	(Volke <i>et al.</i> , 2005)
Níquel	<i>Alyssum bertolonii</i>	13,400	(Volke <i>et al.</i> , 2005)
	<i>Berkheya coddii</i>	17,000	
	<i>Sebertia acuminata</i>	25,000	(Lasat, 2002)
Plomo	<i>T. rotundifolium</i>	8,200	(Volke <i>et al.</i> , 2005)
Selenio	<i>Astragalus pattersoni</i>	6,000	(Volke <i>et al.</i> , 2005)
	<i>Astralagus racemosus</i>	14,900	(Volke <i>et al.</i> , 2005)
Talio	<i>Iberis intermedia</i>	3,070	(Volke <i>et al.</i> , 2005)
Zinc	<i>T. calaminar</i>	10,000	(Volke <i>et al.</i> , 2005)
	<i>Thlaspi caerulescens</i>	39,600	(Lasat, 2002)

La fitorremediación se ha convertido en una alternativa tangible ya que es una tecnología viable, eficiente y útil para la limpieza de suelos contaminados. Su efectividad ha sido demostrada con todo tipo de contaminantes xenobióticos (López-Martínez *et al.*, 2005) y representa la mejor alternativa de recuperación de sitios

contaminados, con un grado moderado de contaminación (Mc Grath *et al.*, 2001). La fitorremediación es potencialmente aplicables en los países en desarrollo, donde los fondos disponibles para la restauración del medio son escasos (Nascimento y Xing, 2006).

La fitorremediación presenta limitaciones, sin embargo sus ventajas promueven su amplia utilización (cuadro 2) (Kirkman, 2006; Volk *et al.*, 2005; Mirikawa y Özgür, 2003; Velasco y Volke, 2003; Mc Grath *et al.*, 2001; Memon *et al.*, 2001; Macek *et al.*, 2000; Saxena *et al.*, 1999; Anderson *et al.*, 1998).

Cuadro 2. Principales ventajas y limitaciones de la fitorremediación.

Ventaja	Limitaciones
Es una tecnología simple y fácil aplicación	Limitada por el tipo de suelo, la temporada anual, las condiciones climáticas y geológicas
Es un tratamiento seguro con mínimos riesgos a la salud humana	Aplicable a sitios con concentraciones bajas a moderadas de contaminantes
Es tecnológicamente efectiva	Los contaminantes deben estar biodisponibles
Aplicable <i>in situ</i> : evita la excavación	El tipo de planta determina la profundidad de la zona a tratar (unos cm hasta varios metros)
El impacto al ambiente es mínimo	Riesgo de entrada de los contaminantes en las redes tróficas
Bajo costos de instalación y operación	Los contaminantes acumulados en las hojas pueden incorporarse nuevamente al medio
80% mas barata que otras técnicas	Pueden requerirse varios ciclos de cultivo
Se requiere de un mínimo mantenimiento	Se requieren largos periodos de remediación (1 – 20 años)
El manejo de materiales es mínimo	
Baja generación de residuos secundarios al suelo, agua y aire.	
Versátil para el tratamiento de una amplia gama de compuestos peligrosos	
El suelo no pierde fertilidad y puede crecer nueva vegetación	
La concentración de contaminantes en el tejido vegetal genera un volumen pequeño, el cual puede ser manejado de forma adecuada	
Los metales de los residuos generados se pueden recuperar	
Tiene una amplia aceptación pública	
No requiere el uso de energía	
Es útil en sitios con niveles bajos de contaminación	

3. *Capsicum annum* L.

El chile jalapeño es así llamado por su centro tradicional de producción, la ciudad mexicana de Xalapa, en Veracruz ó chile cuaresmeño, es una de las variedades picantes de *C. annum* más extensamente cultivadas y consumidas en América. Sólo en México se dedican más de 6.000 ha a su producción, principalmente en la cuenca del río Papaloapán, en el norte de Veracruz y en la zona de Delicias, en Chihuahua; en menor escala, se le cultiva también en Jalisco, Nayarit, Sonora, Sinaloa, Hidalgo y Chiapas.

El fruto del jalapeño es carnoso y alargado, alcanzando los 7 cm de largo y alrededor de 3 de ancho en la base. Se emplea para su consumo antes y después de la maduración; una parte importante de la producción total se destina al secado, proceso tras el cual se lo conoce como chile chipotle (del náhuatl chilpochtli, que significa "chile ahumado"). Es una variedad medianamente picante, entre 2.500 y 8.000 puntos en la escala Scoville, aunque la intensidad del sabor depende en gran medida de las características del terreno y de la variedad de semilla, buena parte de la capsaicina, el alcaloide que provoca la picazón, se concentra en las venas y semillas en el interior del fruto; retirarlas antes de su empleo proporciona un sabor más delicado.

Como los restantes cultivares de *C. annum*, el jalapeño se planta habitualmente poco antes del comienzo de la estación húmeda, y lo favorecen las altas temperaturas. Normalmente se cosecha alrededor de 70 días tras la siembra, rindiendo entre 25 y 35 frutos por planta.

3.1 Importancia del cultivo de pimiento

El pimiento (*Capsicum annum* L.), cultivo hortícola originario de América, es de gran importancia nacional y mundial por su amplia difusión y gran importancia económica, siendo el quinto cultivo hortícola en cuanto a superficie cultivada se refiere y el octavo según la producción total, a nivel mundial (Nuez Viñals *et al.*, 1996 y FAO, 1991).

3.2 Importancia alimenticia

Los usos del fruto natural o procesado de *Capsicum annuum* son múltiples. Aparte del consumo en fresco, cocido, o como un condimento o "especia" en comidas típicas de diversos países, existe una gran gama de productos industriales que se usan en la alimentación humana: congelados, deshidratados, encurtidos, enlatados, pastas y salsas. Además, un uso importante del Chile, es como materia prima para la obtención de colorantes y de oleorresinas con fines industriales. Como encurtidos; el chile jalapeño es muy usado por ser medianamente picante y de muy buen gusto.

3.3 Botánica

El pimiento pertenece a la familia botánica de las Solanáceas. Debido a su gran variabilidad genética, se presentan diversas posturas en cuanto a su denominación botánica. La mayoría de autores coinciden en denominar *Capsicum annuum* a la especie que engloba a todas las variedades cultivadas.

Clasificación taxonómica

REINO	Plantae
División	Magnoliophyta
Clase	Magnoliopsida
Subclase	Asteridae
Orden	Solanales
Familia	Solanaceae
Genero	<i>Capsicum</i>
Especie	<i>C. annuum</i>
Subespecie	<i>C. annuum</i> var. <i>annuum</i>



Figura 2. Planta de chile.

3.4 Descripción general

Tallo

El pimiento se cultiva como una planta herbácea anual. Su aspecto es glabro, de tallos erguidos, con altura y forma de desarrollo muy variables en función del cultivar (Figura 2), como así también de las condiciones ambientales y del manejo. El tallo principal es de crecimiento limitado y erecto. A partir de cierta altura “cruz” emite 2 o 3 ramificaciones (dependiendo de la variedad) y continúa ramificándose de forma dicotómica hasta el final de su ciclo (los tallos secundarios se bifurcan después de brotar varias hojas, y así sucesivamente) (Nuez Viñals *et al.*, 1996). Nuez Viñals *et al.* (1996) señala que el pimiento tiene un crecimiento simpodial y cada conjunto completo de hojas y flores una unidad.

Hojas

Las hojas enteras, con un largo pecíolo o casi sésiles, tienen una forma entre lanceolada y aovada, con el borde entero o muy ligeramente sinuado en la base. Es de color verde claro u oscuro y en ocasiones de color violáceo. De una planta a otra se encuentran variaciones en las dimensiones y el número de hojas, así, la superficie de la hoja del pimiento para pimentón es normalmente menor que la de los pimientos de fruto grande (FAO, 1991).

Las hojas se caracterizan por ser enteras, lampiñas y lanceoladas, con un ápice muy pronunciado (acuminado) y un pecíolo largo y poco aparente. El haz es glabro (liso y suave al tacto) y de color verde más o menos intenso (dependiendo de la variedad) y brillante. El nervio principal parte de la base de la hoja como una prolongación del pecíolo, del mismo modo que las nerviaciones secundarias son pronunciadas y llegan casi al borde de la hoja. La inserción de las hojas en el tallo tiene lugar de forma alterna y su tamaño es variable en función de la variedad, existe cierta correlación entre el tamaño de la hoja adulta y el peso medio del fruto (Nuez Viñals *et al.*, 1996).

Flores

Nuez Viñals *et al.* (1996) enuncian que las flores del pimiento son hermafroditas, suelen nacer solitarias en cada nudo y con el pedúnculo torcido hacia abajo cuando se produce la antesis. Algunas veces, en el caso de los pimientos picantes pueden aparecer en grupos de 2 ó 3 e incluso en ocasiones excepcionales de más de 5 (variación fasciculada). El cáliz, de una sola pieza, está formado por 5- 8 sépalos verdes que persisten y se endurecen hasta madurar el fruto.

La corola es usualmente blanca lechosa, está formada por 5- 8 pétalos, con la base de los mismos formando un tubo muy corto. El androceo está formado por 5- 8 estambres y el gineceo por 2-4 carpelos.

Están localizadas en los puntos donde se ramifica el tallo o axilas, encontrándose en número de una a cinco por cada ramificación. Generalmente, en las variedades de fruto grande se forma una sola flor por ramificación y más de una en las de frutos pequeños (Orellana Benavides, 2000).

La planta de pimiento es monoica, tiene los dos sexos incorporados en una misma planta, y es autógama, es decir, se autofecunda; aunque puede experimentar hasta un 45% de polinización cruzada (Orellana Benavides, 2000).

Fruto

El fruto es una baya hueca, de superficie lisa y brillante, de colores y formas muy variables, con características típicas en cada cultivar. En el interior de la baya discurren 2 ó 4 tabiques incompletos a lo largo de la pared del fruto, uniéndose solamente en la base de la placenta. Maroto Borrego (1995) señala que el color de los frutos, así como cambios del mismo, es debido a la presencia de pigmentos carotenoides y antocianos.

El grosor del pericarpio es una de las características importantes para la valoración de las variedades, de tal modo que el pimiento cultivado para consumo fresco, debe tener un pericarpio carnoso, mientras que el pimiento para pimentón deberá tenerlo bastante

fino (FAO, 1991). La presencia del alcaloide llamado capsicina, Guenkov (1974) plantea que la concentración de este alcaloide es mayor en la placenta, menor en la pulpa y casi no se encuentra en las semillas y la piel. Los frutos de pimiento poseen un elevado contenido vitamínico, principalmente en forma de vitamina C (Maroto Borrego, 1995).

En la región de la placenta se insertan las semillas, aplastadas, normalmente de 4 a 5 mm de diámetro, de color blanco amarillento. Maroto Borrego, (1995). Las semillas de los cultivares de *Capsicum annuum* no presentan fenómenos de latencia (Nuez Viñals *et al.*, 1996).

Raíz

El sistema radicular es pivotante y profundo (dependiendo de la profundidad y textura del suelo), con numerosas raíces adventicias que horizontalmente pueden alcanzar una longitud comprendida entre 50 cm y 1 m (Nuez Viñals *et al.*, 1996).

4. MICORRIZAS

Las micorrizas (Anexo. Figura 2) son un tipo particular de asociación entre hongos y plantas superiores; esta simbiosis desempeña un papel crucial en el reciclaje de elementos (Raven, 1992) y contribuye de manera significativa a la nutrición mineral de la planta hospedera (Barker *et al.*, 1998).

Con el uso de microorganismos en la agricultura, como los hongos micorrízicos arbusculares (HMA), se mejoran las propiedades físicas del suelo, el crecimiento de las plantas y el reciclado de los nutrientes del suelo. Gracias a estos microorganismos, existe una mejor asimilación de nutrientes a través de la liberación del fósforo, potasio, la fijación del nitrógeno (NO_3^- , NH_4^+), la producción de hormonas vegetales, la simbiosis con hongos formadores de micorriza y el control biológico natural. Los microorganismos endófitos, comprenden a los hongos y bacterias, que viven sin causar daño en el interior de células o tejidos de las plantas superiores durante una parte considerable de su ciclo de vida (Quispe, 1992). En general, los microorganismos endófitos pueden localizarse en espacios intracelulares, intercelulares o en el tejido vascular (Reinhold-Hurek, 1998).

Son varias las maneras en que actúan los HMA en la rizosfera y tal vez la más importante sea que incrementan significativamente el volumen de suelo explorado por las raíces de las plantas, sobre todo tratándose de la búsqueda de los elementos de menor movilidad en el suelo (Ayling *et al.*, 1997).

La asociación micorrizica consta de tres partes: 1) la raíz, 2) la estructura fúngica en asociación interna con la raíz y 3) el micelo externo (Lambers *et al.* 1998); en las cuales los filamentos de hongos íntimamente asociados con las raíces más pequeñas, penetran en sus tejidos externos y rodean a la raíz y con frecuencia toman el lugar de los pelos radiculares ayudando a la planta a absorber agua y nutrimentos del suelo (Sinnott, 1963).

