

01177  
7



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO  
FACULTAD DE INGENIERIA

“EFECTO DE LA APLICACION DE FOSFORO EN LA  
ACUMULACION DE METALES EN *Lolium perenne* y *Brassica*  
*oleracea var. italica* CULTIVADOS EN SUELOS DEL DISTRITO DE  
RIEGO 003 DE TULA, HGO.”

T E S I S  
QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:  
MAESTRO EN INGENIERIA  
( A M B I E N T A L )  
P R E S E N T A :  
ANA MARIA GARCIA ZUNIGA

293238

DIRECTOR DE TESIS: DR. LENOM J. CAJUSTE



CIUDAD UNIVERSITARIA

MAYO DEL 2001



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO  
FACULTAD DE INGENIERIA

UNIVERSIDAD NACIONAL  
AUTÓNOMA DE  
MÉXICO

RECIBI COPIA DE: ( ) TRABAJO ESCRITO  
( XX ) TESIS

DESARROLLADO POR LA ALUMNA: ANA MARIA GARCIA ZUÑIGA  
PARA PRESENTAR EXAMEN:

( ) DE ESPECIALIZACION  
( X ) DE GRADO

EN INGENIERIA: AMBIENTAL

FECHA FIRMA

PRESIDENTE: DR. PEDRO MARTINEZ PEREDA  
VOCAL: DR. LENOM J. CAJUSTE  
SECRETARIO: DRA. GEORGINA FERNANDEZ VILLAGOMEZ  
SUPLENTE: M. EN I. JOSE LUIS MARTINEZ PALACIOS  
SUPLENTE: M EN C. MA. TERESA LEAL ASCENCIO

16/V/01 *P. Martínez Pereda*  
16/V/01 *L. Cajuste*  
14/III/2001 *G. Fernández Villagómez*  
14/IV/2001 *J. L. Martínez Palacios*  
14/III/2001 *M. A. Leal Ascencio*

APROBACION DEL TRABAJO DE TESIS POR EL DEPARTAMENTO

Aprobado *[Signature]*

PROMEDIO EN CREDITOS 10 créditos (Diez)

Mi agradecimiento:

A la Universidad Nacional Autónoma de México, en especial a la División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería, sección de Ingeniería Ambiental, por sus enseñanzas que me otorgó y por darme la oportunidad de realizar mis estudios de posgrado.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el financiamiento del Proyecto: “Remediación *in situ* de suelos contaminados por metales pesados y/o residuos de plaguicidas. Estudio de caso: Valle del Mezquital, Hgo. y Comarca Lagunera, Coah.” Con clave 26522-B.

Al área de Química de Suelos del Instituto de Recursos Naturales del Colegio de Postgraduados Montecillos, Edo. de México, donde se desarrollo la presente investigación.

Al Dr. Lenom J. Cajuste, por permitirme colaborar en este Proyecto.

Al MC Jorge Alvarado López, por la corrección de estilo de esta tesis.

## ÍNDICE DE CONTENIDO

	RESUMEN	
1	INTRODUCCIÓN	1
2	OBJETIVOS	6
3	HIPÓTESIS	7
4	ANTECEDENTES	8
4.1	Características químicas de los metales pesados	8
4.2	Fuentes de metales contaminantes	11
4.3	Contaminación del suelo	13
4.3.1	Contaminantes edáficos	14
4.4	Procesos químicos de los metales pesados en el suelo	17
4.4.1	Procesos de Adsorción	17
4.4.1.1	Coloides	17
4.4.1.2	Procesos de intercambio catiónico	19
4.4.2	Adsorción e intercambio aniónico	22
4.5	Estados de los microelementos en el suelo	25
4.5.1	Principales factores de asimilación de los microelementos	27
4.5.1.1	pH	27
4.5.1.2	Materia orgánica	28
4.5.1.3	Microorganismos	30
4.6	Efectos tóxicos de los metales pesados	31
4.6.1	En especies vegetales	31
4.6.2	En el hombre	33
4.6.2.1	Cadmio	33
4.6.2.2	Cromo	34
4.6.2.3	Cobre	34
4.6.2.4	Plomo	35
4.6.2.5	Zinc	36

4.7	Interacciones entre macronutrientes y metales pesados	36
4.8	Características generales de la zona de estudio	37
4.9	Uso del agua residual en el Distrito de Riego 003 de Tula, Hgo.	39
5	<b>MATERIALES Y MÉTODOS</b>	41
5.1	Descripción de las series de suelo	41
5.2	Desarrollo del experimento	43
5.2.1	Selección de los sitios de estudio	43
5.2.1.1	Localización de los sitios de muestreo	43
5.2.1.2	Procedimiento de muestreo	45
5.2.1.3	Trabajo de laboratorio	45
5.2.2	Primer ensayo experimental en laboratorio	46
5.2.3	Establecimiento del ensayo en laboratorio	47
5.2.4	En invernadero	47
5.2.5	Determinaciones en laboratorio	48
5.3	Segundo ensayo experimental	49
5.3.1	En invernadero	49
5.3.2	Determinaciones en laboratorio	50
5.4	Análisis estadístico	50
6	<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b>	51
6.1	Características físicas y químicas de los suelos	51
6.1.1	Determinaciones físicas y químicas de los suelos muestreados	51
6.1.2	Selección de sitios para el establecimiento del experimento	54
6.2	Comportamiento de los metales Pb, Cd, Cu, Zn, Ni y Cr en tejido vegetal al aplicar fósforo al suelo	55
6.2.1	Primer ensayo experimental	55
6.2.2	Segundo ensayo experimental	63
6.2.2.1	Plomo	63
6.2.2.2	Cadmio	67

	6.2.2.3	Cobre	68
	6.2.2.4	Zinc	70
	6.2.2.5	Níquel	72
	6.3	Concentración de metales en tejido vegetal en función del suelo	72
7		CONCLUSIONES	82
		Recomendaciones	85
8		BIBLIOGRAFÍA	86
9		ANEXO	95

## ÍNDICE DE CUADROS Y FIGURAS

Figura 1. Las funciones de un animal dependen de la absorción de un nutriente esencial	9
Cuadro 1. Clasificación de algunas propiedades del ion receptor del metal	10
Cuadro 2. Procedencia de los principales vertidos de origen antropogénico de metales en el suelo.	11
Figura 2. Fijación y disponibilidad de fosfatos en el suelo en relación con el pH	24
Figura 3. Relación entre la asimilabilidad de los microelementos y el pH del suelo	27
Cuadro 3. Efectos generales de los elementos traza en concentraciones tóxicas	32
Cuadro 4. Interacciones entre macronutrientes y elementos traza en plantas	37
Figura 4. Plano de localización del Valle del Mezquital, Hidalgo	38
Figura 5. Sitios de muestreo del área de estudio (Distrito de Riego 003)	44
Cuadro 5. Arreglo del primer ensayo experimental en invernadero	46
Cuadro 6. Componentes de la solución nutritiva sin fósforo	48
Cuadro 7. Características físicas y químicas de muestras de suelos del Valle del Mezquital, Hgo	52
Cuadro 8. Metales extractables en función de los totales	53
Figura 6. Concentración de Zn y Pb en función de los años de riego	54
Figura 7. Concentración de metales extractables contra el tiempo de riego	54
Cuadro 9. Suelos utilizados para el desarrollo del experimento	55
Figura 8. Concentración de Cd en hoja de <i>Lolium perenne</i>	56
Figura 9. Concentración de Cu en hoja de <i>Lolium perenne</i>	56
Figura 10. Concentración de Cd en raíz de <i>Lolium perenne</i>	56
Figura 11. Concentración de Cu en raíz de <i>Lolium perenne</i>	56
Figura 12. Concentración de Ni en hoja de <i>Lolium perenne</i>	57
Figura 13. Concentración de Zn en hoja de <i>Lolium perenne</i>	57
Figura 14. Concentración de Ni en raíz de <i>Lolium perenne</i>	57
Figura 15. Concentración de Zn en raíz de <i>Lolium perenne</i>	57
Figura 16. Concentración de Cr en hoja de <i>Lolium perenne</i>	58
Figura 17. Concentración de Pb en hoja de <i>Lolium perenne</i>	58



Figura 18. Concentración de Cr en raíz de <i>Lolium perenne</i>	58
Figura 19. Concentración de Pb en raíz de <i>Lolium perenne</i>	58
Figura 20. Concentración de Cr en hoja de <i>Brassica oleracea</i>	59
Figura 21. Concentración de Pb en hoja de <i>Brassica oleracea</i>	59
Figura 22. Concentración de Cu en hoja de <i>Brassica oleracea</i>	59
Figura 23. Concentración de Ni en hoja de <i>Brassica oleracea</i>	59
Figura 24. Concentración de Cd en hoja de <i>Brassica oleracea</i>	60
Figura 25. Concentración de Zn en hoja de <i>Brassica oleracea</i>	60
Cuadro 10. Concentración de metales en hoja y raíz de <i>Lolium perenne</i>	61
Cuadro 11. Concentración promedio de metales en hoja y raíz de <i>Lolium perenne</i> en función del suelo	62
Cuadro 12. Características físicas y químicas de cinco suelos del Valle del Mezquital, Hgo.	62
Cuadro 13. Concentración promedio de metales en follaje de <i>Lolium perenne</i> y <i>Brassica oleracea</i> var. <i>italica</i> .	63
Cuadro 14. Concentración de metales en tejido vegetal de <i>Lolium perenne</i> , de acuerdo con el tratamiento con fósforo	65
Cuadro 15a Concentración de metales en tejido vegetal, de acuerdo con los tratamientos aplicados al suelo de Atitalaquia	74
Cuadro 15b Concentración de metales en tejido vegetal, de acuerdo con los tratamientos aplicados al suelo de Endho	75
Cuadro 15c Concentración de metales en tejido vegetal, de acuerdo con los tratamientos aplicados al suelo de Mixquiahuala	76
Cuadro 15d Concentración de metales en tejido vegetal, de acuerdo con los tratamientos aplicados al suelo de Tlahuelilpan	78
Cuadro 15e Concentración de metales en tejido vegetal, de acuerdo con los tratamientos aplicados al suelo de Teocalco	79
Cuadro 16a Porcentajes de remoción de metales en tejido vegetal en la serie Progreso	79
Cuadro 16b Porcentajes de remoción de metales en tejido vegetal en la serie Tepatepec	80
Cuadro 16c Porcentajes de remoción de metales en tejido vegetal en la serie Lagunillas	80
Figura 26 Transporte de metales en el ambiente	84

Anexo 1. Coeficiente de correlación y nivel de significancia de metales totales y extractables	96
Anexo 2. pH de los suelos después de aplicar cada tratamiento	97
Anexo 3. Concentración de hidróxido de calcio adicionado a cada suelo	97
Anexo 4. Concentración de metales en tejido vegetal de acuerdo al tipo de suelo	98
Anexo 5. Niveles naturales permisibles y excesivos de elementos traza en suelos y plantas ( $\text{mg kg}^{-1}$ peso seco)	99
Anexo 6. Concentraciones máximas aceptables de metales traza consideradas como fitotóxicas en suelos agrícolas (arables)	99
Anexo 7. Metales extractables en función del tiempo	100

## Resumen

En el Estado de Hidalgo, México desde hace más de 100 años se utiliza el agua residual sin tratamiento con fines agrícolas. Como resultado de ello, existe un proceso de acumulación en el suelo de metales pesados (como Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn) y otros contaminantes. Por lo que, una fracción sustancial de estos metales se encuentran en el tejido de los cultivos producidos en esa región, convirtiéndolos en productos de mala calidad y tóxicos para los habitantes que los consumen. Estos metales pesados, como iones o en ciertos compuestos, son solubles en agua y los seres vivos los absorben o asimilan con facilidad, asimismo su tendencia a acumularse en los organismos los hace peligrosos, aún en cantidades reducidas consumidas durante un largo periodo llegan a niveles tóxicos. Dentro de cualquier organismo tienden a combinarse con las enzimas e inhiben su funcionamiento.

Con esta investigación se pretende contribuir al conocimiento de los procesos de inmovilización *in situ* de metales (pesados) presentes en suelos contaminados del Distrito de Riego 03 de Tula, Hgo., mediante la aplicación de diferentes dosis de fósforo y otros aditivos (azufre, hidróxido de potasio, hidróxido de calcio) que cambien algunas de las propiedades químicas del suelo para que los metales se transformen en formas poco solubles por la coprecipitación y adsorción, e impedir la asimilación de los metales por la planta.

Se llevó a cabo un ensayo experimental en laboratorio y otro en invernadero en dos etapas, con cinco suelos de la región de estudio y doce tratamientos con diferentes dosis de fósforo (0, 500, 1000, 5 000, 10 000 mg P kg<sup>-1</sup> suelo) aplicado en forma de ácido fosfórico y superfosfato triple, además las combinaciones con azufre (0 y 1000 mg kg<sup>-1</sup>), hidróxido de potasio (0, 200 mg kg<sup>-1</sup>) e hidróxido de calcio (la cantidad fue variable dependiendo de la necesidad de cal del suelo), se sembró *Lolium perenne* (rye grass) y *Brassica oleracea* var. *Italica* (brócoli) en macetas con 800 gr de suelo, después de 8 y 14 semanas de

desarrollo vegetativo se cuantificó metales pesados en el tejido vegetal (en hoja y raíz) de rye grass y (en hoja) de brócoli respectivamente.

Algunas de las conclusiones a las que se llegó en esta investigación, fue que la concentración de los metales totales y extractables (Cd, Cu, Cr, Ni, Pb y Zn) presentes en el suelo del lugar de estudio dependen del tiempo por efecto de los años de riego con agua residuales. Los metales extractables también dependen del pH y la concentración de los metales excepto del Cr. Por lo que se considera que los suelos presentan cierto grado de saturación después de 60 años de riego con aguas residuales, al aumentar el porcentaje de metal extractable.

Con la aplicación de  $500 \text{ mg P kg}^{-1}$  suelo (tratamiento T<sub>2</sub>) en rye grass se inhibió la asimilación y traslocación (hoja) de Cd y Pb por la planta, pero aumentó la concentración de Zn y Ni en algunos casos. Por lo que se considera, que la aplicación de fósforo al suelo permite la formación de compuestos de fosfato de calcio y cuando éstos se encuentran en equilibrio, se forman los compuestos metálico fosfatados, hasta alcanzar también el equilibrio, siempre que se tengan condiciones de pH cercanas al neutro, pues a pH ácido los compuestos metálicos tienden a solubilizarse y ser asimilados por las plantas.

También, dependiendo de las características físicas, químicas y biológicas de los suelos, se obtuvieron diferentes comportamientos de cada uno de ellos para un mismo tratamiento, lo cual se vio reflejado en la concentración de metales en tejido vegetal. Desde luego no se esperaba una misma respuesta para todos los suelos debido a que cada uno tiene diferente capacidad de adsorción e intercambio catiónico, así como diferentes características relacionadas con la formación de compuestos metálico-fosfatados poco solubles.