La relación simbiótica es un mutualismo (Allen, 1996, que favorece la adquisición de nutrimentos por las plantas (Read *et al.*, 1992) las cuales a su vez, suministran carbohidratos para el desarrollo fúngico en porcentaje considerable, debido a que entre el 10 y 20% de la fotosíntesis neta de una planta es requerida para la formación, funcionamiento y mantenimiento de las estructuras de los hongos micorrizicos (Jakobsen y Rosendahl, 1990).

Esta relación se presenta entre el 85-90% de las más de 231,000 especies de angiospermas (Annapurma *et al.*, 1996), 83% de las dicotiledóneas, 79% de especies monocotiledoneas y en todas las gimnospermas, incluyendo a algunas epífitas como las orquídeas.

El uso de HMA en viveros es factible en aquellos cultivos que habitualmente contemplan la práctica del trasplante, como es el caso de los frutales y de muchas hortalizas. En este sentido, es necesario utilizar cepas altamente efectivas y competitivas tanto en viveros como en almácigos, ya que las plantas herbáceas necesitan a la micorriza para crecer mejor, mientras que las plantas arbóreas las precisan para sobrevivir (Roldan-Fajardo y Barea, 1987).

Se ha demostrado ampliamente que las micorrizas arbusculares mitigan el estrés e incrementan el crecimiento de las plantas en sitios fuertemente contaminados con metales pesados, por lo que son una herramienta biotecnológica potencial para la restauración de ecosistemas degradados (Gaur y Adholeya, 2004).

5. JUSTIFICACIÓN

La fitorremediación es una solución prometedora para la limpieza de sitios contaminados por una variedad de metales pesados, ya que los costos del cultivo son mínimos comparados con los de la remoción y sustitución de suelo, por ello el uso de plantas para remediar suelos contaminados con metales es muy promisorio (Chaney *et al.*, 1997). En México se cuenta con aproximadamente 30 mil especies de plantas vasculares y un alto índice de endemismo y se considera que solo alrededor de 400 especies, que representan el 0.2 % de las angiospermas, han sido reconocidas como plantas hiperacumuladoras (McGrath *et al.* 2002), quedando entonces un gran número de especies para descubrirse e identificarse como fitorremediadoras, debido a que los mecanismos tanto moleculares, bioquímicos y fisiológicos de las plantas no se conocen a detalle.

Los suelos de cultivo en México se consideran contaminados debido al uso indiscriminado de fertilizantes químicos, pesticidas, productos empleados en la producción de alimentos y riego con aguas residuales. Se reporta que en lugares donde se ha regado con aguas residuales y a consecuencia de la acumulación de metales por estos usos en suelos, ha llegado a acumularse en plantas como maíz, trigo y alfalfa, metales pesados como cadmio, níquel y plomo en las mismas, principalmente en tejido foliar, en hojas de la alfalfa e incluso en granos de trigo (Lucho *et al.*, 2005 a, b), pero aún existen plantas a las que no se les conoce e identifica como fitorremediadoras, y que pueden ser cultivadas en suelos contaminados y/o regadas con aguas no tratadas.

Para el caso del Chile prácticamente no existen trabajos de investigación. Por lo que en este trabajo se evaluó la capacidad fitorremediadora de *Capsicum annum* L. para conocer la acumulación y/o estabilización de metales pesados en alguno de sus órganos.

6. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1. ¿*Capsicum annum* L. absorberá metales pesados como Zn, Pb, Cd, Cu y Ni, si es cultivada en suelos contaminados con estos elementos para ser considerada como fitoextractora?
2. ¿Influirá la micorrización del suelo para que *Capsicum annum* L., acumule una mayor concentración de metales pesados?
3. ¿Los metales pesados llegarán hasta el fruto que es comestible por lo que será peligroso su consumo?

7. HIPÓTESIS

Si *Capsicum annum* L. acumula metales pesados en la parte aérea será considerada como fitoextractora.

Si *Capsicum annum* L. es micorrizada, tendrá una mayor absorción de metales pesados.

Si *Capsicum annum* L. acumula metales pesados en su fruto, será un riesgo para la salud su consumo.

8. OBJETIVOS

8.1 Objetivo general

Evaluar la capacidad fitorremediadora de *Capsicum annuum* (chile jalapeño) en suelos contaminados con metales pesados (Cd, Pb, Zn, Ni y Cu).

8.2 Objetivos específicos

Determinar la concentración de metales pesados (Cd, Pb, Zn, Ni y Cu), en diferentes órganos de la planta (raíz, tallo, hojas y frutos) de *Capsicum annuum* L.

Determinar la concentración de metales pesados (Cd, Pb, Zn, Ni y Cu), en diferentes órganos de la planta de *Capsicum annuum* L. inoculada con micorrizas HMA.

Determinar la concentración de metales pesados (Cd, Pb, Zn, Ni y Cu), en el suelo antes y después de la cosecha.

9. MATERIAL Y MÉTODOS

9.1 Ubicación del lugar de trabajo

La fase de vivero se realizó en Cd. Nezahualcóyotl y la de laboratorio se llevó a cabo en el Laboratorio de contaminación y fitorremediación de suelos, del Campus-II de la FES Zaragoza, UNAM. Delegación Iztapalapa de la Ciudad de México.

9.2 Colecta y preparación del sustrato

El suelo utilizado en este proyecto fue tierra negra comercial, adquirida en el mercado de Cuemanco, Delegación Xochimilco. DF.

9.3 Preparación de macetas

Se prepararon un total de 40 macetas (Anexo. Figuras 4 y 5) en bolsas de plástico color negro de 35 x 35 calibre 600 y se les perforo en la base para el drenado, se introdujeron 3,700 g de suelo seco por maceta a los tratamientos T y MP; y 3,600 g de suelo seco mas 100 g de inoculo de micorriza a los tratamientos HMA, HMA+MP, se les distribuyó de la siguiente manera:

10 macetas como Testigo (T).

10 macetas con inóculo de micorrizas (HMA).

10 macetas con una mezcla de metales pesados (MP).

10 macetas con inoculo de micorrizas y mezcla de metales pesados (HMA +MP).

Todas las macetas se mantuvieron humedecidas a capacidad de campo (CC).

9.4 Preparación de inóculo de micorriza (HMA).

Para la micorrización de las plantas, se utilizó suelo de la rizósfera obtenido del Parque Ecológico Cubitos, en Pachuca, Estado de Hidalgo. El suelo se mantuvo en refrigeración a 4⁰c, con el fin de mantener la viabilidad de esporas; del suelo se peso 100 gramos previamente seco a temperatura ambiente y tamizado, para la cuantificación de esporas basada en la técnica de decantación y tamizado de Gerdermann y Nicolson, 1963. Obteniendo un promedio de 1798 esporas por 100 g, se le añadió 100 g de este suelo a cada una de las macetas (HMA) y (HMA+MP).

9.5 Germinación de germoplasma

El germoplasma de *Capsicum annuum* L. Se obtuvo de la empresa hotaflor del rancho los molinos (Anexo. Figura 1). En el vivero se pusieron a germinar 100 semillas en un almacigo (Anexo. Figura 3), germinando dos semanas después un total de 90 plantas y una vez que obtuvieron en promedio de 4-5 hojas verdaderas fueron trasplantadas a sus respectivas macetas.

9.6 Capacidad de campo (CC) y riego.

Para conocer la humedad a capacidad de campo, el suelo se expuso al sol para su secado durante 15 días, una vez deshidratado y con un peso de 3700 g por maceta, se humedeció totalmente con agua de la llave alcanzando un peso de 5200 g por maceta, manteniendo este peso semana a semana para los tratamientos humedecidos a capacidad de campo (CC).

A partir de la fecha de trasplante, se regaron las macetas diariamente, pesando al azar algunas de ellas y los gramos faltantes para ajustar su peso original, era la cantidad de agua en mL lo que se incorporó como riego; semanalmente se pesaron cada una de las macetas y se regaban si era necesario hasta ajustar al peso deseado.

9.7 Incorporación de metales a las macetas

A las macetas de los tratamientos MP y HMA+MP, se les regó los primeros días con una solución de metales pesados (Cd, Cu, Ni, Pb y Zn) hasta alcanzar la cantidad de 700 mL por maceta. La concentración diluida se muestra en el cuadro 4.

9.8 Medición y variables de respuesta semanales.

Durante el desarrollo y crecimiento se evaluaron y registraron semanalmente: la altura con la ayuda de un flexómetro, número de hojas, diámetro de tallo utilizando un vernier marca Scala, modelo INOX 222A, tomando la medida en la base del tallo, número de flores y número de frutos, pH del suelo con un pHmetro para suelo marca Ludwig, temperatura y humedad del ambiente con un termohidrómetro RadioShack modelo 63-1032, temperatura del suelo con un termómetro especializado (Anexo. Figura 14) y cobertura utilizando la fórmula siguiente:

$$\text{Cobertura} = [(d1+d2) /4]^2 (\pi)$$

Donde:

d1= Primer diámetro de cobertura del dosel

d2= Segundo diámetro de cobertura del dosel

π = pi

9.9 Cuantificación de Metales pesados en planta

Al término de la fase experimental se efectuó la cosecha de las plantas registrando: altura, longitud de la raíz, peso húmedo, se colocaron en bolsas de papel estraza y se pusieron a secar en una estufa a 48⁰ c hasta obtener un peso constante; una vez secos, se separaron los individuos en raíz, tallo, hojas y frutos para ser digeridas en una mezcla triácida (Radojevic y Baskin. 1990) y analizadas por espectrofotometría de absorción atómica, con el equipo Spectra 200 marca Varian, de cada muestra se tomó la lectura tres veces y se reportó la media de cada muestra analizada.

9.10 Plagas

Las plagas que aparecieron fueron áfidos, moscas, cochinilla algodonosa y moho (Anexo. Figura 13), se controlaron con bioplaguicidas a base de hoja de higo, ortiga y ajo.

10. ANÁLISIS FÍSICOS Y QUÍMICOS DEL SUELO

Para los análisis físicos y químicos, las muestras de suelo fueron homogenizadas, secadas, tamizadas, pesadas y almacenadas de acuerdo con NOM-021-RECNAT-2000. Se realizaron 3 repeticiones por muestra compuesta y posteriormente se reportó en los resultados el promedio de cada análisis (cuadro 3).

Cuadro 3. Parámetros físicos y químicos realizados al suelo.

pH	Relación 1:2 (NOM-021-SEMARNAT-2000).
Color seco y húmedo	Método Tablas de Munsell (Ríos, 1990).
Densidad aparente	Método de la probeta (Ríos, 1990).
Densidad real	Método del picnómetro (Ríos, 1990).
Textura	Método AS -09 (NOM-021-SEMARNAT-2000)
Materia orgánica	Método AS -07 (NOM-021-SEMARNAT-2000)
Conductividad eléctrica	Método del conductímetro (Ríos, 1990)
CIC	Método AS -012 (NOM-021-SEMARNAT-2000)
Determinación de Nitrógeno total	Método Kjeldhal (Colegio de Posgraduados)
Cuantificación de metales pesados en estructuras vegetales	Mediante digestión triácida (Ácido Perclórico, Ácido Nítrico y Ácido Sulfúrico) (Radojevic & Bashkin, 1999) y se leyeron en un equipo de Absorción atómica de flama, marca Varian Spectra 200.
Cuantificación de metales pesados en suelo	Técnica de agua regia (Radojevic & Bashkin, 1999)
Determinación de metales disponibles	Método AS -14 Técnica de DTPA .005M (NOM-021-SEMARNAT-2000)

Para la solución de tratamiento, se realizó una mezcla de metales pesados a concentración conocida, a partir de soluciones patrón comerciales, se consideraron los valores normales y críticos (Bowen, 1979) y (Kabata-Pendías y Pendías, 1984; McnNchol, 1985), para plantas registradas en la literatura.

Cuadro 4. Rangos normales, críticos y concentraciones empleadas de metales pesados en plantas.

ELEMENTO	Rango normal en plantas (mgkg ⁻¹)	Concentración crítica en plantas (mgkg ⁻¹)		Concentración a emplear en los tratamientos (mgkg ⁻¹)
		(1)	(2)	
Cd	0.1 – 2.4	5 – 30	4 – 200	4
Cu	5 – 20	20 – 100	5 - 64	30
Ni	0.02 – 20	10 – 100	8 – 220	15
Pb	0.2 – 20	3 – 300	-----	40
Zn	1 - 400	100 - 400	100 - 900	300

(1) Valores críticos de acuerdo Bowen, H.J.M. (1979)

(2) Kabata-Pendías y Pendías (1989).

Después de la cosecha se realizó una cuantificación de metales pesados a las diferentes estructuras vegetales (fruto, hoja, tallo y raíz) por digestión triácida (Radojevic y Bashkin, 1999) y se leyeron en un equipo de Absorción atómica de flama, marca Varian Spectra 200.