Con el enfoque de la presente investigación, se pretende evitar que los metales pesados entren a la cadena alimenticia a través de las plantas e impedir daños irreversibles en los seres vivos, principalmente el hombre.

## **1. Introducción**

A través del tiempo se han incrementado las áreas de suelos agrícolas contaminados por metales pesados debido al uso de aguas residuales domésticas crudas en el riego agrícola, las cuales en algunos casos tienen concentraciones de metales por arriba de lo que marcan las normas ecológicas (NOM-CCA-032-ECOL./1993); por esta razón es importante estudiar la dinámica de metales pesados en el suelo, su comportamiento, su concentración y las diferentes formas químicas en que se encuentran. Asimismo, es necesario evaluar la proporción que está disponible para las plantas, la cantidad que puede ser inmovilizada y los mecanismos químicos involucrados en este proceso, con la finalidad de mantener compuestos de baja solubilidad en el sistema suelo.

En el Distrito de Riego (DR) 003 de Tula, Hgo., se han estado usando aguas negras sin tratamiento en la agricultura. Los primeros riegos datan de 1896 y se puede decir que el empleo de esta agua es una consecuencia espontánea, no prevista ni planificada, de las obras de desagüe del Valle de México. El gran desarrollo industrial en la zona metropolitana ha provocado un incremento en la concentración de metales pesados y otros contaminantes en el agua residual. Numerosas investigaciones relacionadas con la contaminación por metales pesados, nitrógeno, microorganismos y otros elementos evidencian que, a través del tiempo, en los suelos de este distrito de riego se han acumulado metales como Zn, Cd, Pb, Cu y Cr. Además, se ha detectado que una fracción sustancial de estos contaminantes se encuentra en el tejido de los cultivos producidos en esa región, lo cual permite suponer que estos metales constituyen un peligro para la salud humana a través de la cadena trófica.

Por otra parte, no se cuenta con suficientes trabajos de investigación, respecto al impacto causado por el uso de aguas residuales sin tratamiento en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, como son textura, estructura, pH, contenido de materia orgánica, oxidación de la materia, compactación, lixiviación y poblaciones de microorganismos,

entre otras. Además, se requiere estudiar la relación de estas propiedades con el manejo del suelo (prácticas agrícolas, uso de agroquímicos), de manera que al cambiarlas sea posible modificar la movilidad y disponibilidad de metales como Pb, Cd, Ni, Zn, Cu, Cr y otros. Cajuste *et al.* (1999) y Mench *et al.* (1994) mencionan que algunos metales pueden persistir en los suelos debido a su inmovilidad, mientras que otros emigran a través del perfil del suelo.

Con esta investigación se pretende contribuir al conocimiento de los procesos de inmovilización *in situ* de metales (pesados) presentes en suelos contaminados del DR 003, mediante la aplicación de aditivos que cambien algunas de las propiedades químicas del suelo, a la vez que los metales se transformen en formas poco solubles por efecto de su coprecipitación y adsorción, impidiendo de esta manera la asimilación de los metales por la planta.

Algunos metales presentes en el suelos se encuentran en concentraciones tóxicas para los seres vivos; sin embargo, hay especies de vegetales y de microorganismos que son tolerantes a éstos, aunque en los eslabones siguientes se incrementa su concentración, por ser elementos bioacumulativos, la cual puede provocar daños irreversibles en los habitantes de la región del DR.

## **1.1 Justificación**

El Pb, Cd, Ni, Zn, Cu y Cr se consideran como los metales pesados más peligrosos incluyendo al mercurio y estaño; además son algunos de los metales que más se utilizan en la industria, en ciertos plaguicidas y medicinas. Así, estos metales entran en el ambiente dondequiera que los artículos o productos en los que intervienen, se produzcan, se usen y se desechen.

Los metales pesados son de toxicidad extrema porque, como iones o componentes de ciertos compuestos, son solubles en agua y los seres vivos los absorben o asimilan con facilidad. La característica que los hace peligrosos es su tendencia a acumularse en los

organismos, por lo que cantidades reducidas y en apariencia inofensivas absorbidas durante un largo periodo llegan a alcanzar niveles tóxicos; a este fenómeno se le conoce como bioacumulación. Dentro de cualquier organismo tienden a combinarse con las enzimas e inhiben su funcionamiento.

En el humano, dosis muy pequeñas de metales pesados producen consecuencias fisiológicas o neuronales graves. Una de las principales vías de entrada de estos elementos en el cuerpo es a través de los alimentos. Por tal motivo, es importante el estudio de la contaminación de suelos agrícolas causada por metales pesados.

En el lugar de estudio desde hace más de un siglo se ha venido usando el agua residual proveniente de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM) en la agricultura, y se considera que:

1. El agua utilizada contiene diversos contaminantes, entre ellos están los metales pesados como Cd, Cr, Cu, Ni, Pb Zn, además del gran contenido de materia orgánica.
2. Los productos agrícolas que se obtienen no son de buena calidad, por la concentración de metales pesados que contienen, convirtiéndose en un gran riesgo para la salud de los habitantes de la región, debido a que están consumiendo estos productos en forma continua.
3. La materia orgánica no está siendo degradada en su totalidad por la inhibición de la actividad microbiana, causada por la presencia de diversos contaminantes en el suelo.
4. Algunos cultivos como el frijol, calabaza y jitomate se han dejado de sembrar por la alta incidencia de enfermedades que presentan estos, provocadas en forma indirecta por contaminantes como los metales pesados.
5. Es indudable el beneficio que se ha obtenido en esta región por el uso del agua residual proveniente de la ZMCM, pero también debe preocuparnos la salud de todos los habitantes que pueden estar expuestos a esos contaminantes.

Por lo anterior, se pretende dar algunas alternativas viables e impedir que estos elementos entren a la cadena alimenticia en concentraciones que sean tóxicas para el hombre, para las especies vegetales que se producen en la región y para los microorganismos que juegan un papel muy importante como degradadores de la materia orgánica.

Para lograr este propósito se utilizará fósforo (diferentes concentraciones), debido a que la toxicidad y /o tolerancia de un elemento traza por las plantas puede ocurrir por una interacción de elementos principalmente con los macronutrientes, lo mismo que efectos antagónicos y de sinergismo (Pais, 1997 y Markert, 1993). Es decir, en el proceso de asimilación de nutrientes por la planta, el fósforo es antagónico del Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Al, As, B, Hg, Mo, Fe, Sr, F, Mn, y Be, además se encuentra en sinergismo con Al, B, Cu, Fe, Mn, Mo, Zn y F, lo que permite que estos micronutrientes puedan estar disponibles en bajas concentraciones en tejido vegetal sin llegar a niveles tóxicos. Otro elemento que produce este mismo efecto es el calcio y se encuentra en los suelos del lugar de estudio en forma natural, pero además de inhibir la asimilación de las formas iónicas de estos elementos también impide la de otros macro y micronutrientes como el P, Fe, Al, Co, Mo y B, ya que únicamente el Ca se encuentra en sinergismo con Cu, Zn y Mn (Pais, 1997 y Markert, 1993). En muchas ocasiones se tienen bajos rendimientos por este motivo y por el pH (>8). Sin embargo, no se debe descartar la combinación de ambos factores para obtener mejores resultados en la formación de compuestos de metales pesados de baja solubilidad, y abatir los costos para solucionar problemas de contaminación de este tipo en suelos agrícolas.

Por otro lado, se decidió realizar este experimento con rye grass y brócoli (*Lolium perenne* y *Brassica oleracea* var *italica*), principalmente porque el rye grass es uno de los cultivos que se han introducido recientemente en la región, además de que no requiere una gran cantidad de suelo para su establecimiento, y se puede obtener una gran cantidad de follaje en poco tiempo, no presenta problemas de plagas y enfermedades y es una gramínea la cual puede tener mecanismos de asimilación similares a otras gramíneas como maíz, trigo, cebada (son cultivos que se siembran en la región). Otros cultivos requieren de mayor



volumen de suelo para su desarrollo, lo cual implicaría mayores costos en el traslado de este material (desde el Valle del Mezquital Hgo. hasta el Colegio de Postgraduados, Montecillos, Edo. de Méx. en donde se llevó a cabo la investigación), asimismo en muchas ocasiones tienen una mayor incidencia de plagas y enfermedades.

También, se decidió usar brócoli debido a que es poco sensible a los metales pesados, por lo que los acumula sin que presente problemas de toxicidad, el único inconveniente es la presencia de plagas.

## 2. Objetivos

### Objetivo General

Estudiar el efecto del fósforo, en forma de ácido fosfórico, como agente quelante en la inmovilización de Pb, Cd, Ni, Zn, Cu y Cr, en suelos contaminados por el uso de aguas residuales crudas.

### Objetivos Específicos:

1. Seleccionar cinco sitios con antigüedad de riego y características físicas y químicas de suelos diferentes.
2. Determinar la concentración de metales totales y extractables, además de algunas características físicas y químicas en las muestras de suelos antes del inicio del experimento.
3. Probar cinco dosis de P para inmovilizar los metales Pb, Cd, Ni, Zn, Cu y Cr, en cinco suelos superficiales del Distrito de Riego 003 con diferente antigüedad de riego.
4. Regular el pH afectado por el ácido fosfórico usando S e KOH.
5. Mantener el pH del suelo cercano a la neutralidad adicionando  $\text{Ca(OH)}_2$ .
6. Cuantificar la concentración de Pb, Cd, Ni, Zn, Cu y Cr en tejido vegetal (hoja) de *Lolium perenne* (rye grass) y *Brassica oleracea* var. *italica* (brócoli) de acuerdo con el tratamiento con fósforo.

### **3. Hipótesis**

1. La adición de fósforo al suelo favorece la inmovilización de metales pesados en suelos contaminados, debido a la formación de compuestos fosfatados poco solubles.
2. Para algunos metales, el proceso de inmovilización resulta más efectivo a pH neutro.
3. Al inmovilizar los metales se impedirá su asimilación por la planta y por ende la entrada a la cadena alimenticia.

## 4. Antecedentes

### 4.1 Características químicas de los metales pesados

Es notable el avance en la apreciación del significativo papel que desempeñan los metales traza en la salud y productividad de las plantas.

Pais (1997) y Lapades (1974) señalan que cualquier definición funcional de metal pesado se basa en su densidad mayor que  $5.0 \text{ Mg m}^{-3}$ , con elementos tales como, cadmio, cobalto, cobre, hierro, plomo, molibdeno, níquel y zinc. La definición fundamentada en el número atómico mayor que 20 y efectos similares en la salud, de acuerdo con Ashworth (1991); no coincide en general debido a que incluye no metales como el arsénico y selenio, Pais (1997) y esto no encaja en una discusión biológica. Phipps (1976) indica que, en función a su reactividad química, los metales pueden reconocerse como elementos que en condiciones biológicamente significativas tienden a existir como cationes. Actuando como ácidos de Lewis, los iones metálicos forman compuestos complejos con un amplio margen de ligandos, tanto orgánicos como inorgánicos, y así estos complejos son las especies biológicamente activas. La ventaja de este concepto es que enfoca la atención directamente al ion metálico.

Los elementos traza son aquellos que normalmente se encuentran en aguas o soluciones de suelos en concentraciones menores que unos cuantos mg/L o partes por millón (ppm), usualmente en concentraciones menores que  $100 \mu\text{g/L}$ . Este término se ha confundido con el bajo requerimiento nutricional por un organismo específico (Phipps, 1976), que sería un metal esencial. Foy citado por Phipps (1981) señala que una clasificación química de metal traza debe estar relacionada con los procesos bioambientales y debe tratar de suministrar una base informativa para la discusión y solución de problemas como selectividad progresiva y protones tóxicos. Se le denomina metal esencial cuando se requiere para completar el ciclo de vida de los organismos y estos presentan síntomas de deficiencias cuyo efecto es mostrado por una dosis biológica - curva de respuesta (Figura 1).

### Dosis biológica – curva de respuesta

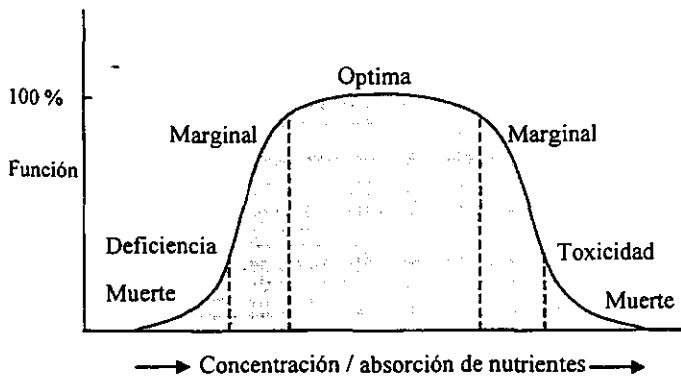


Figura 1. Las funciones de un animal dependen de la absorción de un nutriente esencial, según Mertz (Mc Dowell, 1992).

Todos los metales son tóxicos, pero el grado de toxicidad varía de metal a metal y de organismo a organismo. La toxicidad puede ser definida por una dosis en la curva de respuesta. Si el metal está establecido en una forma fácil de ser asimilado por organismos vivos se le denomina metal aprovechable.

Phipps (1981) menciona que la clasificación de metales más conveniente es la de Mosley, quien separa los metales en sólo cinco categorías basadas en el clásico sistema periódico, de acuerdo con su configuración electrónica, y son:

Bloque-s, Bloque-p, Bloque-d de transición, Bloque-f lantánidos y Bloque-f actínidos. El Pb está dentro del bloque-p; además, es predominantemente metálico; el Cr, Ni, Cu, Zn y Cd están en el bloque-d de transición y se caracterizan por lo siguiente:

*Bloque-d:* Estos metales muestran un amplio rango de actividad redox y de formación de complejos. Esta propiedad los hace adecuados para actuar como catalizadores biológicos; el Ni, el Cu y el Cd son metálicos; mientras que el Zn es anfótero.

*Bloque-p:* Algunos, aunque limitados, efectúan reacciones químicas redox. Por ejemplo, las complejas asociaciones de  $Pb^{4+}/Pb^{2+}$ . Ellos, por lo general, forman complejos más estables. Los elementos pesados al estar ávidos de sulfuros, pueden responder a actividades tóxicas.

*Bloque-s:* Los iones de metal-alcalino son altamente móviles. Normalmente forman complejos débiles y actúan como electrolitos. Las tierras alcalinas forman complejos más estables y por lo tanto tienen funciones más especializadas como promotores de estructura

y activadores enzimáticos.

De gran significancia es la apreciación de la clasificación bioambiental de los metales, la cual queda dominada por las propiedades del ion metálico como un ácido de Lewis (Lewis 1923, citado por Phipps 1981). Esta clasificación determina el comportamiento de los iones metálicos como receptores electrónicos; es decir, quedan aprehendidos en formaciones complejas. Dependiendo de la afinidad observada para diferentes ligaduras, los iones metálicos se clasifican como Clase a (ácidos fuertes), Clase b (ácidos débiles) según Pearson (1969) citado por Phipps (1981) y línea limítrofe (Cuadro 1).