La cosecha se realizó 25 semanas después del trasplante. Cada planta se lavó con agua desionizada para eliminar el exceso de suelo, se midió la raíz y la parte aérea de las plantas de todos los tratamientos y se evaluó el índice de tolerancia de acuerdo a la siguiente ecuación:

10.1 Índice de tolerancia (Wilkins, 1978)

$$It = (MRCM / MRSM) \times 100$$

MRCM = Medida de la longitud de la raíz en solución con metal

MRSM = Medida de la longitud de la raíz en solución sin metal

Con los resultados obtenidos del contenido de metales pesados en planta, se calculó el Factor de translocación (Zhang *et al.*, 2010), de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$Ft = C_{tallos}/C_{raices}$$

10.2 Cuantificación de Metales pesados en el suelo.

Se realizó un análisis después de la fase experimental, donde se cuantificó la cantidad de los metales pesados extraíbles por DTPA y los totales del suelo mediante una digestión triácida. Las muestras fueron leídas en el Laboratorio de Servicios de la FES Zaragoza UNAM con el equipo de espectrofotometría de absorción atómica de flama Spectra 200 Varián, a cada tratamiento se realizó lecturas por triplicado y se reportó el promedio de las lecturas analizadas.

11. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

11.1 Análisis de suelo.

Cuadro 5. Resultados de los parámetros físicos y químicos para los diferentes tratamientos de suelo.

	SUELO Testigo	SUELO Micorrizado	SUELO Micorrizado con mezcla de metales pesados	SUELO con mezcla de metales pesados
	(T)	(HMA)	(HMA+MP)	(MP)
pH	5.56	6.2	4.53	4.82
Conductividad eléctrica mmhos/cm	1.730 Ligerament e salino	2.015 Ligeramente salino	3.209 Moderadamente salino	2.354 Moderadamente salino
Densidad aparente g/cc	0.904	0.919	0.913	0.939
Densidad real	1.579	1.926	1.699	1.820
% de materia orgánica	10.399 Muy alto	9.950 Muy alto	8.426 Muy alto	9.144 Muy alto
% Nitrógeno total	0.168 Alto	0.219 Alto	0.121 Medio	0.135 Medio
Textura	Franca arenosa	Franca	Franca	Franca
Na Cmol(+)Kg⁻¹	1.145	1.246	0.081	0.062
K Cmol(+)Kg⁻¹	1.888 Mayor	2.778 Mayor	1.556 Mayor	1.133 Mayor
Ca Cmol(+)Kg⁻¹	0.724 Muy baja	2.192 Baja	1.034 Muy baja	0.498 Muy baja
Mg Cmol(+)Kg⁻¹	2.307 Media	2.693 Media	2.324 Media	1.922 Media
Zn DTPA	12.05 Adecuado	22.30 Adecuado	60.66 Adecuado	52.9 Adecuado
Cd DTPA	0.17 Normal	0.25 Normal	0.78 Normal	0.64 Normal
Pb DTPA	ND	ND	ND	ND
Cu DTPA	ND	1.05 Adecuado	0.53 Adecuado	0.45 Adecuado
Ni DTPA	ND	ND	ND	ND

Nota: ND=no detectado

El pH que presentó el suelo T fue de 5.5, en HMA de 6.2, en HMA+MP de 4.5 y en MP de 4.8; a estos dos últimos se les añadió la mezcla de metales pesados y son

considerados como suelos fuertemente ácidos de acuerdo con la NOM-21-RECNAT-2000. El pH es importante porque indica el estado químico del suelo, así como su efecto en varios procesos biológicos, como el crecimiento vegetal (Jiménez, 2004). Según la FAO (1994) *Capsicum annuum* puede desarrollarse en suelos con pH de 4.3 a 8.3, todos los registros de estos tratamientos entran en este parámetro (Aragón, 1995).

El porcentaje de materia orgánica en los tratamientos (Cuadro 5) va de 8.4 a 10.9% y se considera muy alta de acuerdo a la NOM-21-RECNAT-2000; los suelos con una elevada proporción de materia orgánica tienen gran capacidad amortiguadora del pH, ya que entre los diversos cationes fijados por el complejo adsorbente está el catión hidrógeno (Jordán 2005). La proporción de protones adsorbidos está en equilibrio con la concentración de protones en la solución del suelo, de modo que ante un descenso del pH, los protones en exceso pueden ser incorporados al complejo adsorbente y ante un incremento del pH, los protones adsorbidos pueden pasar a la solución; de esta manera, la materia orgánica actúa como un regulador de la acidez del suelo.

La textura fue franco-arenoso en el tratamiento T y franca para los tratamientos restantes; la textura de suelo más adecuada para el cultivo de *Capsicum annuum* es ligera, areno-arcillosos; con alta retención de humedad (Lujan 1986).

La textura Franco arenosa, la presenta un suelo que posee bastante arena pero que cuenta con limo y arcilla, lo cual le otorga algo más de coherencia entre partículas. (NOM-021-RECNAT-2000). La textura Franca es de un suelo que tiene una mezcla relativamente uniforme, en términos cualitativos, de los tres separados texturales. Es blando o friable dando una sensación de aspereza, además es bastante suave y ligeramente plástico. (NOM-021-RECNAT-2000).

La densidad aparente en los tratamientos es de 0.91 – 0.93 g/cc (Cuadro 5) tomando como referencia los valores para la clasificación (baja, media o alta). Por definición los suelos con densidad aparente baja, en el ámbito de 0,7 a 0,9

g/cc, se catalogan como suelos sueltos, agregados y porosos; la densidad aparente de un suelo se suele utilizar como medida de la estructura del suelo. Un suelo de bosque saludable tendrá una densidad baja, lo que corresponde a mayor estabilidad, menos compactación y, probablemente, mayor contenido de humedad que un suelo con una densidad mayor.

La densidad Real fue de entre 1.56 – 1.97 g/cc debido a que el suelo contiene una cantidad alta de materia orgánica, de acuerdo a la NOM-021-RECNAT-2000, ya que osciló entre 8.4 y 10.3%.

La conductividad eléctrica (CE) a 25⁰c reportada en mmhos/cm es la medida de la cantidad de corriente que pasa a través de la solución del suelo, en una solución es proporcional al contenido de sales disueltas e ionizadas contenidas en esa solución. La conductividad eléctrica en T fue de 1.7, en HMA de 2.0, en HMA+MP de 3.2 y en MP de 2.3. En general estos resultados indican una salinidad de ligera a alta para todos los tratamientos de acuerdo a la NOM-021-RECNAT-2000, *Capsicum annuum* es una planta moderadamente tolerante a la salinidad (Aragón, 1995).

El porcentaje de Nitrógeno Total fue en T de 0.16%, y en HMA de 0.21% y en HMA+MP de 0.12% y en MP de 0.13%; estos valores para T y HMA están considerados como altos y medios para HMA+MP y MP según la (NOM-021-RECNAT-2000).

La capacidad de intercambio cationico CIC es la propiedad más importante del suelo y permite conocer la cantidad de cationes que pueden ser retenidos y liberados de la superficie del coloide del suelo hacia el medio circundante, de donde la planta aprovecha dichos elementos para su nutrición (Fassbender, 1978; Bohn *et al.*, 1993), los valores de la CIC y de los cationes cambiabiles (CC) son de utilidad para determinar la fertilidad potencial y la clasificación taxonómica de los suelos.

Las fuentes para las plantas en el corto plazo son cationes intercambiables y en la solución del suelo, si bien estos cationes se encuentran en forma hidratada, en general se refiere a ellos como iones: Ca^{2+} ; Mg^{2+} ; K^+ ; Na^+ .

Las concentraciones de Na (Cuadro 5) obtenidas en $\text{Cmol}(+)\text{Kg}^{-1}$ para los tratamientos a los que no se añadió metales pesados fueron en T de $1.14 \text{ Cmol}(+)\text{Kg}^{-1}$ y en HMA de $1.24 \text{ Cmol}(+)\text{Kg}^{-1}$; a los tratamientos que se les añadió metales pesados, la concentración fue en HMA+MP de $0.08 \text{ Cmol}(+)\text{Kg}^{-1}$ y en MP de $0.06 \text{ Cmol}(+)\text{Kg}^{-1}$.

El K (Cuadro 5) registrado en $\text{Cmol}(+)\text{Kg}^{-1}$ es en T de $1.88 \text{ Cmol}(+)\text{Kg}^{-1}$; en HMA de $2.77 \text{ Cmol}(+)\text{Kg}^{-1}$; en HMA+PM de $1.55 \text{ Cmol}(+)\text{Kg}^{-1}$; y en MP fue de $1.33 \text{ Cmol}(+)\text{Kg}^{-1}$; considerados todos estos valores dentro de la clasificación de Alta (NOM-021-RECNAT-2000).

Respecto al Ca (Cuadro 5) registrado en $\text{Cmol}(+)\text{Kg}^{-1}$ el valor más alto fue para HMA de $2.19 \text{ Cmol}(+)\text{Kg}^{-1}$, considerado como bajo, en T de $0.72 \text{ Cmol}(+)\text{Kg}^{-1}$; en HMA+MP de $1.03 \text{ Cmol}(+)\text{Kg}^{-1}$ y en MP de $0.49 \text{ Cmol}(+)\text{Kg}^{-1}$; considerados los últimos tres como muy bajos de acuerdo a la NOM-021-RECNAT-2000.

El Mg (Cuadro 5) reportado en $\text{Cmol}(+)\text{Kg}^{-1}$ fue de $2.69 \text{ Cmol}(+)\text{Kg}^{-1}$ para HMA y es el valor más alto, seguido de HMA+MP con $2.32 \text{ Cmol}(+)\text{Kg}^{-1}$, de T con $2.307 \text{ Cmol}(+)\text{Kg}^{-1}$ y MP con $1.922 \text{ Cmol}(+)\text{Kg}^{-1}$. Todos los valores están en la clasificación Media de acuerdo a la interpretación de resultados de la NOM-021-RECNAT-2000.

11.2 Variables de respuesta

Cuadro 6. Resultados de pH en el suelo durante la fase experimental en los diferentes tratamientos.

TRATAMIENTO EN SUELO	PH
T	6 – 7
HMA	6 - 7
HMA+MP	4.5 – 6.5
MP	4.4-5.8

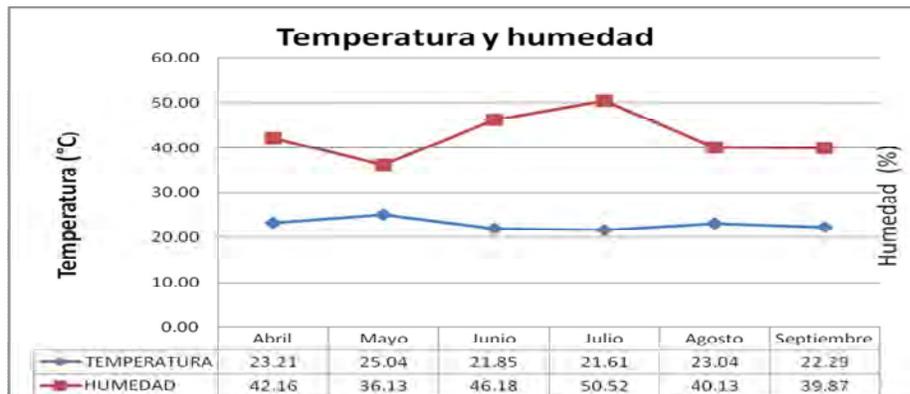


Figura 3. Temperatura y humedad del ambiente durante el experimento

Se observa en la figura 3, que a medida que la temperatura aumenta, la humedad disminuye. En el mes de mayo se registro en promedio la temperatura más alta de 25.04°C y la humedad más baja de 36.13%. También se observa que fue en el mes de julio, cuando se registro en promedio la temperatura más baja de 21,61°C y la humedad más alta del 50.52%, Luján (1986) menciona, que la humedad relativa óptima para *Capsicum* se encuentra entre el 50 y 70%. En este experimento cuando la humedad registro su nivel más alto (50.52%), las plantas de los tratamientos sufrieron un descenso en el numero de hojas, el tratamiento T fue quien más perdida de hojas sufrió.

Para el tratamiento T, al reducir el número de hojas también disminuyó su cobertura (figura 4), en la semana 11 reporto un promedio de 85.3 cm², y luego 62.9 cm² en la semana 13, y llegar a un mínimo de 46.5 cm² en la semana 18, para después recuperarse y terminar en 96.3 cm² para la semana 25; en el tratamiento MP la cobertura aumentó constantemente las primeras semanas, alcanzó un máximo de 114.9 cm² en la semana 15 (mes de julio), a partir de la semana 16, la cobertura disminuyó y terminó en 65 cm² en la semana 25; el tratamiento HMA mantuvo un crecimiento constante, alcanzando una cobertura máxima de 199.8 cm² en la semana 15, después de esta semana se redujo hasta 152.8 cm² en la semana 25, las hojas del tratamiento HMA fueron en general las más grandes y largas aumentando la cobertura; el tratamiento HMA+MP alcanzó 158.3 cm² de cobertura en la semana 12

(mes de julio) y disminuyó a 142.6 cm² para la semana 13, y así empezar con un ligero aumento y alcanzar un máximo de 175.5 cm² de cobertura y disminuir a 62.9 cm² en la semana 25 (figura 4).