Los iones metálicos Clase a, fuertes o no polarizables, forman compuestos con ligaduras simples no polarizables, proveedores de oxígeno y la afinidad es iónica. Los iones de la Clase b se unen a ligaduras débiles polarizables para producir un enlace covalente.

Cuadro 1. Clasificación de algunas propiedades del ion receptor del metal (Lewis, 1923 citado por Phipps, 1981).

Clase a	Li <sup>+</sup> , Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> , Rb <sup>+</sup> , Cs <sup>+</sup> , Be <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup> , Ca <sup>2+</sup> , Sr <sup>2+</sup> , Ba <sup>2+</sup> , Sc <sup>3+</sup> , La <sup>3+</sup> , Ti <sup>4+</sup> , Zr <sup>4+</sup> , Hf <sup>4+</sup> , Cr <sup>3+</sup> , Mn <sup>2+</sup> , Fe <sup>3+</sup>	no polarizables su afinidad es iónica
Clase b	Cu <sup>+</sup> , Ag <sup>+</sup> , As <sup>+</sup> , Cd <sup>2+</sup> , Hg <sup>+</sup> , Tl <sup>+</sup> , Pd <sup>2+</sup> , Pt <sup>2+</sup>	producen una ligadura covalente
Línea a	Fe <sup>2+</sup> , Co <sup>2+</sup> , Ni <sup>2+</sup> , Cu <sup>2+</sup> , Zn <sup>2+</sup>	
Limítrofe	Rh <sup>3+</sup> , Ir <sup>3+</sup> , Ru <sup>3+</sup> , Os <sup>3+</sup> , Sb <sup>3+</sup> , Bi <sup>3+</sup> , Pb <sup>4+</sup>	altamente covalentes, muy difíciles de desplazar

Los metales ultra fuertes (bloque-s) se combinan poco con las ligaduras débiles y forman compuestos unidos iónicamente con ligaduras de proveedores fuertes de oxígeno. Debido a que su afinidad es iónica, los iones metálicos son desplazados con facilidad y, por lo tanto, móviles.

Los metales más pesados (bloque-p) muestran gran afinidad a ligaduras débiles como las proveedoras de sulfato o sulfuro y forman compuestos altamente covalentes muy difíciles de desplazar, por lo tanto son poco móviles.

## 4.2 Fuentes de metales contaminantes

En un balance realizado a finales de la década de los años 80 por parte de Nriagu y Pacyna, (1988) se estimó que la cantidad anual de vertidos de metales en el suelo ascendía a 5 mil billones de kg (1 billón =  $10^{12}$ ). De esta cantidad, 74% corresponde a cenizas procedentes de la combustión de carburantes, principalmente carbón, ver Cuadro 2.

Cuadro 2. Procedencia de los principales vertidos de origen antropogénico de metales en el suelo (Nriagu y Pacyna, 1988).

Fuente	Contribución (%)
Cenizas de combustión	74
Desechos urbanos	9
Turba	6
Residuos metalúrgicos	6
Residuos de materia orgánica	3
Fertilizantes	2
Otros: residuos agrícolas, industriales, de madera, de alimentos, etc.	<1

Como resultado de las actividades mencionadas en el Cuadro 4, se vierten una variada gama de elementos, siendo los principales As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, V, y Zn. La cantidad de vertidos de cada uno de estos elementos depende de la actividad considerada. Así, por ejemplo, el Mn es el que se vierte en mayor cantidad incorporado en las cenizas de combustión, seguido de Cr, Zn y Ni, mientras que para Cu, Pb y Zn, las mayores cantidades vertidas están en los desechos urbanos. De la industria metalúrgica se desechan, principalmente, Zn, Pb, Mn y Cu; de la aplicación de turba en agricultura y como combustible se vierten Mn, Zn, Cu, Ni y Pb.

En forma global, los metales vertidos en mayor cantidad, relacionados de mayor a menor e indicando entre paréntesis el porcentaje del total de vertidos, son los siguientes (Doménech, 1994):

Mn (27) > Zn (21) > Cu (14) > Cr (14) > Pb (11) > Ni (6) > V (2) > Mo (1) = As (1)

Los metales pesados, al tener una enorme variedad de aplicaciones industriales, estos predominan en aguas de desecho (Patterson, 1985). Por esta razón las descargas de aguas residuales industriales contienen altas concentraciones de metales, derivados de las actividades que ahí se desarrollan.

Las principales fuentes de generación del cadmio son la galvanoplastia o industria de recubrimientos metálicos, aproximadamente 33% del total de desechos de Cd del mundo es utilizado en estas áreas. Un estudio realizado en México (zona metropolitana de la Ciudad de México) reporta concentraciones de cadmio en este tipo de industria de 82,000 mg Cd /L en procesos de galvanoplastia; dentro del proceso existen las tinas donde se lleva a cabo el proceso de galvanoplastia (con altas concentraciones de metales) también se tienen las tinas de enjuague, las cuales presentan concentraciones de 48-240 mg Cd /L (Martínez, 1995). Un uso menos común del Cd es en pigmentos para pintura, así como en la manufactura de baterías y plásticos. Otros usos incluyen aleaciones, soldaduras, funguicidas, fertilizantes fosfatados y productos químicos para fotografía y procesos de estampado (He and Singh, 1994; Lester, 1987).

La principal aplicación de plomo es en la producción de acumuladores y baterías, pigmentos y pinturas, soldadura y en la industria plúmbica (plantas de galvanización), efluentes de minas, actividades de incineración, imprenta (fundición de linotipos), insecticidas, explosivos, reactivos químicos, alfarería decorativa vidriada en hoja metálica y en barro, cubiertas para proteger de los rayos X, tuberías entre otros (Albert , 1988 y Borja, 1985).

El níquel, al igual que el zinc, se utiliza en aleaciones de galvanoplastia donde se reportan concentraciones de 33 800 mg Zn /L en los baños de proceso y de 70 a 350 mg Zn /L en los enjuagues, también pueden ser una fuente importante de Ni los fertilizantes fosfatados y el incremento de la combustión de aceites y carbón, pero la actividad industrial contribuye significativamente en el incremento del contenido de Ni en el suelo, Kabata y Pendias, (1994). El zinc también se aplica en pinturas, plásticos, productos farmacéuticos y cosméticos.

El cobre se utiliza en la industria electrónica, galvanoplastia, bronceado y otras aleaciones; en galvanoplastia se utiliza con dos variantes: una aplica baño ácido con altas concentraciones de cobre en el enjuague (107 a 535 mg/L) y la otra es una combinación de cobre y cianuro de manera que se tienen concentraciones de 2.8 a 14 mg Cu /L y de 58 a



290 mg CN/L en los enjuagues. También se usa en funguicidas y fertilizantes (Borja, 1985).

En el caso de cromo una de las principales fuentes son los diversos desperdicios industriales por ejemplo, sedimentos de galvanoplastia o galvanizado, fotograbado, fabricación de cerillos, explosivos, pintura de cromo y desperdicios en la curtiduría, sedimentos de aguas fecales y municipales (Albert, 1988).

Los metales pesados aparecen en las aguas de desecho, de los procesos en los cuales el metal se usa, de varias industrias como un contaminante. Un ejemplo de éstos es la industria de generación de energía, la cual utiliza como combustibles carbón y petróleo, y produce desechos que pueden contener cromo, vanadio y zinc.

En México, es muy importante el vertido de metales en los suelos agrícolas a través del agua de riego, debido a que, en los últimos años, uno de los principales usos a que se han destinado las aguas residuales (mixtas) es para riego de cultivos, en zonas (áridas y semiáridas) con escasas fuentes de abastecimiento de agua de buena calidad.

#### **4.3 La contaminación del suelo**

El suelo es un medio receptivo por excelencia, puesto que interacciona químicamente con la litosfera, la hidrosfera y la atmósfera y, sobre todo, recibe el impacto de los seres vivos que, directa o indirectamente, pueden romper el equilibrio establecido en su seno. Hay que señalar, no obstante, que el medio edáfico posee una capacidad de auto depuración, en particular en sus horizontes más superficiales, lo cual le permite asimilar una cierta cantidad de contaminantes.

Esta capacidad auto depuradora del suelo se basa en (Doménech, 1997):

- a) una actividad biológica que hace posible la descomposición parcial o total de la materia orgánica;
- b) una actividad química que desencadena una serie de reacciones de hidrólisis, oxidación - reducción, precipitación, etc.;

La contaminación exógena se debe a vertidos de residuos (también hay contaminación exógena natural, pero su impacto es menor que el de origen antropogénico). Si estos aportes se realizan a un ritmo superior a la velocidad de asimilación del suelo, conducen a su acumulación y a la alteración del equilibrio natural (Doménech, 1994).

Cuando un elemento se adiciona al suelo, se puede combinar con éste para reducir su concentración e incrementar su almacenamiento. Si la adición de agua de riego con cantidades tóxicas del elemento continúa, la capacidad del suelo para reaccionar con el mismo se satura. Puede darse el caso en que se alcance un estado de equilibrio, en el cual la cantidad del elemento drenado es igual a la cantidad adicionada por el agua de riego. En muchos casos, los suelos tienen gran capacidad para reaccionar con los elementos traza. Por lo tanto, el agua de riego con niveles tóxicos de elementos traza puede aplicarse por años antes de que se alcance el equilibrio. El tiempo para alcanzar dicho estado es variable y depende de las características de la especie vegetal, las condiciones climáticas, las características del suelo y las concentraciones de los elementos traza (USEPA, 1972).

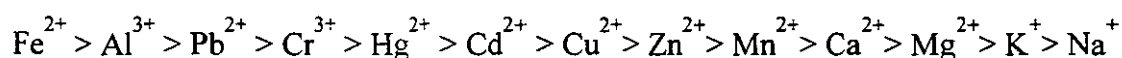
Cabe mencionar que algunos iones de metales pesados en el suelo de origen natural se comportan como micronutrientes. Así, por ejemplo, en la solución del suelo se encuentran metales pesados en concentraciones que varían entre 0.001 y 0.1 mg L<sup>-1</sup>. En orden de abundancia, estos metales son: As, Mn, Cu, Ni, Co, Zn, Se, Be, Cd, Cr, Pb, y Hg (Doménech, 1994).

No obstante, los beneficios que aportan estos elementos, si éstos superan determinadas concentraciones, pueden ocasionar serios problemas ambientales. De hecho, esto sucede debido a los vertidos, procedentes de aguas residuales industriales, aguas residuales domésticas, actividades mineras y la aplicación de plaguicidas.

Una vez vertidos los metales pesados en el suelo, la concentración de los cationes metálicos en la solución del suelo disminuye con el tiempo, puesto que cada vez permanecen más retenidos en los sitios de adsorción (arcillas, materia orgánica del suelo u óxidos metálicos). El pH es un factor importante en la movilidad del catión debido a que en

medios con pH moderadamente alto se pueden formar hidróxidos insolubles. En medios muy alcalinos se produce la redisolución del precipitado por formación de hidroxicomplejos.

Suponiendo sólo procesos de intercambio catiónico, la retención de los iones en el suelo, según la serie liotrópica, sigue el orden siguiente ( Doménech, 1997):



Por otra parte, algunos elementos están presentes en la solución del suelo como aniones solubles. Tal es el caso de Se, V, As y Cr. En este caso, la concentración de estas especies disminuye al aumentar el contenido de óxidos de Fe y Al en el suelo, siempre y cuando el pH del medio no sea muy alto. En este medio, aquellos óxidos se cargan positivamente, lo cual favorece la interacción electrostática (Bohn y McNeal, 1993).

El Cr (VI) se encuentra en el suelo como especie aniónica,  $\text{CrO}_4^{2-}$ . A concentraciones altas se comporta como oxidante fuerte frente a la materia orgánica y se reduce a  $\text{Cr}^{3+}$ , el cual, en medios neutros, precipita como hidróxido. No obstante, a bajas concentraciones y en medios neutros o alcalinos, el Cr (VI) se mantiene soluble y, gracias a su carga negativa, percola con cierta facilidad hacia horizontes más profundos y se incorpora, llegando el caso, a acuíferos subterráneos (Doménech, 1994).

El cadmio es uno de los iones metálicos más tóxicos y se encuentra en forma catiónica y sus propiedades se asemejan a las del  $\text{Ca}^{2+}$ , aunque su interacción con los constituyentes edáficos es estable, cualquier vertido en el suelo da lugar a situaciones problemáticas.

La movilización del mercurio también, a través de su metilación, corresponde a la formación de un compuesto organometálico (compuesto con un enlace carbono-metal) como el metilmercurio,  $\text{CH}_3\text{Hg}^+$ , el cual, al igual que otros compuestos organometálicos, es liposoluble, puesto que puede atravesar con facilidad las membranas biológicas (piel). En consecuencia, estos compuestos presentan una gran toxicidad, por la incorporación del

metal en la cadena trófica. Aparte del mercurio, otros metales susceptibles a la metilación son Pb, As y Cr (Hemond y Fechner, 1993).

#### **4.4 Procesos químicos de los metales pesados en el suelo**

##### **4.4.1 Procesos de adsorción**

La adsorción implica la concentración de sustancias en una superficie o interfase, el proceso puede ocurrir en una interfase líquido-líquido, líquido-sólido, líquido-gas o gas-sólido. El término sorción incluye adsorción y absorción, es una expresión general para un proceso en el cual el componente se mueve desde una fase para acumularse en otra, particularmente fase sólida (Weber, 1974).

Las partículas edáficas las cuales participan en los procesos de adsorción e intercambio iónico son de dimensiones reducidas (procesos interfaciales entre las partículas sólidas y la disolución del suelo), con lo cual presentan un área superficial grande. Este es el parámetro que más afecta a los procesos de adsorción e intercambio iónico.

##### **4.4.1.1 Coloides.**

En la solución del suelo se pueden encontrar partículas extremadamente finas, con un tamaño de entre  $10^{-6}$  a  $10^{-3}$  mm, formando un sistema homogéneo. Los sistemas formados por partículas de estas dimensiones dispersas en un medio se denominan **sistemas coloidales** y tienen dos fases: la fase dispersa, constituida por las **partículas coloidales** y la fase dispersante, constituida por el medio continuo o de dispersión. Muchas veces se refiere al término **coloide**, el cual se aplica tanto a las partículas como al conjunto del sistema coloidal. Las partículas coloidales poseen propiedades eléctricas que influyen fuertemente en su comportamiento. Las cargas ubicadas en las superficies de las partículas establecen un campo electrostático que es un factor mayor en la determinación de la estabilidad de los sistemas coloidales. Estas cargas, llamadas cargas primarias, pueden resultar de uno de los

tres fenómenos siguientes: 1) la ionización de grupos reactivos, 2) la adsorción preferencial de formas iónicas en el medio de dispersión y 3) ion reemplazado de la red estructural iónica localizada en la superficie del coloide (Rich, 1973).

Hay diversos tipos de sistemas coloidales, los cuales se distinguen según el estado de agregación de las dos fases (la dispersa y la dispersante). Se tiene un **aerosol** si la fase dispersa es un líquido o un sólido en un medio gaseoso, mientras que si la fase dispersa es un gas y la dispersante un líquido o un sólido, es sistema coloidal o una **espuma**. Por lo que se refiere al suelo, el sistema coloidal que más interesa es la **emulsión**, fase dispersa líquida o sólida y un medio dispersante líquido; si la fase dispersa es un sólido y la dispersante un líquido se denomina **suspensión coloidal** (Rich, 1973).

Los coloides pueden subdividirse en dos grupos: **liófilos** y **liófilos**. Los coloides liófilos son aquellos que pueden formarse espontáneamente al mezclar el medio disperso seco y el medio dispersante. Esta mezcla es posible debido a que la fase dispersa interacciona con las moléculas del medio dispersante, a través de un tipo de interacción favorable, de tipo electrostático, denominada **solvatación**. Un ejemplo de estos coloides son las moléculas de la fracción soluble del humus: los ácidos húmicos y fúlvicos son polímeros de grandes dimensiones que poseen grupos funcionales disociables, gracias a lo cual los compuestos adquieren carga, solvatándose con moléculas de agua y haciendo que estos compuestos sean solubles. Otro ejemplo son las **micelas**, también denominadas **coloides de asociación**. La fase dispersa está formada por la asociación de cierto número de moléculas de estructura anfifílica, es decir, constituidas por una parte hidrófoba y otra hidrófila. Estas moléculas son más conocidas por el nombre de **surfactantes** (“surface-active agents”, cuya denominación proviene de su tendencia a acumularse en las interfases), (Cresser *et al.*, 1993).

Las micelas se forman por asociación de varias moléculas de surfactante (alrededor de un centenar) en una disposición particular, constituyendo entidades esféricas en las que las cadenas hidrocarbonadas se dirigen hacia el centro, quedando los grupos hidrófilos en la parte exterior de las partículas. Debido a su tamaño ( $10^{-6}$  a  $10^{-3}$  mm) se les cataloga como partículas coloidales.

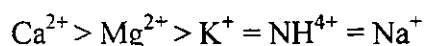
#### 4.4.1.2 Procesos de intercambio catiónico

El intercambio iónico se considera un proceso de sorción debido a que los grupos funcionales cargados en los cuales ocurre el intercambio (grupos ácidos o básicos) están en la superficie del sólido. Los iones móviles deben sufrir una transferencia desde la fase líquida a la superficie del sólido. El intercambio iónico es un proceso en el cual los iones están unidos por fuerzas electrostáticas a grupos funcionales cargados, situados en la superficie de un sólido, y se cambian por iones de carga similar desde una solución en la cual el sólido está inmerso (Cresser *et al.*, 1993).

La carga negativa predominante de los coloides del suelo produce la retención de cationes y reduce su pérdida por lixiviación. Esto es de vital importancia, puesto que gracias a este proceso de adsorción, los cationes están disponibles para las plantas. Lo anterior es válido para iones alcalinos y alcalinotérreos, como  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ , los cuales, debido a su tamaño y baja carga, precipitan con mucha dificultad. Lo contrario pasa con los iones metálicos de transición, sobre todo  $\text{Al}^{3+}$  y  $\text{Fe}^{3+}$ , los cuales forman fases sólidas, como óxidos o aluminosilicatos (Cresser *et al.*, 1993).

Los iones adsorbidos en las partículas coloidales pueden intercambiarse por otros iones de la solución del suelo, por lo cual se denominan cationes intercambiables y al proceso de reemplazo de un catión por otro se le conoce como intercambio catiónico. Se distinguen los cationes intercambiables de los iones solubles, en que los primeros se liberan al hacer pasar sobre el suelo una solución de una sal neutra, mientras que los segundos se liberan al hacer pasar sólo agua. También cabe distinguir a los iones fijos, aquellos que están fuertemente unidos a silicatos, de tal manera que no se pueden recuperar por medio de procesos de intercambio. Un ejemplo de ion fijo es el  $\text{K}^+$  en las micas (Cresser *et al.*, 1993).

Por lo general, en suelos productivos el orden de iones intercambiables, según su abundancia, es el siguiente:



En suelos ácidos ( $\text{pH} < 5.5$ ), también se encuentra como catión intercambiable  $\text{Al}^{3+}$  y en los aún más ácidos ( $\text{pH} < 4$ ) está el  $\text{H}^+$ . La suma de todos estos cationes equivale a la **capacidad de intercambio catiónico** del suelo (CIC). La CIC se define como la capacidad de un suelo para adsorber e intercambiar cationes y se cuantifican por la suma de las moles (cmol) o mili equivalentes (meq) de cationes intercambiables que posee (Tan, 1993):

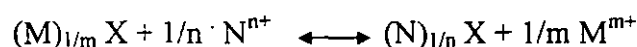
$$\text{CIC} = \text{Sumatoria de cmol kg}^{-1} \text{ (meq de iones intercambiables/100 g suelo).}$$

La CIC de un suelo puede variar entre  $1 \text{ cmol kg}^{-1}$  para suelos de textura gruesa, hasta algunos centenares de  $\text{cmol kg}^{-1}$  para aquellos suelos con una elevada proporción de silicatos laminares. De entre los coloides del suelo, el humus es de los materiales con más capacidad de intercambio catiónico ( $200 \text{ cmol kg}^{-1}$ ), siguen la vermiculita ( $100 - 150 \text{ cmol kg}^{-1}$ ) y la montmorillonita ( $70 - 95 \text{ cmol kg}^{-1}$ ). Otros silicatos comunes, como la illita y la caolinita, presentan baja CIC (algunos  $\text{cmol kg}^{-1}$ ) (Tan, 1993).

El intercambio catiónico es de mucha importancia para mantener el equilibrio natural, puesto que regula el consumo de nutrimentos por parte de las plantas. Ello tiene lugar por intercambio con iones  $\text{H}^+$  generados durante la respiración de las plantas. Además, permite que los fertilizantes añadidos al suelo queden retenidos por las partículas coloidales e impide que sean lixiviados.

El intercambio catiónico forma parte del mecanismo auto depurador del suelo al retener iones metálicos tóxicos e impedir su movilización (Doménech, 1994).

Los procesos de intercambio son reversibles y estequiométricos. Por ejemplo, si se considera el intercambio por carga, se tiene el siguiente equilibrio:



De la ley de acción de masas aplicada a este equilibrio resulta:

$$K = [\text{N}] (\text{M}^{m+})^{1/m} / [\text{M}] (\text{N}^{n+})^{1/n}$$

donde los corchetes indican la concentración de iones adsorbidos y los paréntesis la de los iones libres. En el caso de que las concentraciones de M y N adsorbidos sean idénticas, la

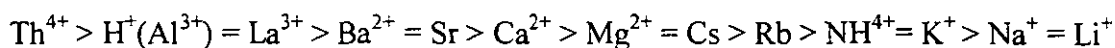
constante K resultante se denomina coeficiente de selectividad, la cual da una indicación de la tendencia de un catión a adsorberse frente a otro. La ecuación anterior, conocida como **ecuación de Gapon**, es de aplicación limitada, puesto que utiliza concentraciones en vez de actividades. No obstante, es de mucha utilidad debido a que da idea de los cambios que pueden ocurrir en la composición iónica al manipular suelos: por ejemplo, al añadir fertilizantes, cal o un material acidificante al suelo (Tan, 1993).

Los procesos de intercambio son rápidos, de manera que la velocidad del proceso global está determinada por la velocidad con que los iones se desplazan hacia los centros de adsorción, ya sea por difusión (gradiente de concentración), migración (gradiente de potencial eléctrico) o convección (agitación o cambios de densidad).

Debido a la reversibilidad de estos procesos, existe la posibilidad de desplazar el equilibrio mediante la manipulación adecuada de las concentraciones relativas de los iones intercambiables. La cantidad de iones distintos que permanecen en los sitios de intercambio depende de la extensión de los lugares de adsorción y de la concentración de ión desplazante (Doménech, 1997).

La ecuación de Gapon permite, de forma aproximada, conocer la relación de concentraciones entre iones intercambiables, a partir del conocimiento del valor del coeficiente de selectividad. Para un mismo tipo de suelo, este parámetro, además de la temperatura, depende de la naturaleza de los iones intercambiables.

Puesto que el intercambio catiónico implica, básicamente, uniones de tipo electrostático, el grado de adsorción de un catión determinado será función de su densidad de carga, es decir, de su tamaño y de su carga (Doménech, 1997). En este sentido, la adsorción será tanto mayor cuanto más grande sea su carga y menor sea su tamaño. Debe tenerse en cuenta que el tamaño se refiere al del ión hidratado. En consecuencia, la afinidad de un ion por un mismo tipo de suelo disminuye, según el siguiente orden:





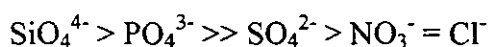
Esta ordenación, que se cumple teniendo en cuenta que todos los iones se encuentran a la misma concentración, se denomina serie liotrópica (Tan, 1993). Hay que señalar que las arcillas saturadas de hidrógeno son inestables y se descomponen rápidamente; en estas circunstancias, los iones  $H^+$  penetran en la capa octaédrica del silicato y reemplazan a los átomos de aluminio. Estos se convierten en iones intercambiables, y son liberados hacia la solución del suelo. Por esta razón el ion  $H^+$  se asocia al  $Al^{3+}$  en la serie liotrópica.

#### 4.4.2. Adsorción e intercambio aniónico

Puesto que la mayoría de los coloides del suelo tienen carga negativa, es lógico pensar que la adsorción de cationes sea el fenómeno predominante en la mayoría de los suelos. No obstante, existen circunstancias que favorecen la adsorción y el intercambio aniónico. En efecto, se producen fenómenos de retención aniónica en suelos tropicales, intensamente meteorizados, los cuales contienen una elevada proporción de óxidos de metales de transición. Existen óxidos con un punto de carga cero elevado, con lo cual estos materiales pueden adquirir carga positiva en medios de pH relativamente alto y, en consecuencia, retener iones con carga negativa (Tan, 1993).

En la solución del suelo existen aniones que las plantas y los microorganismos utilizan como nutrientes, por ejemplo  $Cl^-$ ,  $HCO_3^-$ ,  $NO_3^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $HPO_4^{2-}$ ,  $H_2BO_3^-$  y  $MoO_4^{2-}$ ; también pueden estar presentes aniones tóxicos como  $AsO_4^{3-}$ ,  $CrO_4^{2-}$  o bien aniones orgánicos. Por lo tanto, los fenómenos de retención aniónica serán determinantes para establecer el comportamiento de estas especies en el medio edáfico, (Doménech, 1997).

También se puede definir una capacidad de intercambio aniónico (CIA) que, debido a las características del suelo, siempre tiene un valor inferior a la CIC y depende mucho del pH del medio. En este caso, la serie liotrópica sigue el orden siguiente:



En el cual, están ordenados de mayor a menor afinidad.

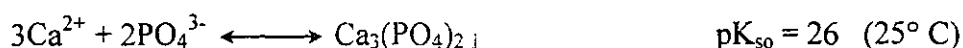
Además de los óxidos de metales de transición que, como se ha dicho, pueden adquirir carga positiva a pH bajo (por lo común), también ofrecen sitios para el intercambio aniónico los grupos amino del humus y los grupos hidroxilo de los hidróxidos de Al y Fe de las capas octaédricas de las arcillas.

Un caso interesante de retención aniónica es la adsorción de fosfatos. En este sentido, los iones fosfato son atraídos por las partículas del suelo, formando compuestos insolubles difícilmente asimilables por las plantas. El concepto de **retención de fosfato** se reserva al fosfato que puede recuperarse por extracción con ácidos diluidos. En caso contrario, se habla de **fijación de fosfato** (Tan, 1993).

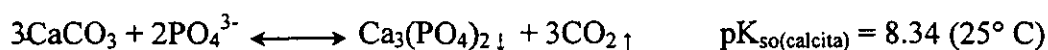
En suelos ácidos en los que en la solución del suelo están presentes cationes de metales de transición como  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$  o  $\text{Mn}^{2+}$ , se produce la coadsorción del catión y del fosfato sobre la partícula de arcilla, de manera que el catión metálico actúa de puente entre la arcilla y el fosfato. Con el paso del tiempo, los iones fosfato pueden combinarse con estos iones y formar fosfatos insolubles. Así pues, cuanto más ácido sea el suelo, mayor será la concentración de estos iones metálicos y, en consecuencia, mayor será la cantidad de fosfato retenida. También parece que un tipo de enlace similar se manifiesta con el ion  $\text{Ca}^{2+}$ , con el cual puede formar fosfatos insolubles (Tan, 1993).

Los óxidos de manganeso y aluminio reaccionan con el fosfato, dando lugar a la formación de hidroxifosfatos bastante insolubles. Procesos similares ocurren con las partículas de arcilla que contienen estos óxidos o hidróxidos. Estos procesos pueden ocurrir en un amplio intervalo de pH (Tan, 1993).

La fijación de fosfato también puede tener lugar en suelos alcalinos. En estos tipos de medios suelen haber elevadas concentraciones de iones  $\text{Ca}^{2+}$  y frecuentemente  $\text{CaCO}_3$  que, como anteriormente se ha dicho, también forman compuestos insolubles con el fosfato:



Un proceso similar ocurre en suelos calcáreos, debido a la presencia de calcita (Tan,1993)



En medios alcalinos el fosfato queda fijado por el compuesto insoluble de calcio (fosfato de calcio, fluorapatita de calcio) el cual aumenta su solubilidad a medida que el pH se hace menos alcalino. Existe, pues, una situación de compromiso en la cual la solubilidad es máxima. Esta situación se produce cuando el pH es de alrededor de 6.5 (Figura 2), que es el pH normal que poseen la mayoría de los suelos. Las formas del ion fosfato presentes en el suelo también dependen del pH y se conoce que en condiciones ácidas prevalecen los iones  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ , en condiciones alcalinas dominan los iones  $\text{HPO}_4^{2-}$  y a pH 6.5,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$  y  $\text{PO}_4^{3-}$  pueden existir en combinación en la solución del suelo (Tan, 1993).

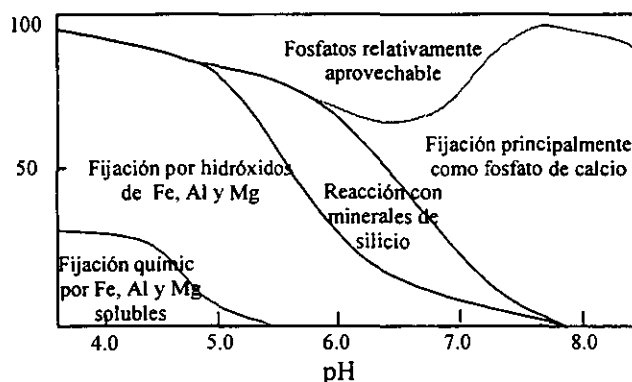


Figura 2. Fijación y disponibilidad de fosfatos en el suelo en relación con el pH (Brady, 1974 citado por Tan, 1993).