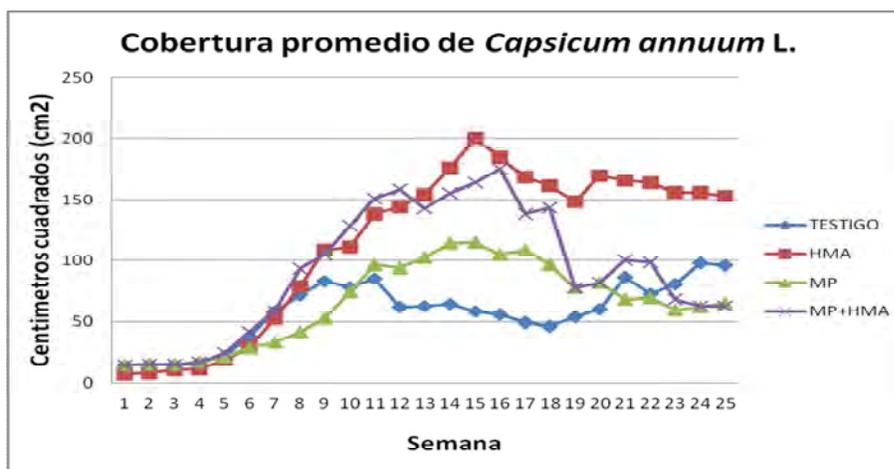


Figura 4. Cobertura promedio total de *Capsicum annum* L. en los diferentes tratamientos.

La altura en la semana 1 (segunda semana de abril) fue entre 3 y 5 cm en los diferentes tratamientos (figura 5). En el tratamiento T en la semana 5 (segunda semana de mayo) se observó un incremento en la altura de solo 1 cm y de 2 cm para el tratamiento con MP. Para el inicio del mes de julio fue el tratamiento T quien mostro un mayor crecimiento 9.6 cm y de 7.7 cm para la planta con MP (semana 7). Se mantuvo un aumento constante para las plantas de ambos tratamientos, hasta alcanzar su máximo de 13 cm para las plantas T y 12.8 cm para las plantas con MP, esto en el mes de septiembre (semana 23), finalizando en 12.9 cm y 12.5 respectivamente al concluir la fase experimental, al iniciar octubre (semana 25).

Se observó un lento pero constante crecimiento en HMA empezó en 3.1 cm en la semana 1, en la semana 10 (mes de junio) mostró una altura de 10.55 cm, en la semana 20 (mes de agosto) la altura era de 14.05 cm alcanzó un máximo de 16.45 cm en la semana 24 y terminó en 16.25 cm en la semana 25 (inicios de octubre); el tratamiento HMA+MP inicio con 4.1 cm en promedio, un centímetro mayor que HMA, en la semana 7 reportaba una altura de 8.2 cm a diferencia de HMA que en la misma

semana presentaba una altura de 7.7 cm, sin embargo durante las demas semanas siempre mantuvo una altura inferior a HMA, en la semana 23 (mes de septiembre) alcanza su altura maxima de 14.7 cm para terminar en 14.3 cm en la semana 25, como se observa en la figura 5.

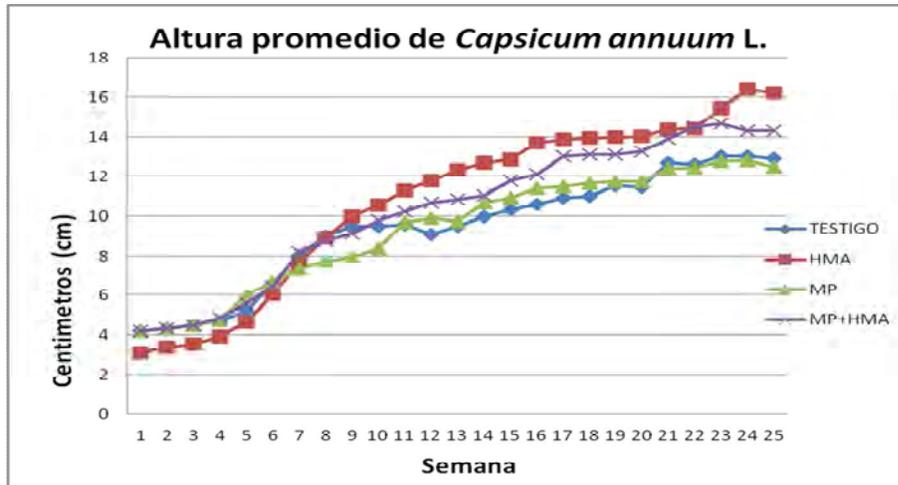


Figura 5. Altura promedio total de *Capsicum annum* L. en los diferentes tratamientos.

Respecto al número de hojas (Anexo. Figura 6), empezaron en promedio entre 4 y 5 para todos los tratamientos (semana 1), en el tratamiento T se mostro un incremento hasta alcanzar en la semana 11 un número de 19.2 hojas (mes de junio), y mostrar una decremento para la siguiente semana e iniciar con un aumento semana a semana hasta alcanzar un máximo de 33.9 hojas en promedio en la semana 24 (mes de septiembre) y terminar en 33.5 hojas promedio en la semana 25; en MP el incremento de hojas alcanzo un promedio de 19.8 hojas en la semana 12 (mes de julio) para bajar a 16.7 una semana después y empezar con un incremento constante hasta alcanzar un máximo de 37.1 en la semana 22 (mes de septiembre) y reducir a 35.9 hojas en promedio para el final del experimento en la semana 25 a 35.9 hojas en promedio (Figuras 6), los tratamientos sin micorrizas (T Y MP) reportaron el menor número de hojas, semejante a lo reportado por Roman (2003) quien en su experimento determinó mayor número de hojas y de altura en plantas de chile micorrizadas, respecto a plantas no micorrizadas, cultivadas en invernadero.

El tratamiento HMA comenzó con un promedio de 3.8 hojas y aumentó semana a semana hasta alcanzar un promedio de 24.2 hojas en la semana 12 (mes de julio), descendió a 20.6 hojas a la siguiente semana y de ahí aumentó semana a semana su promedio hasta el final del experimento y terminó en la semana 25 con su máximo de 53.8 hojas en promedio (Figura 6); para el caso de HMA+MP comenzó con un promedio de 4.3 hojas y aumentó hasta la semana 12 (mes de julio) con 25.5 hojas, (ligeramente mayor a HMA en la misma semana) y bajó a 22.2 para la semana siguiente y comenzó una serie de altibajos en el número de hojas alcanzando un promedio de 40.6 en la semana 18 (mes de agosto) y de ahí disminuir su promedio y llegar a 27.4 para la semana 25 (mes de octubre). En este experimento se obtuvieron resultados similares referentes al uso de HMA en diferentes especies de *Capsicum* en condiciones de invernadero, donde el rendimiento, el área foliar, peso seco de follaje, volumen radical, y nutrientes se incrementaron en los tratamientos con micorriza, Manjarrez *et al.* (1999)

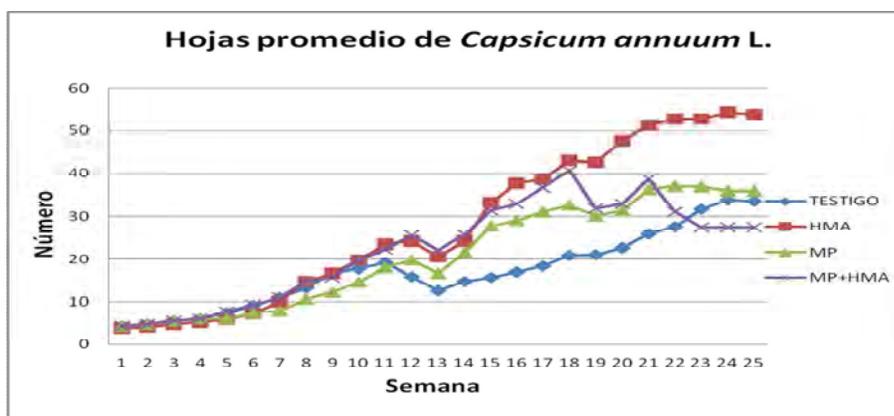


Figura 6. Número de hojas promedio de *Capsicum annum L.* en los diferentes tratamientos.

El inicio de la floración (Anexo. Figura 7) empezó en el mes de junio, 8 semanas después del transplante (Figura 7). En el tratamiento T se reportó la primera floración en la semana 8, para la semana 10 se presentó una flor promedio por planta, en la semana 14 (mes de julio) no se encontraron flores en ninguna de las plantas T, en la semana 21 (mes de septiembre) se presentó un máximo promedio de 4.3 flores, y empezó una disminución para terminar con 2.5 flores en promedio para la semana 25; en el tratamiento MP las primeras flores aparecieron en la semana 9 (mes de junio)

promediando 1.3 flores, y alcanzar 2.7 flores promedio en la semana 12 (inicio del mes de julio) y disminuir a 0.6 flores promedio para la semana 13, y mantener durante las siguientes semanas altibajos alcanzando un máximo de 5.2 flores promedio en la semana 22 (mes de septiembre) y reducir a 1 para la semana 25 (Figura 7).

El tratamiento HMA presentó su primer flor en la semana 8, en la semana 9 (mes de junio) se obtuvo un promedio de 0.8 flores, durante las siguientes semanas hubo altibajos en el promedio de flores, llegando a un promedio de 5.5 flores en la semana 17 (mes de agosto), se presentó un máximo de 6.6 flores en la semana 22 (mes de septiembre) para seguir una reducción y terminar en 3.7 flores promedio en la semana 25; en este tratamiento se presentaron el mayor número de flores, semejante a lo reportado por Castillo *et al.* (2007) en plantas de chile micorrizadas. El tratamiento HMA+MP presentó sus primeras flores en la semana 8 (mes de junio), con un promedio de una flor en la semana 9, 6 flores en la semana 12 (mes de julio), disminuyendo a 2 flores para la siguiente semana debido a un aumento en la humedad (Luján 1986), para la semana 21 (mes de septiembre) se reportó un promedio de 4.6 flores, para reducir a 0.8 flores para la semana 25 (Figura 7). Los tratamientos no micorrizados reportaron el menor número de flores, el tratamiento T presentó la más baja producción. De acuerdo a Luján (1986), la humedad relativa óptima para *Capsicum* se encuentra entre el 50 y 70%, en condiciones de baja humedad relativa y temperatura muy elevada se produce la caída de flores como consecuencia de una transpiración excesiva, debido a la pequeña diferencia que existe entre las altas temperaturas de día y de noche, lo que se presentó en este experimento. Ortasa *et al.* (2011) mencionan que la inoculación con HMA, adelanta el proceso de floración en las plantas de chile, a diferencia de lo reportado en este experimento, ya que las flores en todos los tratamientos aparecieron en la misma semana. (Anexo. Figura 12).

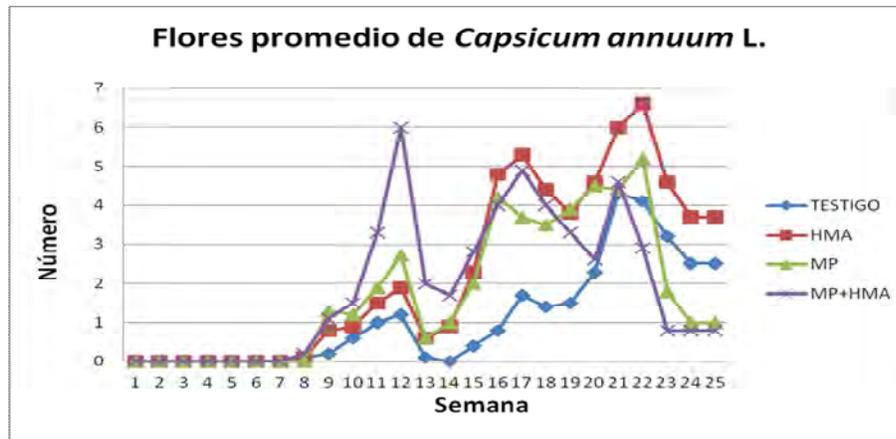


Figura 7. Número de flores promedio de *Capsicum annum* L. en los diferentes tratamientos.

El diámetro de tallo permite conocer el vigor de la planta, como se muestra en la figura 8. En todos los tratamientos, este mostró un crecimiento lento pero constante, empezó con un promedio de 1.6 mm en la primer semana y terminó en la semana 25 para las plantas T con 4 mm, para MP en 4.25 mm, en HMA 4.3mm, y para HMA+PM en 4.7 mm. Cabe destacar que fueron los tallos de las plantas T, en donde se observó un mayor ataque de plagas. Las plantas micorrizadas y con mezcla de contaminantes (HMA+MP) obtuvieron el mayor diámetro.

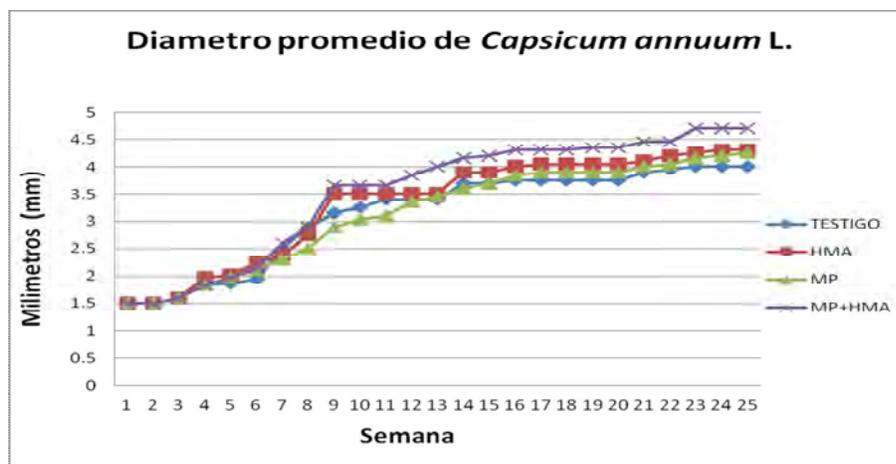


Figura 8. Diametro de tallo en *Capsicum annum* L., en los diferentes tratamientos.

El número promedio de frutos (Figura 9) en el tratamiento T fue de 0.2, es decir 2 frutos por las 10 plantas, con un total de 3 gr de peso humedo, el primer fruto apareció en la semana 21 (mes de septiembre); para el tratamiento MP, el promedio fue 0.3

frutos, apareciendo los primeros dos en la semana 13 y uno más en la semana 21, con un peso húmedo total de 5 gramos. En el tratamiento HMA se obtuvo un promedio de 0.3 y en la semana 21 se presentó el primer fruto, (al igual que el tratamiento T), terminando con 3 frutos por las 10 plantas, estos frutos fueron los que mayor tamaño y peso obtuvieron, con un total de 35 g, semejante a lo reportado en las investigaciones de Aguilera-Gómez *et al.* (1999) y Castillo *et al.* (2007), pues obtuvieron un incremento en el rendimiento de chile inoculado con HMA. En el caso de HMA+MP (Anexo. Figura 8) comenzó su fructificación en la semana 12 (mes de julio) con un fruto y 2 para la semana 15 y terminar con 3 en la semana 25, con un peso total de 6 g. Se destaca que los tratamientos a los que se les añadió la mezcla de metales pesados (Anexo. Figura 11), fructificaron entre las semanas 12 y 13, mientras que en los demás tratamientos la fructificación apareció entre las semanas 20 y 22.



Figura 9. Promedio de frutos de *Capsicum annum* L. en los diferentes tratamientos.

En general se observa que el inicio de la fructificación en los tratamientos con metales pesados se presentó 8 semanas antes que en los tratamientos sin metal, debido a que el contaminante estimula la precocidad de la planta.

Los pesos promedio (Figura 10) de las planta en sus respectivos tratamientos, fueron de 3.75 g en T; 5.4 g en el tratamiento MP; las plantas HMA son las que en promedio reportaron el mayor peso en fresco de 12.49 g y las plantas de HMA+MP obtuvieron un peso de 6.55 g. Estos datos son del peso al termino de la fase experimental sin

tomar en cuenta las hojas y flores que se perdieron durante el experimento, las cuales fueron reintegradas a cada una de las macetas a las que correspondian, ademas que en el caso del tratamiento HMA sus frutos fueron los mas grandes, corpulentos y con mayor peso (Anexo. Figuras 9 y 10), incrementando así el peso en fresco promedio de este tratamiento.

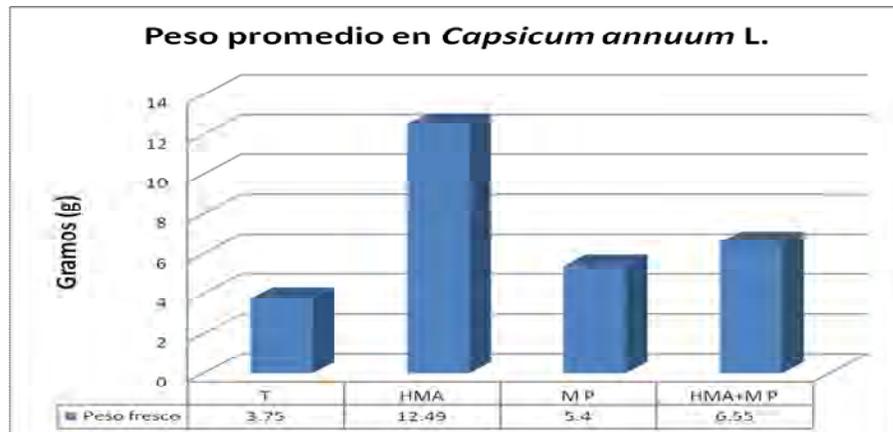


Figura 10. Peso fresco promedio de las plantas en cada uno de los tratamientos.

Al termino de la fase experimental, se cosecharon y midieron todas las plantas de la raíz a la punta de las hojas., teniendo como resultado que las plantas cultivadas en el suelo T (Anexo. Figura 15), tuvieron una media de 21cm; las plantas cosechadas del suelo MP (Anexo. Figura 16) 21.5cm; 31.8 cm para las plantas HMA (Anexo. Figura 17); y 24.6 las plantas HMA+PM ((Anexo. Figura 18). Fueron nuevamente los tratamientos micorrizados quienes reportaron mayor longitud (cuadro 7).

Respecto a la medida de solo la parte aérea, los resultados fueron los siguientes: en T 12 cm, en MP 12.3 cm, en HMA 19.55 cm esta fue la mas alta, en HMA+MP 13.4 cm; los resultados de la media de las raices fueron: para T 9 cm; en MP de 9.2 cm, en HMA de 12.25 cm y de, 10.7 cm en HMA+MP (cuadro 7) .

Cuadro 7. Altura después de la cosecha de *Capsicum annuum* L.

Promedios de <i>Capsicum annuum</i> L. después de la cosecha			
	Altura de raíz a hoja (cm)	Altura de la parte aérea (cm)	Longitud de la raíz (cm)
T (testigo)	21	12	9
HMA (micorrizado)	31.8	19.55	12.25
HMA+ MP (micorrizado y con metales pesados)	24.6	13.4	10.7
MP (con metales pesados)	21.5	12.3	9.2

Al calcular el índice de tolerancia de acuerdo a Shu *et al.*, 2002 (cuadro 8), que es el cociente entre la longitud media de la raíz en la solución con metal y la longitud media de la raíz en la solución sin metal por 100% se obtuvieron valores por arriba del 100% (102.22%) en el caso de MP/ T, y menor al 100% (87.35%) en HMA+MP/HMA, lo cual indica que son plantas tolerantes.

Cuadro 8. Índice de tolerancia.

Índice de tolerancia en porcentaje (%)	
MP / T	102.22%
HMA+MP / HMA	87.35%

11.3. Metales Pesados

Cuadro 9. Concentración promedio de metales pesados totales en suelo antes y después de la cosecha.

Muestra	Ni mg/kg	Zn mg/kg	Pb mg/kg	Cu mg/kg	Cd mg/kg
Rango normal en suelo (mg/Kg) ⁽¹⁾	2 - 750	1 - 900	2 - 300	2 - 250	0.01 - 2.0
Concentración crítica total En suelo (mg/Kg) ⁽²⁾	100-..	7-400	100-400	60-125	3-8
Antes del tratamiento	44.51	108.88*	39	18.2	2.30
T	41.48	60.77*	7	11.7	0.73
MP	59.03	312.68*	15	35.2	3.16*
HMA	46.13	135.62*	10.33	16.65	1.28
HMA+MP	47.8	212.94*	11.5	21.18	2.08

(*) valores en concentración crítica

(1) Los datos proceden principalmente de Bowen, HJ. Environmental Chemistry of the Elements. Londres (1984)

(2) concentración crítica total, por el cual se concidera crítico. Kabata-Pendias, H, Trace Elements in Soil and Plants. CR prensa, Boca Raton, Florida (1984).

Cuadro 10. Concentración total de Metales pesados en los diferentes tratamientos.

CONCENTRACIÓN TOTAL POR ELEMENTO EN <i>Capsicum annum</i> L. (mgkg ⁻¹)						
	Zn	Ni	Cd	Pb	Cu	
Rango normal en plantas (mgkg ⁻¹)	1 - 400	0.02-20	0.1– 2.4	0.2 – 20	5 – 20	
Concentración crítica en plantas (mgkg ⁻¹)	100-400	10–100	5 – 30	3-300	20–100	(1) Bowen, H.J.M. (1979)
	100-900	8-220	4-200	-----	5-64	(2) Kabata-Pendias y Pendias (1989).
	Zn	Ni	Cd	Pb	Cu	TOTAL
T	680.61**	3.63	6.06**	26.66*	55.96**	772.94 mgkg ⁻¹
%	88.05 %	0.47 %	0.78 %	3.45 %	7.24 %	100 %
HMA	513.07**	ND	2.16	38.66*	42.03**	595.93 mgkg ⁻¹
%	86.09 %	0 %	0.36 %	6.48 %	7.05 %	100 %
MP	2291.94**	ND	54.63**	299.83*	115.83**	2762.245 mgkg ⁻¹
%	82.97 %	0 %	1.97 %	10.85 %	4.19 %	100 %
HMA+MP	3215.97**	ND	59.43**	493.83*	56.73**	3825.97 mgkg ⁻¹
%	84.05 %	0 %	1.55 %	12.90 %	1.48 %	100 %

* (1) Valores criticos de acuerdo Bowen, H.J.M. (1979) y ** (2) Kabata-Pendias y Pendias (1989), ND= no detectado.

Las plantas de *Capsicum annuum* L. Cosechadas en suelo T, alcanzaron concentraciones críticas de acuerdo a Bowen 1979 (Cuadro 10) en Zn con 680.61 mgKg⁻¹, Cd con 6.06 mgKg⁻¹, Pb con 26.66 mgKg⁻¹ y Cu con 216mgKg⁻¹. Para Ni se observa una concentración considerada en el rango normal con 3.63 mgKg⁻¹.

En las plantas del tratamiento MP no se detectó el Ni; en los otros metales, la concentración es superior a las reportadas como críticas según Bowen 1979, en el cuadro 10, se observa para el Zn una concentración de 2291.94 mgKg⁻¹, para Cd es 54.63 mgKg⁻¹, para Pb de 299.83 mgKg⁻¹ y para Cu de 115.83 mgkg⁻¹.

En las plantas del tratamiento HMA (cuadro 10) no se registro Ni, el Zn presentó 513.07 mgKg⁻¹, en Pb 38.66 mgKg⁻¹ y Cu 42.03 mgKg⁻¹, estos 3 elementos se encontraron en concentraciones críticas, lo observado para Cd fueron 2.16 mgKg⁻¹ dentro de los valores normales de acuerdo a Bowen, 1979.

Para las plantas en tratamiento HMA+MP no se registro Ni, para Zn lo observado fue de 3215.97 mgKg⁻¹, en Cd fue de 59.43 mgKg⁻¹, en Pb se observó una concentración de 493.83 mgKg⁻¹ y Cu 56.73 mgKg⁻¹ todos los elementos en concentraciones críticas (Bowen, 1979). Los hongos micorrizógenos influyen al aumentar la concentración de Zn, Cd y Pb (Gaur y Adholeya, 2004) y disminuyen la de Cu. En todos los tratamientos los valores totales de metales son críticos excepto en níquel, al comparar con el trabajo de Anita *et al.*, (2009) también reportan para una serie de cereales y verduras comestibles concentraciones de Zn, Cd y Pb que en algunos casos están por arriba de las concentraciones máximas permisibles y aún las que están por debajo de las máximas permisibles, son consideradas peligrosas para la salud por estar presentes de manera recurrente en la dieta de las personas. El Zn es el elemento con mayor concentración en todos los tratamientos, esto coincide con lo reportado por Hongbin *et al.*, 2010 para *Capsicum annuum* L. Var. *Grossum*. En hortalizas como *Brassica oleracea*, col, *Abelmoschus esculentus* (espárrago de los pobres), *Beta vulgaris* (remolacha), es el Zn quien mayor concentración presenta (Rajesh *et al.*, 2008).

Cuadro 11. Secuencia de la concentración de metales pesados en *Capsicum annuum* L.

CONCENTRACIÓN DE METALES EN LA PLANTA	
T	Zn > Cu > Pb > Cd > Ni
HMA	Zn > Cu > Pb > Cd
HMA+MP	Zn > Pb > Cd > Cu
MP	Zn > Pb > Cu > Cd

En el cuadro 11, se observa la secuencia de concentración de los diferentes metales en las plantas de *Capsicum annuum* L. en todos los tratamientos, Zn es el elemento con mayor concentración porcentual, Cu es el segundo elemento con mayor concentración, en los tratamientos T y HMA, tercero en MP y cuarto para HMA+MP; le sigue Pb en T y HMA y segundo en HMA+MP y MP; Cd es el cuarto elemento en T, HMA y MP, semejante a lo reportado por Casado-Vela *et al.*, (2006), donde la concentración de Pb es mayor a Cd.

Cuadro 12. Concentración de Metales Pesados en los diferentes órganos de las plantas de *Capsicum annuum* L.