Una manera de reducir la cantidad de fosfato fijado y hacerlo más asimilable para la vegetación, es añadiendo iones que compitan favorablemente con los fosfatos por los sitios de adsorción. En este sentido, se ha comprobado que ciertos aniones orgánicos procedentes, por ejemplo del estiércol, así como ciertos silicatos parecen ser muy útiles para reducir el fosfato fijado (Doménech, 1997).

La adsorción de metales por parte de los óxidos ocurre en valores de pH del suelo mayores que el correspondiente punto de carga eléctrica cero, puesto que en esa condición se favorece la adsorción por parte de la carga negativa del óxido (Norvell, 1980). Esta capacidad de interacción metal-superficie puede emplearse para reducir la absorción de metales por parte de las raíces de las plantas, puesto que al ser retenidos en la superficie se impide su ingreso a la solución del suelo. En prácticas de recuperación de suelos contaminados con metales, es posible aplicar sustancias con dicha capacidad de adsorción como es el caso de las zeolitas o de los óxidos de hierro y aluminio, sobre todo en suelos con bajos contenidos de materiales intercambiadores (Mench *et al.*, 1994).

Las reacciones de complejamiento tienen gran efecto sobre la adsorción de metales por parte de los óxidos, puesto que los productos que se obtienen presentan poca afinidad por participar con aquellos óxidos, lo cual favorece la movilidad de los metales hacia estratos más profundos del suelo o de la corteza terrestre, incluso pueden llegar en forma de complejos al manto acuífero. Sin embargo, la solubilidad de los mismos depende de otros factores como tipo de metal participante, naturaleza de sustancia húmica, proporción existente entre el metal y la sustancia húmica, y constante de estabilidad del complejo formado (Kabata y Pendias, 1984).

#### **4.5 Estados de los microelementos en el suelo**

Los microelementos se encuentran bajo diferentes estados más o menos definidos. En general, se han identificado las siguientes cinco fracciones (Viets, 1962):

1. Soluble en agua (en solución del suelo).
2. Cambiable (iones atraídos por las cargas eléctricas de las partículas del suelo).
3. Absorbida, quelatada o ligada ( la mayor parte de los microelementos son metales pesados capaces de formar complejos con componentes de la materia orgánica o con residuos biológicos del suelo).
4. Minerales secundarios, arcillosos y óxidos metálicos insolubles.
5. Minerales primarios.

En la solución del suelo se encuentran cantidades muy pequeñas de microelementos catiónicos (Fe, Zn, Mn, Cu). Estas cantidades constituyen una fracción asimilable por las plantas, comparable al potasio cambiante. Sin embargo, los microelementos están retenidos con mayor energía y son relativamente menos asimilables que el potasio. Se encuentran ligadas a la materia orgánica, importantes cantidades de microelementos aunque su asimilabilidad es variable. Estas tres fracciones se hallan en equilibrio, de manera que un cambio en una de ellas supone cambios en las otras dos. Representan cantidades pequeñas para cada microelemento con relación a las cantidades totales, pero son las que aseguran el suministro a las plantas. Los análisis de suelo para los microelementos deberán extraer la totalidad o parte de estas fracciones.

Los microelementos que han penetrado en la estructura de los minerales arcillosos, constituyen una fracción de mínima asimilabilidad para las plantas, sobre todo aquellos que son constituyentes de los minerales del suelo y, por lo tanto, son liberados muy lentamente en el curso de su descomposición.

Según Lindsay (1972), la fase sólida del suelo controla la actividad de los iones en solución y regula el contenido de microelementos en la solución del suelo. El conocimiento de las relaciones de equilibrio entre los microelementos presentes en la fase sólida y en la solución del suelo, permite entender mejor las relaciones de solubilidad, de las cuales depende la asimilabilidad de los microelementos en los suelos.

Pedro y Delmas (1972) señalan que la constante de acidez permite conocer el estado bajo el cual se encuentra un microelemento en la solución del suelo (como catión, como hidróxido) en función de las condiciones del medio y del pH en particular.

Un ion en solución corresponde a un complejo ácido base, por ejemplo:



cuya fuerza está determinada por la constante de acidez  $K_A$  (relación del producto de las concentraciones del MOH y  $\text{H}^+$  para la concentración de M). El  $\text{p}K_A$  ( $-\log K_A$ ) permite clasificar los iones en función de su fuerza ácido - básica y conocer el estado en el cual un microelemento dado se encuentra en función del pH del medio.

Para los microelementos retenidos en los complejos orgánicos, la constante de estabilidad de estos complejos es un factor importante de solubilidad.

#### 4.5.1 Principales factores de asimilabilidad de los microelementos

A partir de cultivos sobre arena fertilizados con micro elementos, Cottenie *et al.*, (1970) indican que la absorción de Fe y Cu es menos viable y que la de B y Mo correlaciona más con los contenidos del medio. Por último, la absorción de Mn y Zn es la más dependiente de otros factores del medio.

Los principales factores de los suelos involucrados en la asimilabilidad de los microelementos son: pH, materia orgánica, textura, actividad microbiana, régimen hídrico y drenaje, condiciones de oxidorreducción y temperatura.

##### 4.5.1.1 pH

El pH influye de manera muy importante en la asimilabilidad y la absorción de los microelementos por las plantas. El aumento del pH reduce la solubilidad y la absorción de Al, Co, Cu, Fe, Zn. El encalado aumentó el pH de 4.6 a 6.5 y provoca una reducción considerable del manganeso cambiante (de 20 a 50 veces menos). Por el contrario, la absorción de Cu por las plantas prácticamente no se modifica por el pH, mientras que para Zn su influencia es moderada, ver Figura 3 (Loué, 1988).

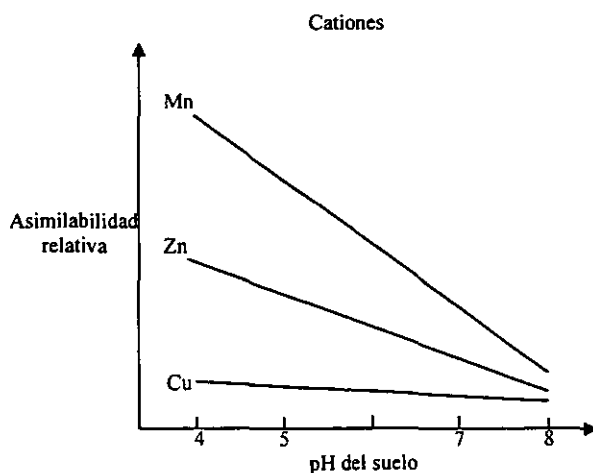


Figura 3. Relación entre la asimilabilidad de los microelementos y el pH del suelo (Loué, 1988)

La importancia del efecto del pH también depende de la cantidad y de la forma del microelemento en el suelo. El efecto del pH es más importante cuando el elemento se encuentra en abundancia en el suelo o cuando se añade en formas muy asimilables. La absorción de Zn, a partir de suministros de éste, presenta variaciones que se explican como efectos del pH en 92% de los casos (Loué, 1988).

#### **4.5.1.2 Materia orgánica**

Los suelos con alto contenido de materia orgánica pueden tener problemas de asimilabilidad, en particular en el caso del Cu, dado que los complejos órgano - metálicos pueden ser tan estables que los iones metálicos, no estén suficientemente disponibles para las plantas. Sin embargo, las deficiencias encontradas en los suelos orgánicos no se deben a una baja asimilabilidad, sino más bien a una insuficiencia cuantitativa (Sillanpää, 1972).

Por otra parte, las plantas al absorber las sustancias minerales bajo formas de iones ya sea disueltos en la solución del suelo, o absorbidos por los coloides del suelo (susceptibles de pasar a la solución por intercambio), estos cationes cambiabiles están incorporados en los complejos orgánicos y en particular quelatados mediante agentes quelantes. Esta última forma es importante para los microelementos metálicos.

Los agentes quelantes producidos por los microorganismos y excretados por las raíces de las plantas se comportan como transportadores de microelementos hacia las raíces. La materia orgánica participa en la descomposición de los minerales con la liberación de microelementos. Los quelatos (del griego chele = pinza) son complejos órgano-metálicos muy estables, en los cuales el metal está inserto en una molécula quelante como una pinza (Heller, 1977).

Los numerosos compuestos orgánicos de los suelos que tienen poder quelante son sustancias bioquímicas procedentes de organismos vivos (ácidos orgánicos, polifenoles, aminoácidos, proteínas, polisacáridos) y polímeros complejos (ácidos húmicos y fúlvicos).

Los complejos insolubles entre los metales y la materia orgánica del suelo corresponden, sobre todo, a combinaciones con los ácidos húmicos.

Los metales asociados a complejos solubles corresponden a combinaciones con moléculas bioquímicas como los ácidos orgánicos principalmente. Los complejos formados con los ácidos fúlvicos tienen una fuerte solubilidad en agua. La característica más importante de un complejo entre materia orgánica y metal, es su constante de estabilidad  $K$ . Este valor es una medida de la afinidad del metal por el agente quelante. Indica la solubilidad y la movilidad de los microelementos metálicos en los suelos. De acuerdo con Stevenson y Ardakani (1972), cuando un ion metálico  $M$  reacciona con una sustancia orgánica  $R$  para formar un complejo orgánico-metalico  $MR_x$ , la reacción de equilibrio es:  $M + xR \longrightarrow M R_x$ , donde  $x$  es el número de moles de la sustancia orgánica que se combina con un ion metálico.

La constante de estabilidad del complejo se define como  $K = (MR_x) / (M) (R)^x$ , donde  $(M)$  es la concentración molar del ion metálico y  $(R)$  la concentración del sustrato orgánico expresado en moles / litro. Aún no se tienen bien definidas las constantes de estabilidad, la dificultad proviene de determinar  $(R)$  cuando la estructura química del agente acomplejante o sustrato orgánico no se conoce con precisión, como en el caso de macromoléculas como las de los ácidos húmicos y fúlvicos.

Coupron, (1967), estudió las constantes de equilibrio de compuestos formados entre  $Cu$  o  $Zn$  y las fracciones fúlvicas y húmicas extraídas de la materia orgánica de un suelo podsólico de las Landas, y obtuvo los siguientes valores de  $\log K$ :  $Cu (3.23) > Zn (2.83)$ , con el ácido fúlvico, y  $Cu (7.00) > Zn (2.87)$ , con el ácido húmico. Se considera, en términos generales, que el poder de formación de complejos disminuye según el siguiente orden:  $Cu > Zn > Mn$ . Se ha establecido que el  $Cu$  forma los complejos más estables y es fijado mucho más enérgicamente que el  $Zn$ .

El gran interés de los fenómenos de quelación en el campo de los microelementos metálicos se debe a que pueden mantenerse en solución, mientras que, en condiciones de pH normales del suelo, formarán precipitados insolubles. Los iones  $M$  son retenidos en la



molécula del quelato mediante enlaces que les protegen, en gran parte, de las reacciones en las que intervendrían en el caso de hallarse libres en el suelo en forma de sales simples.

En soluciones extraídas de suelo, se ha demostrado que 98% de Cu, 84 a 99% de Mn y hasta 76% de Zn se encuentran en forma de complejos orgánicos. Las plantas son capaces de absorber numerosas formas de microelementos ligados a la materia orgánica. Los quelatos, además de ser transportadores de microelementos, también se utilizan frecuentemente como reactivos de extracción para la determinación de los microelementos asimilables (Loué, 1988).

#### **4.5.1.3 Microorganismos**

La actividad microbiana, dependiente de otros factores del suelo (pH, materia orgánica, etc.), influye sobre la asimilabilidad de los microelementos. A menudo se citan los siguientes puntos de posible influencia (Loué, 1988).

1. Liberación de los iones durante la descomposición de la materia orgánica.
2. Inmovilización de los iones por su incorporación en los tejidos microbianos.
3. Oxidación de un elemento en una forma menos asimilable.
4. Reducción de la forma oxidada de un elemento, en medio reductor.
5. Transformaciones indirectas debidas a los efectos sobre el pH.
6. Liberación de microelementos en forma de complejos orgánicos solubles.

Los efectos de naturaleza microbiana más importantes y los más estudiados en relación con la asimilabilidad de los microelementos son los relacionados con los problemas de oxidación y reducción de Fe y Mn. En parte la actividad microbiana controla el estado de oxidación de Mn por intermedio de su efecto sobre el potencial de oxidación.

El efecto de los microorganismos sobre los demás microelementos resulta de la descomposición de las formas orgánicas o de una competencia directa en la absorción. A veces la esterilización del suelo aumenta la asimilabilidad de ciertos microelementos, (Loué, 1988).

## **4.6 Efectos tóxicos de los metales pesados**

Los metales pesados y sus compuestos, son sustancias que tienden a ser absorbidas y concentradas por los seres vivos, incluyendo al hombre, hasta alcanzar dosis mortales. Este proceso de concentración plantea un riesgo de salud, a largo plazo por la acumulación de cantidades pequeñas de estos metales. Los metales pesados más peligrosos son el Pb, Hg, Cd, Sn, Cr, Zn, y Cu y son de toxicidad extrema porque, como iones o en ciertos compuestos, son solubles en agua y el organismo los absorbe con facilidad. Dentro del cuerpo, tienden a combinarse con las enzimas y a inhibir su funcionamiento. Hasta dosis muy pequeñas producen consecuencias fisiológicas o neuronales graves (Nebel y Wright, 1999).

La característica que hace que los metales pesados sean tan peligrosos es su tendencia acumularse en los organismos. Por esta causa cantidades pequeñas y en apariencia inofensivas absorbidas durante un largo periodo llegan a alcanzar niveles tóxicos, a esto se le denomina bioacumulación. En esencia los seres vivos actúan como filtros de los metales pesados y entran en el organismo disueltos en agua. La bioacumulación, que ocurre en el ser humano, se agrava conforme avanza la cadena alimenticia. De tal manera que cada organismo acumula la concentración de sus alimentos, de modo que la concentración en su cuerpo es muchas veces mayor que en éstos. El siguiente organismo de la cadena tiene ahora un alimento más contaminado y acumula el agente a un grado mayor. Este efecto multiplicador de la bioacumulación a lo largo de las cadenas alimenticias se llama biomagnificación. Por otro lado durante estos procesos no hay síntomas de advertencia hasta que las concentraciones del contaminante en el organismo son lo bastante elevadas como para dar problemas y entonces suele ser demasiado tarde para remediar esta situación (Nebel y Wright, 1999).

### **4.6.1 En especies vegetales**

Algunos de los efectos fisiológicos en plantas que producen el Cd, el Cu y el Pb son (Jenkins, 1981):

- a) Cambio en la permeabilidad de la membrana celular.