MUESTRA	Zn mgKg ⁻¹	Pb mgKg ⁻¹	Cd mgKg ⁻¹	Cu mgKg ⁻¹	Ni mgKg ⁻¹
Rango normal	1 - 400	0.2 - 20	0.1 – 2.4	5 - 20	0.02 - 20
Valor crítico Kabata-Pendias & Pendias, 1984; McNichol, 1985	100 - 900	-----	4 - 200	5-64	8 - 220
Valor crítico Bowen, H.J.M., 1979	100 - 400	3 - 300	5 - 30	20 -100	10 - 100
	Zn	Pb	Cd	Cu	Ni
T fruto	82.83	ND	5.66**	1.16	ND
T Hoja	224.46**	9.99*	0.400	22.80**	3.63
T Tallo	225.9*	16.66*	ND	21.66**	ND
T Raíz	147.41**	ND	ND	10.33*	ND
HMA Fruto	59.81	6*	ND	6.46*	ND
HMA Hoja	222.50*	24.33*	1.30	17.16*	ND
HMA Tallo	97.85	1.00	0.30	7.56*	ND
HMA Raíz	133.69**	7.33*	0.56	10.83*	ND
HMA+MP Fruto	154.15*	194.16*	13.83**	ND	ND
HMA+MP Hoja	645.97**	30.33*	7.63*	20.9**	ND
HMA+MP Tallo	1138.87**	31*	10.96**	17.5*	ND
HMA+MP Raíz	1276.96**	238.33*	27.00**	18.33*	ND
MP Fruto	194.37**	156.66*	19.83**	ND	ND
MP Hoja	475.56**	46.83*	7.36**	25.16*	ND
MP Tallo	724.61**	24.66*	7.43**	24.66**	ND
MP Raíz	897.4**	71.66*	20.00**	66.00**	ND

* Valores criticos de acuerdo Bowen, H.J.M. (1979) y ** Kabata-Pendias y Pendias (1989), ND= no detectado.

El pH del suelo en los diferentes tratamientos (cuadro 6), se observa que está en un rango que va de ligeramente ácido a neutro, por lo que los metales se encuentran disponibles. En base al cuadro 12, se elaboró la secuencia de extracción y acumulación de metales en los diferentes órganos para todos los tratamientos y se determinó lo siguiente:

Cuadro 13. Secuencia de acumulación de Zn en los órganos de *Capsicum annuum* L. en los diferentes tratamientos.

Zn	
T Tallo > Hoja > Raíz > Fruto Tallo, hoja y raíz en concentraciones críticas	HMA Hoja > Raíz > Tallo > Fruto Hoja y raíz en concentraciones críticas
HMA+MP Raíz > Tallo > Hoja > Fruto Todos en concentraciones críticas	MP Raíz > Tallo > Hoja > Fruto Todos en concentraciones críticas

Metales como el zinc (Zn), se pueden absorber en mayor grado en plantas como rábanos y zanahorias (Intawongse y Dean, 2006), de igual manera en *Capsicum annuum* es el metal que más se acumulo principalmente en las raíces, en el tratamiento T la acumulación fue mayor en tallo y hoja, en el tratamiento HMA la concentración fue mayor en hoja, en los demás tratamientos la acumulación mayor fue reportada en las raíces.

Cuadro 14. Secuencia de acumulación de Pb en los órganos de *Capsicum annuum* L. en los diferentes tratamientos

Pb	
T Tallo > Hoja Tallo y hoja en concentraciones críticas	HMA Hoja > Raíz > Fruto > Tallo Hoja, raíz y fruto en concentraciones críticas
HMA+MP Raíz > Fruto > Tallo > Hoja Todos en concentraciones críticas	MP Raíz > Hoja > Tallo Todos en concentraciones críticas

De acuerdo a Kabata-Pendias y Pendías (2000) y Murakami y Ae (2009), en algunas plantas, el Pb es capaz de acumularse principalmente en las raíces disminuyendo su concentración en los otros órganos, lo que se presenta en los tratamientos HMA+MP y MP; a diferencia de lo encontrado en el tratamiento HMA, donde la concentración fue mayor en hoja.

Cuadro 15. Secuencia de acumulación de Cd en los órganos de *Capsicum annuum* L. en los diferentes tratamientos

Cd	
T Fruto > Hoja El fruto esta en concentración crítica	HMA Hoja > Raíz > Tallo Todos por debajo de concentraciones críticas
HMA+MP Raíz > Fruto > Tallo > Hoja Todos en concentraciones críticas	MP Raíz > Fruto > Tallo > Hoja Todos los en concentraciones críticas

El Cd en el tratamiento HMA se presentó en concentración normal, a diferencia de HMA+MP y MP donde se determinaron concentraciones críticas, y es la raíz y el fruto los órganos que presentan mayor concentración, en otras especies de plantas, como los encinos se han reportado las mayores concentraciones a nivel de raíz (Domínguez, *et al.*, 2009). La tolerancia a estas concentraciones, probablemente se debe a la presencia, tanto de mecanismos de protección celular al Cd (fitoquelatinas e inducción de proteínas de estrés), así como a estrategias fisiológicas de exclusión como la compartimentación, inmovilización en pared celular y exclusión en membranas plasmáticas, aunado al transporte de Cd a larga distancia (Nikolic *et al.*, 2008; Shama y Dietz, 2006; Carginale *et al.*, 2004; Lasat, 2002; Dan, 2001).

Cuadro 16. Secuencia de acumulación de Cu en los órganos de *Capsicum annuum* L. en los diferentes tratamientos

Cu	
T Hoja > Tallo > Raíz > Fruto Hoja, tallo y raíz en concentraciones críticas	HMA Hoja > Raíz > Tallo > Fruto Todos en concentración crítica
HMA+MP Hoja > Raíz > Tallo Hoja, Raíz y tallo en concentración crítica	MP Raíz > Hoja > Tallo Raíz, Hoja y tallo en concentración crítica

El Cu en concentraciones críticas se encuentra en el tratamiento T en hoja, tallo y raíz; en el tratamiento HMA en fruto, hoja, tallo y raíz; en HMA+MP en hoja, tallo y raíz; en MP en raíz, hoja y el tallo, semejante a lo encontrado por Murakami y Ae (2009) al

trabajar con arroz y soya. En los tratamientos con metales pesados no se detecto Cu en fruto.

Cuadro 17. Secuencia de acumulación de Ni en los órganos de *Capsicum annuum* L. en los diferentes tratamientos

Ni	
T	HMA
Hoja No está en concentración crítica	No detectado
HMA+MP	MP
No detectado	No detectado

El Ni solo se detectó en las hojas de las plantas T en concentraciones normales, en los demás tratamientos no, debido principalmente a que este es el elemento menos absorbido por los suelos y que fácilmente se trasloca y acumula en las hojas y semillas (Moral *et al*, 1994; Corinne *et al.*, 2006).

Cuadro 18. Factor de traslocación. En tratamiento T y MP

METAL	FT T		FT MP	
Zn	1.53	Hiperacumulador	0.80	Acumulador
Pb	ND		0.34	Tolerante
Cd	ND		0.37	Tolerante
Cu	2.09	Hiperacumulador	0.37	Tolerante
Ni	ND		ND	

Cuadro 19. Factor de traslocación. En tratamiento HMA y HMA+PM

METAL	FT HMA		FT HMA+MP	
Zn	0.73	Acumulador	0.89	Acumulador
Pb	0.13	Tolerante	0.13	Tolerante
Cd	0.52	Acumulador	0.40	Tolerante
Cu	0.69	Acumulador	0.95	Acumulador
Ni	ND		ND	

FT = C tallos/ C raíces

Para corroborar si existe un transporte de metal de la raíz al tallo se analizó el Factor de Traslocación (Zhang *et al.*, 2010), este define la efectividad de la planta para translocar los metales a los tallos; se considera que las plantas tolerantes tienen valores menores de 0.5, las acumuladoras menores de 1 y las hiperacumuladoras mayor de 1.

11.4 Análisis estadístico

Se utilizó una ANOVA para determinar diferencias significativas en la acumulación de metales pesados entre los diferentes tratamientos, para establecer las diferencias significativas entre grupos. El método empleado es el procedimiento de diferencia mínima significativa (LSD) de Fisher. Para el análisis de los resultados se utilizó el programa de cómputo STATGRAPHISCS Centurion. (Anexo).

Cuadro 20. Diferencias estadísticamente significativas, entre tratamientos.

	<i>Zn</i>	<i>Pb</i>	<i>Cu</i>	<i>Cd</i>
<i>Contraste</i>	<i>Sig.</i>	<i>Sig.</i>	<i>Sig.</i>	<i>Sig.</i>
HMA - HMA+PM	*	*		*
HMA - M P	*	*	*	*
HMA - T				
HMA+MP - M P	*		*	
HMA+MP - T	*	*		*
M P - T	*	*	*	*

* indica una diferencia estadísticamente significativa.

Para Ni no se presentaron diferencias estadísticamente significativas.

12. CONCLUSIONES

Las hojas de *Capsicum annuum* L., concentran de manera crítica Zn, Pb y Cu en los tratamientos T, MP, HMA y HMA+MP; y Cd solo en HMA+MP y MP.

Los tallos de *Capsicum annuum* L. concentran de manera crítica Cu en los tratamientos T, MP, HMA y HMA+MP; Zn y Pb en T, HMA+MP y MP; y Cd en HMA+MP y MP.

Las raíces de *Capsicum annuum* L. concentran de manera crítica Zn y Cu en los diferentes tratamientos; Pb y Cd en HMA+MP y MP; y solo Pb en HMA.

Los frutos de *Capsicum annuum* L., concentran de manera crítica Zn, Pb y Cu en HMA+MP y MP; en el tratamiento de HMA están en concentración crítica Pb y Cu; y Cd lo está en T, por lo que se considera el consumo del fruto como riesgoso para la salud, si es cosechado de un suelo contaminado con Metales Pesados (Zn, Pb, Cd y Cu).

Capsicum annuum L. es acumulador para Zn y tolerante para Pb en los tratamientos MP, HMA y HMA+MP; para Cd es acumulador en HMA y tolerante en MP y HMA+PM; y para Cu acumulador en HMA y HMA+MP y tolerante en MP, por lo que se considera como fitoextractora de Zn, Pb, Cd y Cu.

13. Bibliografía

Aguilera-Gómez, L., F. T. Davies Jr., V. Olalde-Portugal, S. A. Duray and Phavaphutanon. 1999. Influence of phosphorus and endomycorrhiza (*Glomus intraradices*) on gas exchange and plant growth of chile ancho pepper. *Photosynthetica* 36: 441-449.

Al-Jamal, M. S. Sammis, T. W. Mexal, J. G. Picchioni G. A., Zachritz, W. H. 2002. A growth-irrigation scheduling model for wastewater use in forest production. *Agricultural Water Management*. 51:53-78.

Allen, M. 1996. The ecology of arbuscular mycorrhizas: a look back into the 20th century and a peek into the 21th. En: *Mycological Research*. Vol. 100, No.7; p. 769-782

Anita S, Rajesh K, Madhoolika A. 2010. Health risk assessment of heavy metals via dietary intake of foodstuffs from the wastewater irrigated site of a dry tropical area of India. *Food and Chemical toxicology*, 48, pp 611-619

Annapurma K., Tilak K. U. B. R., Mukerji K. G. 1996. Arbuscular Mycorrhizal symbiosis recognition and specificity. En: *Concepts in Mycorrhizal Research*. Mukerji (ed). Kluwer Academic Publishers. Netherlands, pp 77-90.

Aragón P. De L., L.H. 1995. Factibilidades agrícolas y forestales en la República Mexicana. Ed. Trillas. México, D.F. 177 p.

Ayling, S. M., Smith, S. E., Smith, F. A. Y Kolesik, P. 1997. Transport processes at the plant-fungus interface in micorrhizal associations: physiological studies. *Plant and soil* 196: 305-310.

Baird C. 1999. *Environmental Chemistry*. 2nd Ed. W.H. Freeman & Company.

Barceló, J. y Poschenrieder, C. 2003. Phytoremediation: principles and perspectives. *Contributions to Science* 2(3): 333-344. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona.

Baker, A.J.M. 1981. Accumulators and excluders strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal Plant Nutrition*, 3:643-654.

Barker S. J., Tago D., Delp, G. 1998. Regulation of Root and Fungal Morphogenesis in Mycorrhizal Symbioses. *Journal of Cell Biology*. On line. 116: 1201-1207.

Bohn, H. L., B. L. Mcneal y G. O'Connor. 1993. *Química del suelo*. Ed. Limusa. 175.

Bowen, H. J. M., 1979. *Environmental Chemistry of the Elements*. Academic Press, London.

Breckle, S., 1991. Growth under stress: heavy metals. En: Waisel, Y., Eshel, A., Kafkafi, V., (eds.), "Plant roots: the hidden half", pp. 351-373. Marcel Dekker, Inc., New York.

Brooks, R.R., Lee, J., Reeves, R.D. and Jaffré, T. 1977. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *Journal Geochemical Exploration*, 7: 49-57.

Calow, P. 1993. Handbook of ecotoxicology. Vol. I. 478 p. Blackwell Science Ltd., London, England.

Carginale V., Sorbo S., Capasso C., Trinchella F., Cafiero G., and Basile A. (2204) Acumulación, localización, and toxic effects of cadmium in the liverwort *Lunularia cruciata*. *Protoplasma* 223: 53-61

Casado-Vela , J., Selles S., Díaz-Crespo, C., Navarro-Pedreno, J., Mataix-Beneyto J., Gómez I. 2006. Effect of composted sewage sludge application to soil on sweet pepper crop (*Capsicum annuum* var. *Annuum*) grown under two exploitation regimes. Dpto. Agroquímica y Bioquímica, Fac. Ciencias, Universidad de Alicante. España.

Castillo R., C., L. Sotomayor S., C. Ortiz O., G. Leonelli C., F. Borie B. y R. Rubio H. 2007. Efecto de los hongos micorrizicos arbusculares en un cultivo ecológico de ají (*Capsicum annuum* L.) cacho de cabra. In LVII Congreso Agronómico de Chile y VII Congreso Internacional de Recursos Naturales.

Cervantes, G. 1988. Cuantificación de microelementos y metales presentes en el suelo de chinampas en Xochimilco. San Luis T Y Mixqic. Facultad de ciencias. Tesis de licenciatura. UNAM.

Chaney, R.L., Malik, M., Li, Y.M., Brown, S.L., Brewer, E.P., Angle, J.S., Bakers, A.J.M., 1997. "Phytoremediation of soil metals". *Biotechnology*, 8: 279-284.

Corinne P. Rooney, Fang-Jie Zhao, Steve P. McGrath. 2006. Phytotoxicity of nickel in a range of European soils: Influence of soil properties, Ni solubility and speciation, *Environmental Pollution* 145: 596-605.

Cunningham, S.D., Ow, D.W. 1996. Promise and prospects of phytoremediation. *Plant Phys.* 110 715– 719.

Domínguez, M. T., Madrid F., Marañón, T., Murillo, J. M. 2009. Cadmium availability in soil and retention in oak roots: Potential for phytostabilization *Chemosphere* 76: 480–486.

Fassbender W. H. 1978. Química de Suelos con Énfasis en Suelos de América Latina. IICA – San José – Costa Rica. 119-167.

FAO. 1991. Anuario de producción, Vol. 44, 1991.

FAO. 1994. ECOCROP 1. The adaptability level of the FAO crop environmental requirements database. Versión 1.0. AGLS. FAO. Rome, Italy.

Ferguson, J.E. (1990). The Heavy Element, Chemistry, New-York: Pergamon Press, Hashem, 1996.

Gaur, A.; Adholeya, A. 2004. Prospects of arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of heavy metal contaminated soils. Science 86(4):528–534.

Gerdermann, J. W. and T.H. Nicolson. 1963. Spores of mycorrhizal *Endogone* species extracted from soil by wet sieving and decanting. Transactions of the British Mycological Society 46: 235-244.

Guenkov, G. 1974. Fundamentos de la Horticultura cubana. Editorial Organismo. Instituto cubano del libro. La Habana, 335p.

Gulson B.L., Mizon K.J., Korsch M.J. & Howarth D. 1996. Non-orebody sources are significant contributors to blood lead of some children with low to moderate lead exposure in a major mining community. The science of the total environment.181: 223-230.

Harvey, P. J, Campanella B. F, Castro P. M. L, Harms H, Lichtfouse E, Schäffner A. R, Smrcek, S., Werck-Reichhart D. 2002. Phytoremediation of Polyaromatic Hydrocarbons, Anilines and Phenols. Environmental Science and Pollution Research 9, 29-47

Hongbin *et al* Heavy metals in rice and garden vegetables and their potential health risks to inhabitants in the vicinity of an industrial zone in Jiangsu, China. Journal of environmental sciences 2010, 22(11) pp 1792-1799.

Intawongse, M. y Dean. J. 2006. Uptake of heavy metals by vegetable plants grown on contaminated soil and their bioavailability in the human gastrointestinal tract; Food Additives and Contaminants, 23: 36–48

Jakobsen I., Rosendahl, L. 1990. Carbon Flow into soil and external hypHae from roots of mycorrhizal cucumber plants. New Phytol. Pp 305- 332.

Jemal, F., Didierjean, L., Ghir, R., Ghorbal, M.H. 1998. Caracterización de cadmio binding peptides from pepper (*Capsicum annuum*). Laboratoire Physiologie Végétale

Nutrition et Métabolisme Azotés, Faculté des Sciences, Université de Tunis Campus Universitaire, 1060 Tunis, Tunisia.

Jiménez, I. 2004. Evaluación de la Concentración de Metales Pesados en Suelo y Hortalizas de la zona Chianmpera de Xochimilco. FES Zaragoza. Tesis de licenciatura UNAM.

Jordán L. 2005. Manual de edafología, departamento de cristalografía, mineralogía y química agrícola de la Universidad de Sevilla. Pp.

Kabata-Pendias, A. and H. Pendias. 1984. Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press, Boca Raton, FL, 336 pp.

Kabata Pendias, A. Y Pendias, H., 1992. "Trace elements in soils and plants". CRC Press Inc., Boca Raton, Florida

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

Kabata-Pendias A. & Pendias H. 2001. Trace elements in soils and plants CRC. Press, Florida.

Kumar, P.A.B.A.N., Dushenkov, V., Motto, H., Rasaki, I., 1995. PHYtoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils. Environ. Sci. Technol. 29: 1232-1238.

Lambers, H., Chapin III, F. S., Pons, T. L. 1998. Plant pHysiological ecology. Springer-Verlag. Nueva York. 540 pp.

Lasat. M. 2002 Phytoextraction of Toxic Metals: A Review of Biological Mechanisms *Journal Enviromental Quality* 31: 109-120

Llugany. M., Tolrà. R, Poschnrieder.C., Barceló. J.2007. Hiperacumulación de metales: ¿Una ventaja para la planta y para el hombre?. *Ecosistemas* 16 (2): 4-9.

López-Martinez S., Gallegos-Martinez M., Pérez-Flores L. y Gutiérrez R. 2005. Mecanismos de fitorremediación de suelos contaminados con moléculas orgánicas xenobioticas. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 21: 1-100.

Lucho, C.A., Álvarez, M., Beltrán, R.I., Prieto, F. And Poggi, H. 2005a. A multivariate analysis of the accumulation and fractionation of major and trace elements in agricultural soils in Hidalgo State, Mexico irrigated with raw wastewater. *Environmental International*, On Line: 0160- 4120-D 2004 doi:10.1016/j.envint.2004.08.002.

Lucho, C.A., Prieto, F., Del Razo, L.M., Rodríguez, R. And Poggi, H. 2005b. Chemical fractionation of boron and heavy metals in soils irrigated with wastewater in central Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 108: 57-71.

Lujan F., M. 1986. Incorporación de resistencia genética a chile jalapeño para el control de *Phytophthora capsici* Leo, Herencia de la resistencia del hospedante y de la patogenicidad del parásito. Tesis de M. C., Colegio de Postgraduados, Chapingo México.

Mahmood, B. Wall G. L., Russell, J. M. 2002. A physical model to make shortterm management decisions at effluent-irrigated land treatment system. *Agricultural Water Management*. 56:57-79.

Manjarrez M., M. J., R. Ferrera C. y M. C. González C. 1999. Efecto de la vermicomposta y la micorriza arbuscular en el desarrollo y tasa fotosintética de chile serrano. *Tierra Latinoamericana* 17: 9-15.

Maroto Borrego, J. V. 1995. "Horticultura herbácea especial". Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 400; 402- 407. J., Waite, S. (Eds.), *Pollution Ecology and Biotreatment Technologies*. Longman, Singapore Publishers, Singapore.

McGrath, S.P, Zhao FJ, Lombi E 2001 Plant and rhizosphere processes involved in phytoremediation of metal-contaminated soils. *Plant and soil* 232: 207-214.

McGrath, S.P, Zhao FJ, Lombi E. 2002. Phytoremediation of metals, metalloids, and radionuclides. *Advances in Agronomy*: 75:1-56

Moral, R., Palacios, G., Gómez, I., Navarro, J., Mataix, J. 1994. Distribution and accumulation of heavy metals (Cd, Ni and Cr) in tomato plant. *Fresenius Environmental Bulletin*, 3:395-399

Mortvedt, J. J., Giordano, P. M., Lindsay, W. L. 1983. *Micronutrientes en la agricultura*. AGT. Editor, S. A. México.

Murakami, M. y Ae, N. 2009. Potential for phytoextraction of copper, lead, and zinc by rice (*Oryza sativa* L.), soybean (*Glycine max* [L.] Merr.), and maize (*Zea mays* L.). *Journal of Hazardous Materials* 162: 1185–1192.

Nakshabandi, G. A. Saqqar, M. M. Shatanawi, M. R. Fallad, M. R., Al-Horani, M.H. 1997. Some environmental problems associated with the use of treated wastewater for irrigation in Jordan. *Agricultural Water Management*. 32: 307-320.

Nikoloc N., Kojic D., pilipovic A., Pajevic S., Krstic B., Borisev M. and Sasa Orlovic 2008. Responses of hybrid poplar to cadmium stress: photosynthetic characteristics, cadmium and proline accumulation, and antioxidant enzyme activity. *Acta Biologica Cracoviensia Series Botanica* 50: 95-103

NOM-001-ECOL-1996 Norma Oficial Mexicana, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

NOM-021-SEMARNAT-2000. Norma Oficial Mexicana que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Edición electrónica. México.

Nuez Viñals, F.; Gil Ortega, R.; Costa García, J. 1996. El cultivo de pimientos, chiles y ajíes. Ediciones Mundi-prensa. Madrid. Barcelona. México; 61, 76, 105, 111

Núñez R. A., Meas V. Y. 2004 fitorremediación: fundamentos y aplicaciones. Rev. Ciencia. Julio-septiembre.

Orellana Benavides F. 2000. El cultivo de chile dulce. Guía técnica. Centro Nacional de tecnología agropecuaria y forestal. San Salvador. El Salvador. 9 – 19.

Ortasa, I., N. Sarib., C. Akpinara and H. Yetisri. 2011. Screening mycorrhiza species for plant growth, P and Zn uptake in pepper seedling grow under greenhouse conditions. *Scientia Horticulturae* 128: 92-98.

Pilon & Smits, E. 2005. "Phytoremediation". *Annual Review of Plant Biology* 56: 15 – 39.

Prasad, M. N. V. Y H. M. Freitas. 2003. Metal Hyperaccumulation In Plants Biodiversity Prospecting For PHytoremediation Technology. *Electronic Journal of Biotechnology* 6 (3). 285– 321.

Quispei, A. 1992. A search for signals in endopHytic microorganisms. In Verma, D.P.S. (ed), *Molecular signal in plant-microbe communications*, CRS Press. Boca Raton. 471-491.

Radojevic, M. and Bashkin, N. V. 1999. *Practical Environmental Analysis*. Royal Society of Chemistry and Thoma Graham House, Cambridge, pp. 180 – 430.

Rajesh *et al.* Heavy metal (Cu, Zn, Cd and Pb) contamination of vegetables in urban India: A case study in Varanasi, *Environmental Pollution* 154 (2008) 254-263

Raven P. H. 1992. *Biología de las plantas*. Reverté. España

Read D. J., Lewis D. H., Fitter A. H., Alexander I. J. 1992. *Mycorrhizas in Ecosystems*. C. A. B. International. Cambridge. 418 pp.

Reinhold-Hurek, B. Y Hurek, T. 1998. Life in grasses: diazotrophHic endopHytes. *Trends microbial*.

Roldan-Fajardo, B.E. y Barea, J.M. 1987. Micorrizas V-A en árboles y Arbustos. An. Edafol. Agrobiol. 14: 220-246.

Román G F. 2003. Concentración de reguladores del desarrollo vegetal inducida por hongos endomicorrícos en dos cultivares de chile (*Capsicum annum* L.). Tesis Doctoral, Universidad de Colima. México.

Rosa, C.E.V., Sierra, M. And Radetski, C.M. 1999. Use of plant tests in the evaluation of textile effluent toxicity. *Ecotoxicology Environmental Research*, 2:56-61.

Ross, M. S. 1994. Toxic metals in soil-plant systems. John Wiley & Sons. Pp 63-152.

Salt, D.E., R. D. Smith e I. Raskin. 1998 PHYtoremediation Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology. 49: 643-668

Schnoor, J.I., 1997. PHYtoremediation. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center (GWRTAC) "E" Series Report. 37 pp

Seoanez, G. 1999. Contaminación de suelo: Estudios y tratamientos y gestión. Ediciones Mundi-Prensa, España. 1-335 pp.

Sharma S. and Dietz K. 2006. The significance of amino acids and amino acid-derived molecules in plant responses and adaptation to heavy metal stress. *Journal of Experimental Botany* 57: 711-726.

Shu, W., Ye, Z., Lan, C., Zhang, Z., Wong, M. 2002. Lead, zinc and copper accumulation and tolerance in populations of *Paspalum distichum* and *Cynodon dactylon*. *Environ. Pollut. J.* 120 (2), 445–453.

Singh, O.V., S. Labana, G. Pandey, R. Budhiraja y R. K. Jain. 2003. Phytoremediation: an overview of metallic ion decontamination from soil. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 61: 405-412.

Sinnot E. W. 1963. Botany. Principles and problems. New York. Mcgraw-Hill. 515 pp.

Tiller, K.G., 1989. Heavy metals in soils and their environmental significance. *Advances in soil Science*, 9: 113-141.