- b) Inhibición de la síntesis proteica.
- c) Reacciones de grupos thiol con cationes.
- d) Afectan la fotosíntesis y transpiración.

El Cd y el Pb afectan la respiración e inhiben algunas enzimas. El Cd sustituye a elementos esenciales. En general, la mayoría de los metales pesados tienen afinidad por el fosfato. En el Cuadro 3 se presentan algunos efectos que pueden ocasionar los elementos traza.

Cuadro 3. Efectos generales de los elementos traza en concentraciones tóxicas (Kabata-Pendias, 1994; Fergusson, 1990).

Elemento	Efectos
Cadmio	Reducción de la productividad (en algunas legumbres), crecimiento de raíces y ápices, también reduce la conductividad del tallo causada por la deterioración de tejidos de xilema, además de presentar manchas necróticas rojizas en hojas maduras, el margen de hojas es color café, los pecíolos y nervaduras son rojizos, coloración amarilla pardusca en las raíces. Se acumula en la cadena alimenticia, por lo que su presencia constituye un riesgo para la alimentación humana.
Cromo	Reducción de la productividad, las hojas nuevas presentan clorosis, manchas necróticas brillantes, el tejido de las raíces en crecimiento lesionado y deficiencias de hierro en algunos cultivos.
Cobre	Síntomas de toxicidad, hojas verde oscuro seguida por clorosis inducida por el $Fe^{2+}$ , raíces espinudas, retoños alicaídos, cultivos sensibles, espinacas, legumbres y cereales.
Plomo	Reduce el crecimiento de raíces en concentraciones extremas e inhibe la proliferación celular, hay un incremento en el número de retoños o brotes, follaje manchado y mal desarrollado, color verde oscuro en hojas y raíces cortas pardas. Es un elemento acumulativo en la cadena alimenticia, por lo que puede representar un riesgo en la alimentación humana.
Níquel	Efectos tóxicos en cultivos localizados, en suelos con bajo pH o en suelos con poco contenido de materia orgánica, los cultivos presentan clorosis intervenla (causado por la deficiencia inducida de $Fe^{2+}$ en hojas nuevas), hojas verde-grisáceo y raíces mal desarrolladas de color parduzco. Cultivos sensibles los cereales.
Zinc	Produce deficiencias de hierro en algunos cultivos. Su toxicidad depende del pH del suelo, en suelos ácidos disminuye su toxicidad, los ápices de las hojas necróticas y cloróticas, clorosis intervenal, crecimiento retardado en la planta entera y raíces lesionadas parecidas a un alambre de púas. Cultivos sensibles los cereales y espinacas.

## **4.6.2 En el hombre**

Diversos elementos metálicos, al igual que en las plantas, tienen el papel dual en la salud humana; por una parte son esenciales para su desarrollo, a bajas cantidades consideradas como óptimas, mientras que en exceso tienen un efecto tóxico.

### **4.6.2.1 Cadmio**

Hace tiempo que se conoce que el cadmio puede causar envenenamiento en el hombre. El cual toma, en cantidades significativas del aire, agua, alimentos, bebidas y cigarrillos (Luna, 1981). La principal vía de entrada de cadmio en una persona es por alimentos, y se pone de manifiesto el impacto nocivo del cadmio décadas después de exposiciones continuas (Oliver, 1997). Uno de los envenenamientos en humanos más publicados fue el reportado en Fuchu, Japón a mitad de los 50s, (Page, 1981), donde la exposición al cadmio ocurrió a través de la ingestión de arroz crecido en campos irrigados por agua de río que fue contaminado por alguna corriente procedente de minas, produciendo en las personas que consumieron este alimento la enfermedad llamada itai – itai y recibió su nombre de los severos dolores causados por las fracturas de los huesos ablandados.

Entre otros efectos producidos por el cadmio son: su ingestión origina una severa náusea, abundante salivación, vómito, diarrea, dolores abdominales e inflamación de músculos. Mientras que la acumulación crónica produce daños en la corteza renal causando disfunción en los conductos renales, cuando se inhalan humos que lo contienen, producen enfisema pulmonar, anemia; afectando más a las personas de mayor edad (Oliver, 1997), alta presión sanguínea, destrucción de testículos y glóbulos rojos. La proteinuria tubular (en los riñones aparecen proteínas de bajo peso molecular debido al daño en las células de revestimiento de los conductos renales y la pérdida de semipermeabilidad), glucosuria y aminoaciduria (pérdida de azúcar y aminoácidos respectivamente, asociados con la imperfecta reabsorción por los riñones) (Oliver, 1997).

Se piensa que los efectos fisiológicos del cadmio se relacionan en parte a la similitud que tienen con el Zn y Cu, los cuales son esenciales para el funcionamiento de cerebro y

desarrollo mental. El Cd también está catalogado como carcinógeno y puede ser un factor causal en desórdenes cardiovasculares e hipertensión (Smedley, 1996).

Es evidente el gran problema que representa el cadmio para la salud, es por esto que la Organización Mundial de la Salud (WHO, 1973) propuso una tolerancia máxima ingerida no mayor de  $70 \mu\text{g Cd día}^{-1}$ , pero en 1996, recomendó una ingestión máxima para niños de 2 a  $25 \mu\text{g día}^{-1}$  y de 15 a  $50 \mu\text{g día}^{-1}$  para adultos. Sin embargo cada pequeña concentración en alimentos puede tener un efecto significativo en periodos largos, porque el cadmio se acumula en el cuerpo (Oliver, 1997).

#### **4.6.2.2 Cromo**

El cromo no se reconoce como esencial durante los años 70s, sin embargo en años recientes se considera como un elemento traza esencial para animales incluyendo al hombre (Pais, 1997), los requerimientos mínimos para una óptima salud no se conoce, pero se considera que el contenido en las dietas debe ser muy pequeño ( $50$  a  $200 \mu\text{g día}^{-1}$ ) según Pais (1995). Los alimentos frescos son una buena fuente de este elemento. Es requerido para metabolizar carbohidratos y lípidos y en la utilización de aminoácidos. Estudios epidemiológicos a pequeña escala sugieren una relación entre la carencia de Cr y problemas cardiovasculares (Oliver, 1997). Las funciones biológicas del Cr han sido asociadas estrechamente con la insulina y muchas reacciones dependen de la estimulación del Cr sobre la insulina. Los humanos pueden convertir al  $\text{Cr}^{3+}$  inorgánico a una forma activa, pero la capacidad de hacer esto declina con la edad.

#### **4.6.2.3 Cobre**

El cobre es esencial para el hombre, este forma complejos orgánicos y metaloproteínas, especialmente en la hemoglobina. Funciona como enzimas en reacciones metabólicas. El Cu participa en la coagulación de la sangre, en la maduración de los tejidos conectivos, en el desarrollo de los huesos y en el metabolismo de lípidos (Fishbein, 1987). Una ingestión diaria de  $2 \text{ mg Cu día}^{-1}$  es considerada como adecuada para la salud en adultos,  $80 \mu\text{g día}^{-1}$  para infantes y  $40 \mu\text{g día}^{-1}$  para niños (bebé). La toxicidad de Cu es rara; la OMS, (WHO,

1996) sugiere un límite superior de seguridad de  $12 \text{ mg día}^{-1}$  para adultos y  $150 \mu\text{g día}^{-1}$  para niños.

Las deficiencias de Cu son serias, originando anemia, neutropenia (disminución en el número de neutrophils, un tipo de glóbulos blancos), leukopenia (falta de glóbulos blancos), alteraciones en el metabolismo del hierro, hipopigmentación (perdida de color) del cabello y piel, enfermedades neurológicas, osteoporosis, deformaciones vasculares, rigidez del cabello y desordenes del tejido conectivo. También está implicado en las enfermedades del corazón, artritis y otras enfermedades inflamatorias (David y Mertz, 1987).

#### 4.6.2.4 Plomo

El plomo forma parte de numerosos compuestos que han sido útiles para el hombre. Ha habido en el curso de la Historia de la Humanidad, dos épocas en las que el plomo y sus compuestos han sido usados abundantemente y en los que se ha hecho patente sus efectos tóxicos. Durante el imperio Romano se empleo para recubrir utensilios domésticos, para la elaboración de medicamentos, cosméticos y tubos para los acueductos. Estos usos determinaron una continua y prolongada exposición al metal, por lo que se ha sugerido la hipótesis de que existe una relación entre la caída del imperio Romano y un envenenamiento endémico con plomo, al producir una alta frecuencia de muertes perinatales, malformaciones congénitas y retraso mental (Stofen, 1974).

La OMS, (WHO, 1996) reporta que la ingestión de Pb en la dieta diaria es de 20 a  $282 \mu\text{g día}^{-1}$  por adulto y de 9 a  $278 \mu\text{g día}^{-1}$  para niños y una concentración de 250 a  $550 \mu\text{g Pb L}^{-1}$  en la sangre de un niño indica toxicidad. Los niños retienen del 40 a 50% de Pb ingerido comparado con el 10 a 50% en adultos

Las funciones fisiológicas que afectan el plomo, se relaciona con su capacidad para unirse a grupos sulfhídricos, causando mal funcionamiento de riñones, sistema reproductivo e hígado (Manahan, 1994). También interactúa con los grupos carboxilos y fosforilos, interfiriendo en la síntesis de hemoglobina (Berman, 1980). Los efectos de intoxicación se

manifiestan por dolores de cabeza y musculares, fatiga general; así como, una condición de irritabilidad. También se ha detectado que igual que otros metales, tiene un efecto neurotóxico, dañando el sistema nerviosos central y periféricos, asimismo a los sistemas hematológico y renal (Oliver, 1997). Se ha llegado a concluir a través de muchas investigaciones, sobre todo en situaciones de baja exposición que tiene algún efecto sobre la inteligencia, funciones de comportamiento y cognoscitivo en niños (Roebuck, 1992), el sistema nervioso de los niños pequeños son especialmente sensibles al Pb, se acumula más en su cerebro que en personas adultas debido a la incompleto desarrollo de la barrera entre la sangre y el cerebro y los niños pueden tener un retraso (Pocock *et al.*, 1994).

#### **4.6.2.5 Zinc**

El Zn aprovechable es reducido por antagonismo con el P, Ca, Fe, Cu y Ni. La asimilación en la dieta diaria de 0.2 a 0.3 mg Zn día<sup>-1</sup> son consideradas deficientes, pero la OMS, (WHO, 1996) indica que es difícil establecer índices de deficiencia de Zn. En general los alimentos rojos, granos y arroz integral son una buena fuente de Zn, y el pollo y puerco escasamente bajos.

La absorción de Zn por el cuerpo es afectada por el fitol (inositol hexavalente). El Zn es un componente estructural en muchas enzimas involucradas en la energía y metabolismo y es importante en la síntesis y degradación de carbohidratos, lípidos, proteínas y ácidos nucleicos. También juega un papel importante en la expresión genética. Las deficiencias de Zn son síndromes que incluyen hipogonadismo, wuarfismo, hepatosplenomegalia, geofagia, y anemia (Oliver, 1997).

#### **4.7 Interacciones entre macronutrientes y metales pesados**

La toxicidad y /o tolerancia de un elemento traza por las plantas puede ocurrir debido a una interacción de elementos, principalmente con los macronutrientes, lo mismo que efectos antagónicos y de sinergismo (Pais, 1997 y Markert, 1993), Cuadro 4.

Wallace (1971), ha sugerido que uno de los mayores roles que tiene el Ca<sup>2+</sup> en la planta es para detener la toxicidad de los llamados metales pesados (siendo algunos de ellos, micronutrientes esenciales), que pueden existir a altas concentraciones en las plantas a

niveles que pueden ser tóxicos. La concentración de  $\text{Ca}^{2+}$  requerida para combatir la toxicidad de los elementos traza ha sido sugerida del 2% o más.

Cuadro 4. Interacciones entre macronutrientes y elementos traza en plantas (Pais, 1997 y Markert, 1993).

Macronutriente	Elementos antagónicos	Elementos en sinergismo
Calcio	Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn, Al, Be, Sr, Fe, Mn	Cu, Zn, Mn
Magnesio	Cr, Cu, Ni, Zn, Al, Ba, Be, Fe, Mn, Co, F	Al, Zn
Fósforo	Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn, Al, As, B, Hg, Mo, Fe, Mn, Be, Sr	Al, B, Cu, Fe, Mn, Mo, Zn
Potasio	Cd, Cr, Al, B, Hg, Mo, Mn, F, Rb.	
Nitrógeno	Cu, B, F	B, Cu, Fe, Mo
Azufre	Pb, As, Ba, Fe, Mo, Se	Fe, F

En general como los elementos traza contenidos en el suelo se incrementan y la cantidad aprovechable por las plantas también se incrementan, dependiendo de otros factores del suelo (como pH, cantidad de materia orgánica, textura, etc) que determinarían que porción de los elementos traza contenidos en el suelo podrían estar disponibles para ser absorbidos por las raíces (Temmerman et al. 1984, citado por Pais 1997).

#### 4.8 Características generales de la zona de estudio

El Valle del Mezquital en el estado de Hidalgo se sitúa entre los 19° 53' y 20° 30' de latitud norte y entre los 98° 57' y 99° 30' de longitud oeste (Figura 4). Se divide en la mitad por la serranía de San Miguel, la cual se ramifica a su vez en diferentes desniveles. Su aspecto actual es el de un gran valle de forma desigual, coronado por montes de origen volcánico.

El Mezquital es una prolongación del Valle de México y está situado al norte del Distrito Federal. Se encuentra en la parte central del estado de Hidalgo, limitado al Norte por la sierra de Juárez, al Este por la serranía que va del cerro del Fraile a la sierra de Actopan, al Sur por la serranía Mexe y al Oeste por la sierra Xinthé (SRH, 1976). La región se ubica en la cuenca del río Tula, el cual es la principal corriente en la vertiente oriental. El río Tula va en dirección sur-oeste y recibe algunas efluentes como los ríos Alfajayucan y San Juan. En la actualidad, su principal característica es la de estar contaminado.