Youn- Joo, A., Young, K., Tae-Im, K. 2004. Combined effect of copper, cadmium, and lead upon *Cucumis sativus* growth and bioaccumulation. *The Science of the total environment* 326(1-3):85-93.

Van-Camp, Lieve; Benilde Bujarrabal; Anna Rita Gentile; Robert J. A. Jones; Luca Montanarella, Claudia Olazabal; Senthil-Kumar Selvaradjou (eds.), 2004. Reports of the technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection.

Vig, K., Megharaj, M., Sethunathan, N., Naidu, R., 2003. Bioavailability and toxicity of cadmium to microorganisms and their activities in soil: a review. *Adv. Environ. Res.* 8, 121–135

Volke S. 2005. Suelos contaminados por metals y metaloides: muestreo y alternativas para remediación. México *INE*. 141p.

Wilkins, D.A., 1978. The measurement of tolerance to edaphic factors by means of root growth. *New Phytologist* 80: 623–633.

Zhang, X., Xia, H., Zhian, Li, Z., Zhuang, Ping., Gao, B. 2010. Potential of four forage grasses in remediation of Cd and Zn contaminated soils. *Bioresource Technology* 101, 2063–2066.

14. ANEXO

Tabla ANOVA para Zn por TRATAMIENTOS

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	4.32893E6	3	1.44298E6	19.86	0.0000
Intra grupos	2.97826E6	41	72640.5		
Total (Corr.)	7.3072E6	44			

El StatAdvisor

La tabla ANOVA descompone la varianza de Zn en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 19.8646, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la prueba-F es menor que 0.05, existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de Zn entre un nivel de TRATAMIENTOS y otro, con un nivel del 95.0% de confianza.

Pruebas de Múltiple Rangos para Zn por TRATAMIENTOS

Método: 95.0 porcentaje LSD

<i>TRATAMIENTOS</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
HMA	12	128.268	X
T	12	170.153	X
M P	10	620.59	X
HMA+MP	11	863.069	X

<i>Contraste</i>	<i>Sig.</i>	<i>Diferencia</i>	<i>+/- Límites</i>
HMA - HMA+MP	*	-734.802	227.206
HMA - M P	*	-492.322	233.058
HMA - T		-41.885	222.212
HMA+MP - M P	*	242.479	237.824
HMA+MP - T	*	692.917	227.206
M P - T	*	450.438	233.058

* indica una diferencia significativa.

El StatAdvisor

Esta tabla aplica un procedimiento de comparación múltiple para determinar cuáles medias son significativamente diferentes de otras. La mitad inferior de la salida muestra las diferencias estimadas entre cada par de medias. El asterisco que se encuentra al lado de los 5 pares indica que estos pares muestran diferencias estadísticamente significativas con un nivel del 95.0% de confianza. En la parte superior de la página, se han identificado 3 grupos homogéneos según la alineación de las X's en columnas. No existen diferencias estadísticamente significativas entre aquellos niveles que compartan una misma columna de X's. El método empleado actualmente para discriminar entre las medias es el procedimiento de diferencia mínima significativa (LSD) de Fisher. Con este método hay un riesgo del 5.0% al decir que cada par de medias es significativamente diferente, cuando la diferencia real es igual a 0.

Tabla ANOVA para Pb por TRATAMIENTOS

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	90915.6	3	30305.2	7.17	0.0006
Intra grupos	173374.	41	4228.63		
Total (Corr.)	264289.	44			

El StatAdvisor

La tabla ANOVA descompone la varianza de Pb en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 7.16667, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la prueba-F es menor que 0.05, existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de Pb entre un nivel de TRATAMIENTOS y otro, con un nivel del 95.0% de confianza.

Pruebas de Múltiple Rangos para Pb por TRATAMIENTOS

Método: 95.0 porcentaje LSD

TRATAMIENTOS	Casos	Media	Grupos Homogéneos
HMA	12	10.3055	X
T	12	10.4722	X
M P	10	69.5999	X
HMA+MP	11	117.03	X

Contraste	Sig.	Diferencia	+/- Límites
HMA - HMA+MP	*	-106.725	54.8189
HMA - M P	*	-59.2944	56.2308
HMA - T		-0.16665	53.6139
HMA+MP - M P		47.4303	57.3808
HMA+MP - T	*	106.558	54.8189
M P - T	*	59.1277	56.2308

* indica una diferencia significativa.

El StatAdvisor

Esta tabla aplica un procedimiento de comparación múltiple para determinar cuáles medias son significativamente diferentes de otras. La mitad inferior de la salida muestra las diferencias estimadas entre cada par de medias. El asterisco que se encuentra al lado de los 4 pares indica que estos pares muestran diferencias estadísticamente significativas con un nivel del 95.0% de confianza. En la parte superior de la página, se han identificado 2 grupos homogéneos según la alineación de las X's en columnas. No existen diferencias estadísticamente significativas entre aquellos niveles que compartan una misma columna de X's. El método empleado actualmente para discriminar entre las medias es el procedimiento de diferencia mínima significativa (LSD) de Fisher. Con este método hay un riesgo del 5.0% al decir que cada par de medias es significativamente diferente, cuando la diferencia real es igual a 0.

Tabla ANOVA para Cu por TRATAMIENTOS

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	2932.04	3	977.347	4.79	0.0059
Intra grupos	8357.16	41	203.833		
Total (Corr.)	11289.2	44			

El StatAdvisor

La tabla ANOVA descompone la varianza de Cu en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 4.79484, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la prueba-F es menor que 0.05, existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de Cu entre un nivel de TRATAMIENTOS y otro, con un nivel del 95.0% de confianza.

Pruebas de Múltiple Rangos para Cu por TRATAMIENTOS

Método: 95.0 porcentaje LSD

TRATAMIENTOS	Casos	Media	Grupos Homogéneos
HMA	12	10.5084	X
T	12	14.214	X
HMA+MP	11	15.4728	X
M P	10	32.2334	X

Contraste	Sig.	Diferencia	+/- Límites
HMA - HMA+MP		-4.96442	12.0356
HMA - M P	*	-21.725	12.3456
HMA - T		-3.70564	11.7711
HMA+MP - M P	*	-16.7606	12.5981
HMA+MP - T		1.25878	12.0356
M P - T	*	18.0194	12.3456

* indica una diferencia significativa.

El StatAdvisor

Esta tabla aplica un procedimiento de comparación múltiple para determinar cuáles medias son significativamente diferentes de otras. La mitad inferior de la salida muestra las diferencias estimadas entre cada par de medias. El asterisco que se encuentra al lado de los 3 pares indica que estos pares muestran diferencias estadísticamente significativas con un nivel del 95.0% de confianza. En la parte superior de la página, se han identificado 2 grupos homogéneos según la alineación de las X's en columnas. No existen diferencias estadísticamente significativas entre aquellos niveles que compartan una misma columna de X's. El método empleado actualmente para discriminar entre las medias es el procedimiento de diferencia mínima significativa (LSD) de Fisher. Con este método hay un riesgo del 5.0% al decir que cada par de medias es significativamente diferente, cuando la diferencia real es igual a 0.

Tabla ANOVA para Cd por TRATAMIENTOS

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	1972.81	3	657.602	21.11	0.0000
Intra grupos	1276.95	41	31.1452		
Total (Corr.)	3249.76	44			

El StatAdvisor

La tabla ANOVA descompone la varianza de Cd en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 21.1141, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la prueba-F es menor que 0.05, existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de Cd entre un nivel de TRATAMIENTOS y otro, con un nivel del 95.0% de confianza

Pruebas de Múltiple Rangos para Cd por TRATAMIENTOS

Método: 95.0 porcentaje LSD

TRATAMIENTOS	Casos	Media	Grupos Homogéneos
HMA	12	0.594467	X
T	12	1.64727	X
M P	10	13.6701	X
HMA+MP	11	14.9516	X

Contraste	Sig.	Diferencia	+/- Límites
HMA - HMA+MP	*	-14.3571	4.70464
HMA - M P	*	-13.0756	4.82581
HMA - T		-1.0528	4.60122
HMA+MP - M P		1.28151	4.9245
HMA+MP - T	*	13.3043	4.70464
M P - T	*	12.0228	4.82581

* indica una diferencia significativa.

El StatAdvisor

Esta tabla aplica un procedimiento de comparación múltiple para determinar cuáles medias son significativamente diferentes de otras. La mitad inferior de la salida muestra las diferencias estimadas entre cada par de medias. El asterisco que se encuentra al lado de los 4 pares indica que estos pares muestran diferencias estadísticamente significativas con un nivel del 95.0% de confianza. En la parte superior de la página, se han identificado 2 grupos homogéneos según la alineación de las X's en columnas. No existen diferencias estadísticamente significativas entre aquellos niveles que compartan una misma columna de X's. El método empleado actualmente para discriminar entre las medias es el procedimiento de diferencia mínima significativa (LSD) de Fisher. Con este método hay un riesgo del 5.0% al decir que cada par de medias es significativamente diferente, cuando la diferencia real es igual a 0.



Figura 1. Semillas de chile jalapeño



Figura 2 . Ejemplo de Micorriza



Figura 3. Almacigo de *Capsicum annuum* L.



Figura 4. Trasplante de plántulas de *Capsicum annuum* L.



Figura 5. Trasplante en los diferentes tratamientos



Figura 6. Planta al mes del trasplante



Figura 7. Inicio de floración HMA



Figura 8. Planta con fruto HMA+MP



Figura 9. Tratamientos MP vs HMA



Figura 10. Tratamientos T vs HMA



Figura 11. Planta con fruto del tratamiento MP+HMA



Figura 12. Flor de *Capsicum annuum* L.

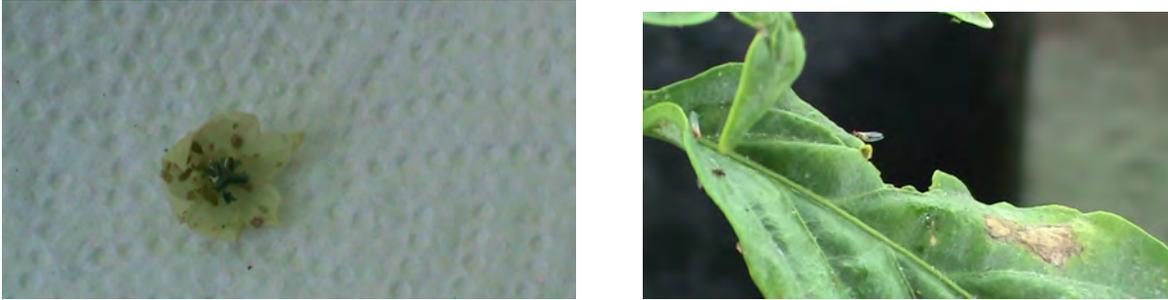


Figura 13. Flor y hoja de *Capsicum annuum* L., atacadas por plaga

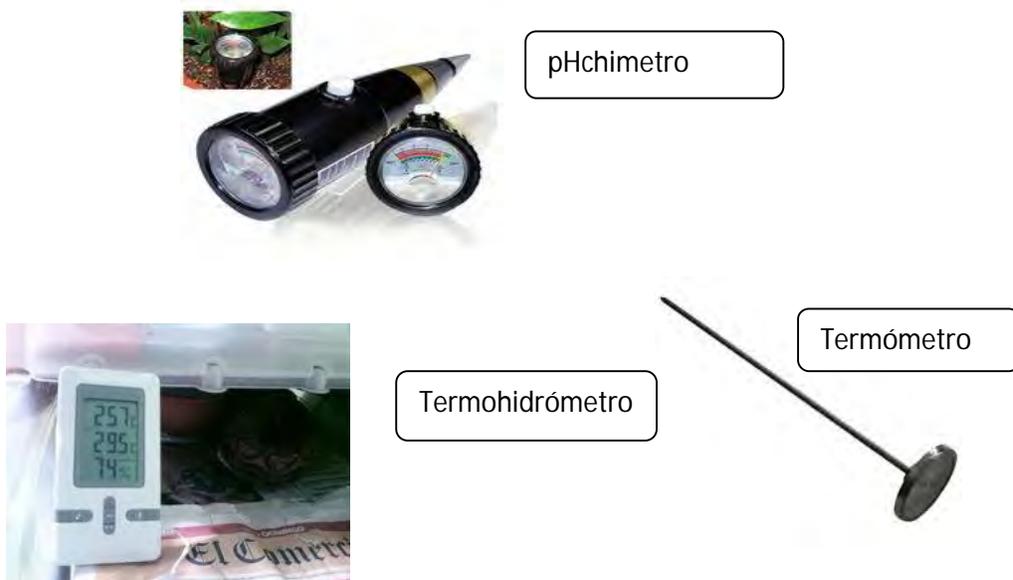


Figura 14. pHchimetro, termometro y termohidrómetro



Figura 15. Planta del tratamiento T de *Capsicum annuum* L.



Figura 16. Planta del tratamiento MP de *Capsicum annuum* L.



Figura 17. Planta del tratamiento HMA de *Capsicum annuum* L.



Figura 18. Planta del tratamiento HMA+MP de *Capsicum annuum* L.