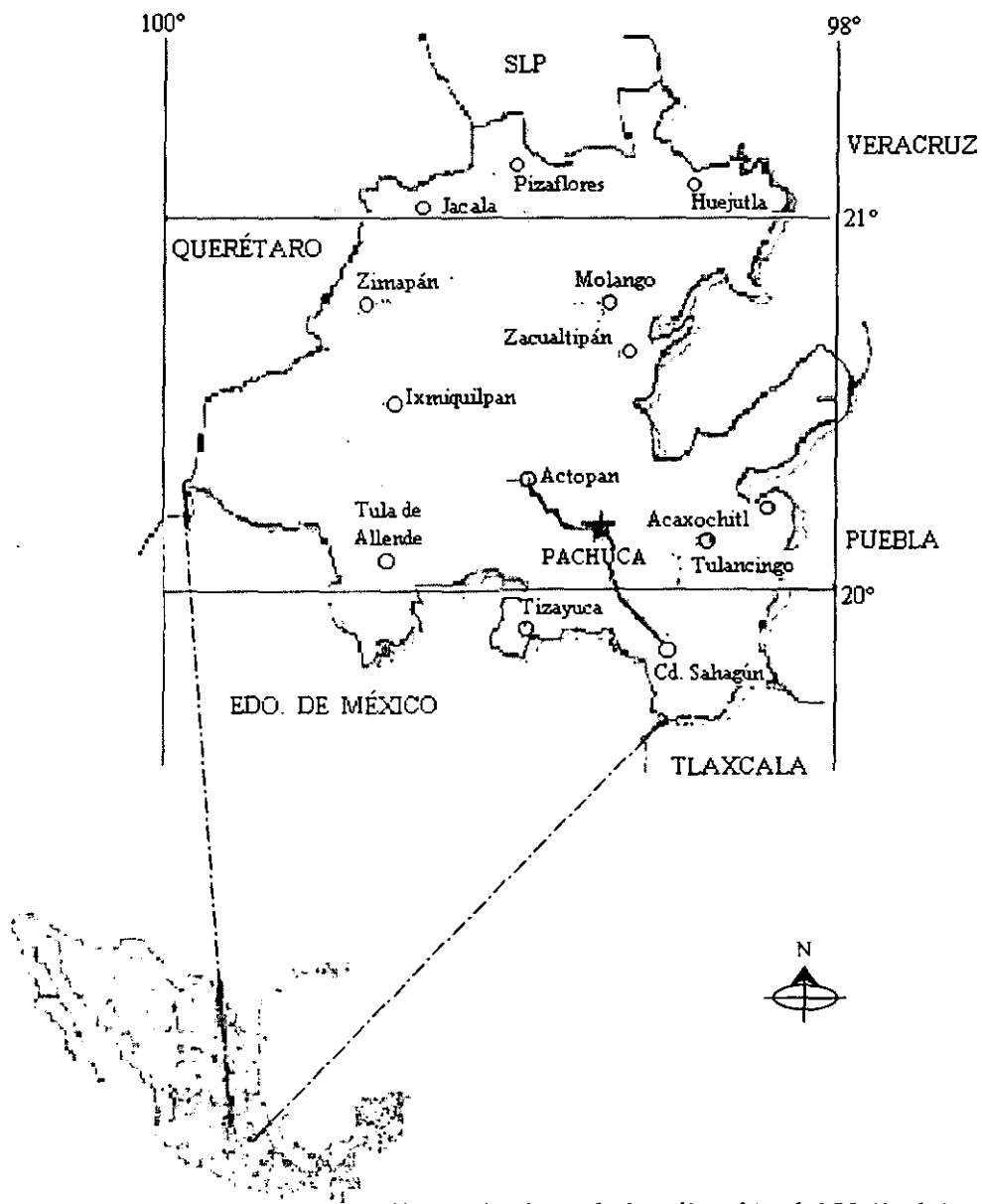


Figura 4. Plano de localización del Valle del Mezquital

En la llanura, el clima es estepario y en las cimas que lo rodean existe mayor humedad. La temperatura media anual oscila entre 18 °C y 19 °C. La temperatura muestra grandes variaciones dentro de un día por efecto de la latitud. El periodo de heladas se presenta de noviembre a febrero. Las máximas lluvias ocurren en el periodo de junio a septiembre, con una precipitación anual de 200 a 500 mm (SRH, 1976).

#### **4.9 Uso del agua residual en el Distrito de Riego 003 de Tula, Hgo.**

La relativa baja precipitación pluvial en esta región, que es de 494 mm en promedio anual distribuida en los meses de julio a septiembre, no son condiciones favorables para el desarrollo de cultivos como el maíz, en condiciones de temporal. Por lo que en forma natural, la región del Valle del Mezquital demanda agua para riego y establecer este tipo de cultivos, por otra parte el poco desarrollo económico y social no ha permitido el uso de agua limpia extraída de acuíferos por falta de infraestructura de riego por bombeo. El principal conductor de efluentes de esta región es el río Pánuco, condicionando de manera natural el uso del agua en la agricultura.

La utilización de las aguas residuales con fines agrícolas, en lo que hoy es el Distrito de Riego 003-Tula, data de 1896; a principios del siglo pasado se construyeron las presas para controlar el río Tula: primero la presa Taxhimay, cuya construcción se inició a finales del porfiriato, aunque se concluyó en 1912; la presa Requena se construyó entre 1919 y 1922; la presa Endhó se construyó entre 1947 y 1951, bajo la supervisión de la antigua Secretaría de Recursos Hidráulicos. En años recientes se construyen las presas Rojo Gómez y Vicente Aguirre (SRH, 1976).

La última obra de importancia para controlar los excedentes de la cuenca de México es el Emisor Central, cuya construcción se inició en 1975. Este emisor canaliza aguas negras del interceptor central y del emisor oriente, y desemboca cerca de la cortina de la presa Requena y representa el esfuerzo más reciente para sacar las aguas del Valle de México por gravedad. Este Distrito de Riego (DR) cuenta con una superficie dominada de 52 270 ha, de las cuales 45 215 ha son las regables y el número de usuarios es de 31 316 (SRH, 1976).

La infraestructura hidráulica dirigida al aprovechamiento del agua residual proveniente de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM), se inicia con la fundación del Distrito de Riego 03, en 1945. La característica principal del agua utilizada, es el no tener algún tratamiento previo. La calidad del agua se mejora como resultado de su conducción a través de los mas de 60 km que transcurren hasta llegar a los sitios donde se utiliza y

adicionalmente por el tiempo de almacenamiento en los embalses que dispone la zona de riego (Vázquez, 1999).

Es indudable el enorme beneficio que ha implicado la disposición del agua residual de la ZMCM en este DR, dentro de los cuales destacan (Vázquez, 1999):

1. Existe una transformación de una zona desértica en una región de alta productividad agrícola, con rendimientos en maíz, frijol, alfalfa y trigo de 4.5, 1.4, 96.8 y 3.1 ton ha-1, respectivamente. Dicha productividad es mayor que en otros lugares, donde es muy alto el costo del agua de riego y elevada la cantidad de aplicación de fertilizantes.
2. Ha propiciado la diversificación de la economía, la cual favorece la generación de empleos, aunque en la actualidad, la región se caracteriza por una población de pobreza elevada.
3. Resuelve un problema de depositación y tratamiento del agua residual, debido a que cuando se aplica sobre los terrenos, aquella que se infiltra más allá de la zona de raíces, se libera de diferentes contaminantes.
4. Mejora la calidad de los suelos, por la presencia de materia orgánica como inorgánica, aspecto que incluso hace innecesaria la aplicación de fertilizantes.

Por lo anterior, es poco factible predecir un desarrollo regional sin la presencia de los efluentes metropolitanos. Esta condición especial de producción agrícola, ha propiciado que se desarrollen diferentes tipos de investigación para establecer la situación actual respecto a incidencias de enfermedades infecciosas, contaminación del suelo y agua por acumulación de sustancias tóxicas.

## 5. Materiales y Métodos

### 5.1 Descripción de las series de suelos

En el Estudio Agrológico Complementario del Distrito de Riego 003 (DR), realizado por SRH en 1976, se clasifican las series de suelos, con perfiles de dos metros de profundidad, en función de su potencial agrícola y procedencia del material.

**Serie Lagunillas.** Esta serie ocupa 4 756.4 ha dentro del DR y se localizan en los márgenes de los ríos que cruzan la región. Estos suelos son profundos, de topografía plana, con pendiente menor a 2%; originados por materiales diversos arrastrados por las corrientes, entre los que predominan las andesitas y riolitas; su formación es aluvial con desarrollo incipiente; el drenaje interno se considera deficiente en virtud de que dominan el perfil las texturas finas; sufren inundaciones periódicas por desbordamiento de los ríos o escurrimiento de las zonas altas adyacentes y el nivel freático se localiza aproximadamente a un metro de profundidad; el tipo dominante es la arcilla.

Su clasificación agrícola es de 2ª Clase por drenaje o inundación y últimamente algunas pequeñas áreas de esta serie están afectadas por sales. Al introducirse obras de drenaje, estos suelos pasarán a ser de 1ª Clase, y serán suelos aptos para todo tipo de cultivos.

**Serie Progreso.** Los suelos de esta serie ocupan 24 890 ha dentro del DR y se localizan en las lomas y cerros; por lo general, son de poco espesor (menos de 50 cm), yacen sobre un material calizo que dificulta la penetración de las raíces y el paso del agua. Estos suelos se originan de una capa caliza consolidada y su modo de formación es *in situ* en las partes altas y coluviales en las laderas; la topografía es inclinada y fuertemente inclinada, con una textura predominante media fina, se encuentran texturas franco arenosas con coloraciones que varían de café claro y oscuro al café rojizo claro; en ocasiones canto rodados en la superficie; cuando el material calizo está a pocos centímetros de la superficie, el arado lo tritura e incorpora al suelo. El drenaje interno es regular y superficial, varía de rápido a muy rápido. Los tipos dominantes de suelo son arcilla Progreso, franco-arenoso Progreso, franco

arenoso-arcilloso y arcilloso-arenoso Progreso. La clasificación agrícola de esta serie es de 2ª y 3ª clase, teniendo como factores limitativos al espesor del suelo, la topografía, la erosión y la pedregosidad.

**Serie Tepatepec.** Los suelos de esta serie ocupan 17 719.60 ha en el DR y representa 34% del total; con profundidad que varía de 50 a 150 cm, textura media y fina; coloración gris amarillo cafésácea; topografía plana o inclinada de lomeríos originados de tobas; modo de formación *in situ*; por su grado de desarrollo, se consideran medianamente intemperizados; descansan sobre una toba compacta sin llegar a ser cementada, en la cual se encuentran concreciones calcáreas acumuladas en forma de capas o bien acumuladas amorfas; su fertilidad es baja, en lo que respecta a nitrógeno, fósforo y potasio aunque tiene abundante contenido de calcio asimilable; no presenta problemas de sales; su pH es ligeramente alcalino. En esta serie dominan los tipos franco-arcilloso-arenoso Tepatepec, franco-arcilloso Tepatepec y arcilla Tepatepec. En estos suelos prosperan bien los cultivos (alfalfa, trigo, maíz, cebada, chile, jitomate) y diversos árboles frutales (chabacano, durazno, peral, ciruelo, higuera y manzano); dominan los suelos de 1ª y 2ª clases agrícolas, estos últimos afectados por el factor suelo y la topografía.

**Serie Actopan.** Los suelos de esta serie (501.60 ha) se localizan en las vegas de los arroyos y ríos de la región; son profundos (200 cm); las texturas dominantes son gruesas; se originan por diversos materiales transportados por las corrientes en los que dominan las tobas y andesitas; su modo de formación es aluvial, con incipiente grado de desarrollo; la topografía es plana con pendiente igual o menor que 2%; el drenaje superficial es moderadamente deficiente; el drenaje interno es rápido, dadas las texturas arenosas que predominan en el perfil. Son suelos ideales para la producción de hortalizas, camote y papa. Estos cultivos están limitados por la Secretaría de Salubridad debido a la contaminación que sufren los bulbos y tubérculos por el uso de aguas negras, por lo cual, se cultiva alfalfa y maíz; los tipos dominantes en esta serie son arcilla Actopan, franco-arcilloso Actopan y franco arenoso Actopan y su clasificación agrícola es de 1ª clase (SRH, 1976).

**Cerril.** Con la denominación de Cerril se designaron aquellas zonas de suelo de 4a clase agrícola, afectadas por diversos factores (topografía, suelo, erosión, pedregosidad, etc.) y cuyos perfiles son heterogéneos.

Los suelos de la región han permitido el desarrollo de la agricultura, desde tiempo antiguo, por lo cual la vegetación natural está fuertemente alterada. En terrenos no cultivados, las especies vegetales que predominan son agaves fibrosos, pirul, mezquites, maguey y árboles frutales, (SRH, 1976).

#### **5.4 Desarrollo del Experimento**

La investigación se condujo dentro del área del Distrito de Riego 003 de Tula, Hgo. y Colegio de Postgraduados Montecillos, Edo. de Méx. durante el periodo de Septiembre / 1998 hasta Agosto / 2000.

Este trabajo se desarrolló en las siguientes etapas:

Selección de los sitios de estudio.

Establecimiento del experimento en laboratorio y primer ensayo en invernadero.

Segundo ensayo experimental.

Análisis estadístico.

##### **5.4.1 Selección de los sitios de estudio**

###### **5.4.1.1 Localización de los sitios de muestreo**

En el DR 003-Tula, Hgo. la utilización de las aguas residuales con fines agrícolas data de 1896, y a través de este tiempo hasta nuestros días, se han incorporado nuevas áreas (de riego) a la agricultura en ésta región de estudio, por tal motivo, se tienen áreas con diferentes tiempos de riego y varían de 10 hasta 100 años aprox.; por otra parte, la clasificación del suelo en series que se tienen caracterizadas en la región (SRH,1976), permite tener series con diferentes tiempos de riego, estratificándolos de acuerdo con estas características, considerando que bajo esta condición se tiene un área homogénea.

La Figura 5 presenta el área de estudio y los sitios donde se hicieron los muestreos de suelo.

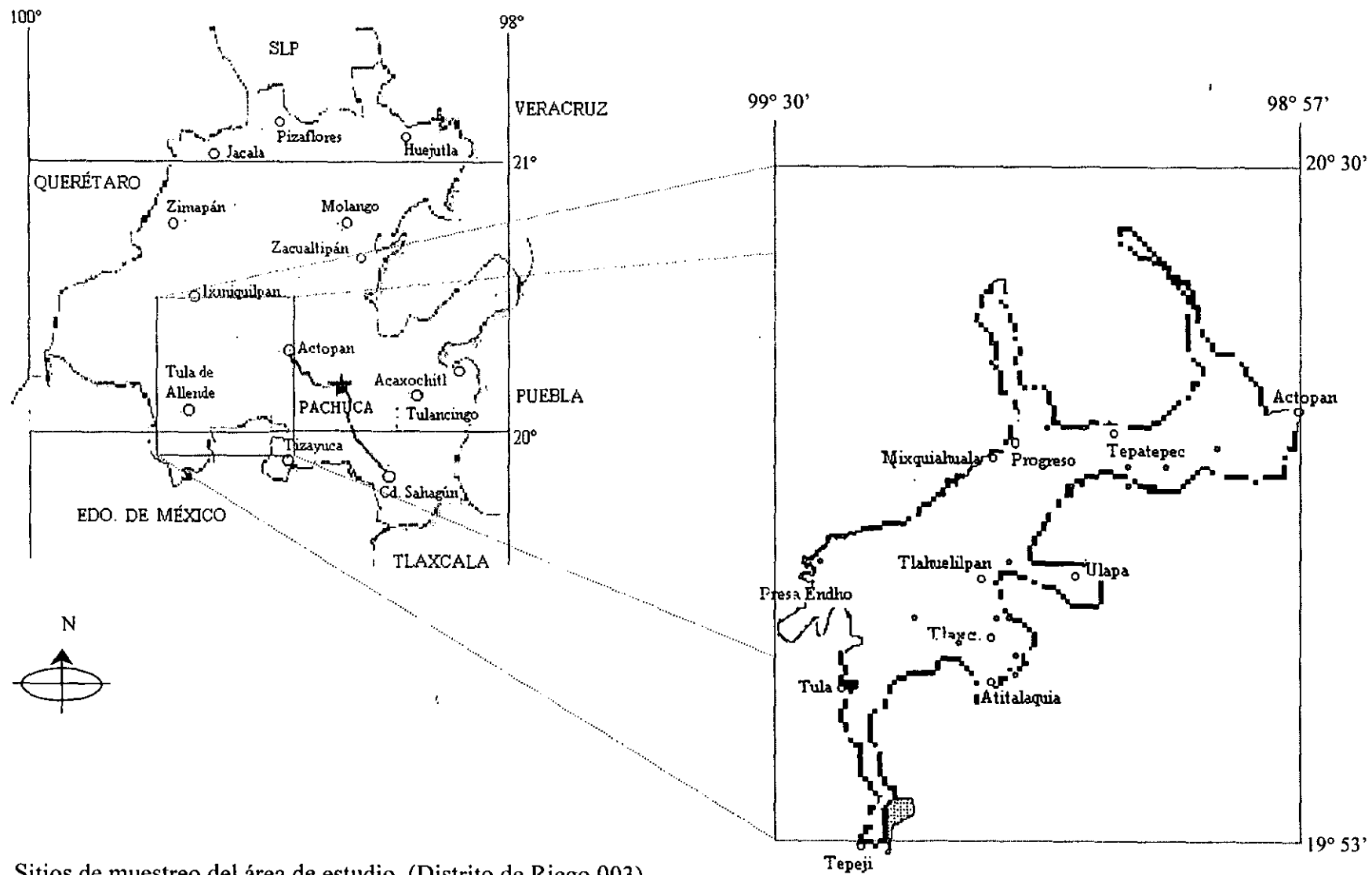


Figura 5. Sitios de muestreo del área de estudio (Distrito de Riego 003).

#### **5.4.1.2 Procedimiento de muestreo**

Debido a que muchas especies químicas muestran algún tipo de dependencia con el tiempo o el espacio, se decidió realizar un muestreo exploratorio-estratificado.

En 15 parcelas agrícolas de 1 ha de superficie (Figura 5), en cada parcela se colectaron ocho submuestras de suelo en zig-zag para obtener una muestra compuesta, a una profundidad de 0 a 20 cm, de aproximadamente 60 kg en bolsas de plástico debidamente etiquetadas (fecha de muestreo: 25/08/98) Cajuste, (1998); el criterio de selección de los sitios de muestreo estuvo en función de la serie (clasificación antes indicada) y antigüedad de riego.

Las muestras de suelo se secaron a temperatura ambiente y se tamizaron con una malla con abertura de 2 mm de diámetro y se guardaron en bolsas de plástico; posteriormente, se analizaron y utilizaron en los trabajos de laboratorio e invernadero.

Después de la caracterización (física y química) de las 15 muestras de suelo, se seleccionaron cinco de diferentes sitios para la realización del experimento en invernadero, considerando pH, textura, serie de suelo, antigüedad de riego (Cuadro 7, sección de resultados) y autorización del agricultor.

Al agricultor se le solicitó, por escrito y en forma verbal, su autorización para colectar muestras y establecer asimismo un ensayo posterior en campo para la evaluación y validación de los resultados obtenidos en invernadero.

#### **5.4.1.3 Trabajo de laboratorio**

En el laboratorio de la sección de química de suelos del Colegio de Postgraduados, a las muestras de suelos se les determinó pH, contenido de materia orgánica (MO), textura, metales totales y extractables (Pb, Cd, Ni, Zn, Cu y Cr).

Las determinaciones físicas y químicas de suelo se hicieron con los siguientes métodos: textura, por el método de Bouyoucos, (1936); potencial de hidrógeno (pH), mediante un potenciómetro, marca Beckman, con una relación 1:2 suelo-agua; materia orgánica, por el



método Walkley y Black, modificado por Walkley, (1947); metales totales (Pb, Cd, Ni, Zn, Cu y Cr), se obtuvo el extracto con HNO<sub>3</sub> 4M a 80° C por 5 h, por el método de Bradford *et al.* (1975) y para los metales extractables, se obtuvo el extracto con DTPA, por el método de Lindsay y Norvell (1978), el cual consiste en que, a 25 g de suelo se agregan 50 mL de la solución extractora (1.97 g DTPA + 14.92 g de trietanolamina + 1.47 g CaCl<sub>2</sub>·2H<sub>2</sub>O, se ajusta el pH a 7.3 con HCl 6N y se afora a un litro con agua desionizada), se agita por 2 hr a 120 ciclos/min y filtra con papel whatman No. 42. Los metales se cuantificaron en un espectrofotómetro de absorción atómica marca Perkin Elmer, modelo 3100.

#### 5.4.2 Primer ensayo experimental. Establecimiento del experimento en laboratorio y en invernadero

En una fase experimental preliminar en esta investigación se desarrolló un pequeño ensayo, que consistió en la aplicación de tres dosis de fósforo (0, 250 y 500 mg P kg<sup>-1</sup> suelo) y dos dosis de azufre (0, 1000 mg S kg<sup>-1</sup>) a los cinco suelos seleccionados; los tratamientos consistieron en una combinación factorial incompleta de 5 x 5 con tres repeticiones, es decir, cinco suelos, y cinco tratamientos, en total 75 submuestras, como se indica en el Cuadro 5.

Cuadro 5. Arreglo del primer ensayo experimental en invernadero.

Suelo	----- Tratamiento con P -----			Tratamiento con P + S	
S <sub>1</sub> Atitalaquia	T <sub>0</sub>	T <sub>1</sub>	T <sub>2</sub>	T <sub>3</sub>	T <sub>4</sub>
S <sub>2</sub> Mixquiahuala	T <sub>0</sub>	T <sub>1</sub>	T <sub>2</sub>	T <sub>3</sub>	T <sub>4</sub>
S <sub>3</sub> Endhó	T <sub>0</sub>	T <sub>1</sub>	T <sub>2</sub>	T <sub>3</sub>	T <sub>4</sub>
S <sub>4</sub> Teocalco	T <sub>0</sub>	T <sub>1</sub>	T <sub>2</sub>	T <sub>3</sub>	T <sub>4</sub>
S <sub>5</sub> Tlahuelilpan	T <sub>0</sub>	T <sub>1</sub>	T <sub>2</sub>	T <sub>3</sub>	T <sub>4</sub>

T<sub>0</sub>: Testigo; T<sub>1</sub>: 500 mg P kg<sup>-1</sup>; T<sub>2</sub>: 1000 mg P kg<sup>-1</sup>; T<sub>3</sub>: 500 mg P kg<sup>-1</sup> + 1000 mg S kg<sup>-1</sup>; T<sub>4</sub>: 1000 mg P + 1000 mg S kg<sup>-1</sup>

El azufre se aplicó para disminuir el pH del suelo y permitir una mejor reacción de los metales con el fósforo, debido a que la concentración de los metales solubles se incrementa

a pH ácido, bajo el supuesto que al solubilizarse los metales puedan reaccionar con el fósforo y formar compuestos de baja solubilidad y, por ende, serán poco asimilados por la planta. Las dosis se consideraron en forma arbitraria en un primer ensayo de prueba y error, para ver el posible efecto en la inmovilización de los metales.

#### 5.4.3 Establecimiento del ensayo en laboratorio

Se colocaron 100 g de suelo en frascos de vidrio de 250 mL (15 frascos por cada suelo), después se aplicó el tratamiento correspondiente, por triplicado, como se indicó antes e incubó a 35° C durante 6 semanas a capacidad de campo. El pH se midió una vez por semana para conocer su evolución. Posteriormente, se realizó un estudio de especiación de metales a través del procedimiento de fracción secuenciada (Tessier 1979), para conocer el comportamiento de los metales pesados (diferentes formas solubles, intercambiables, carbonatos, óxidos, orgánicas y residuales). De acuerdo con los resultados de la especiación de metales, se determinó la dosis aplicada en el experimento de invernadero.

#### 5.4.4 En invernadero

En el invernadero se estableció un experimento con un arreglo de 5 x 5 x 2, es decir: cinco suelos, cinco tratamientos y dos cultivos (pasto y brócoli) con tres repeticiones, en total 150 unidades experimentales. En macetas con capacidad de un kilogramo, se colocaron 800 g de suelo, después se aplicó el tratamiento (dosis de fósforo 0, 500 y 1000 mg P kg<sup>-1</sup> suelo y 0, 1000 mg S kg<sup>-1</sup> suelo), como se indica a continuación: T<sub>0</sub>: Testigo, T<sub>1</sub> : 500 mg P kg<sup>-1</sup> suelo + 0 mg S kg<sup>-1</sup> suelo, T<sub>2</sub> : 1000 mg P kg<sup>-1</sup> suelo + 0 mg S kg<sup>-1</sup> suelo, T<sub>3</sub>: 500 mg P kg<sup>-1</sup> suelo + 1000 mg S kg<sup>-1</sup> suelo, T<sub>4</sub>: 1000 mg P kg<sup>-1</sup> suelo + 1000 mg S kg<sup>-1</sup> suelo. Se incubó a capacidad de campo durante seis semanas, con la finalidad de permitir al suelo reaccionar con el azufre y el fósforo; además, se midió el pH cada semana.

Después del tiempo de incubación, se sembró pasto (*Lolium perenne*) y brócoli (*Brassica oleracea* var. *Italica*), se regó con agua destilada y se aplicó solución nutritiva 60 mL /maceta (Cuadro 6) Waugh y Filts, (1966), cada semana durante el tiempo de establecimiento. En el cultivo de *Lolium perenne*, después de 8 semanas de la siembra, se

cortó el follaje (hoja) y la raíz se separó del suelo; este material vegetal (hoja y raíz) se lavó cuidadosamente, primero con agua potable y después con agua destilada, para eliminar el suelo y polvo. El material limpio se secó en estufa a 65° C, una vez seco (a peso constante) se pesó, molió y guardó en pequeñas bolsas de papel hasta su uso en la determinación de metales en el laboratorio. Para determinar el contenido de metales en vegetal se seleccionaron las muestra de mayor peso seco, debido a que en el caso de la raíz en muchos casos no se obtuvo el material suficiente (0.5 o 0.25g de materia seca) para su digestión.

Cuadro 6. Componentes de la solución nutritiva sin fósforo Waugh y Filts, (1966).

Solución abastecedora	g/L	ml de abastecimiento/L de solución nutritiva *
1.0 M KNO <sub>3</sub>	101	50
1.0 M Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> · 4H <sub>2</sub> O	236	50
0.5 M MgSO <sub>4</sub> · 7H <sub>2</sub> O	123	25
Solución de micronutrientes (composición)		10
Compuesto	g/L	
H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	1.55	
MnCl <sub>2</sub> · 4H <sub>2</sub> O	0.9	
ZnSO <sub>4</sub> · 7H <sub>2</sub> O	0.58	
CuSO <sub>4</sub> · 5H <sub>2</sub> O	0.08	
H <sub>2</sub> MoO <sub>4</sub> · H <sub>2</sub> O	0.02	

\*Agregar 50 mL/ kg de suelo por semana durante el periodo de desarrollo.

En brócoli se desarrolló un procedimiento similar al del pasto, pero la cosecha se realizó 3.5 meses (14 semanas) después de la siembra. Para controlar las plagas en brócoli (palomilla blanca y pulgón) se aplicó Confidor con dosis de 1 cm<sup>3</sup> L<sup>-1</sup>.

#### 5.4.5 Determinaciones en laboratorio

Las muestras de material vegetal se digirieron con una solución binaria de ácido nítrico - ácido perclórico (MAFF Ministry of Agriculture Fisheries and Food 1986), el residuo se diluyó a 10 ml con agua desionizada y se filtró en papel Whatman 42. La determinación de Pb, Cd, Zn, Ni, Cu y Cr se leyeron al siguiente día de la obtención de los extractos en un espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer, modelo 3100.

De acuerdo con los resultados obtenidos en este primer ensayo, se realizó un segundo experimento, pero con dosis mayores de fósforo para observar los posibles límites de influencia del fósforo en la inmovilización de metales, bajo la premisa de que al “aumentar” la concentración de fósforo disminuyen los metales solubles en el suelo.

## 5.5 Segundo ensayo experimental

### 5.5.1 En invernadero

Al igual que en el primer ensayo experimental se realizaron algunas pruebas en laboratorio, se colocaron 100 g de suelo en frascos de vidrio de 250 mL, se aplicó el tratamiento de fósforo (0, 0.5% y 1.0% P) y dejó incubando a 35° C durante seis semanas y se midió el pH cada semana. Durante el monitoreo del pH, se observó que al aplicar éstas dosis de fósforo, el pH disminuyó hasta 2.0 unidades, por lo cual no fue necesario agregar azufre. Por el contrario, se tuvo que neutralizar la acidez del  $H_3PO_4$  y mantener el pH de todos los suelos cercano al neutro, para lo cual se utilizaron hidróxido de potasio e hidróxido de calcio, estos aditivos se utilizaron por su fácil adquisición para uso agrícola.

En invernadero se estableció un experimento con un arreglo factorial de 5 x 9 x 1, es decir: cinco suelos, nueve tratamientos y un cultivo (rye grass), con tres repeticiones en total 135 unidades experimentales. En macetas con capacidad de un kilogramo, se colocaron 800 g de suelo. Se aplicó el tratamiento correspondiente (dosis de fósforo 0, 0.5% y 1.0% P en forma de  $H_3PO_4$  y super fosfato triple, además de la adición de aditivos KOH y  $Ca(OH)_2$ ), como se indica a continuación: T<sub>0</sub>: Testigo; T<sub>5</sub>: 0.5% P; T<sub>6</sub>: 1.0% P; T<sub>7</sub>: 0.5% P + KOH; T<sub>8</sub>: 1.0% P + KOH; T<sub>9</sub>: 0.5% P +  $Ca(OH)_2$ ; T<sub>10</sub>: 1.0% P +  $Ca(OH)_2$ ; T<sub>11</sub>: 0.5% P (SFT); T<sub>12</sub>: 1.0% P (SFT). En los tratamientos T<sub>5</sub> a T<sub>10</sub> el fósforo se adicionó en forma de ácido fosfórico y en los tratamientos T<sub>11</sub> y T<sub>12</sub>, se adicionó superfosfato triple (SFT). El 0.5% P = 5000 mg P kg<sup>-1</sup> suelo y el 1.0% P = 10 000 mg P kg<sup>-1</sup> suelo. Se incubó a capacidad de campo durante seis semanas, con la finalidad de permitir al suelo reaccionar con el fósforo y los aditivos; además, se midió el pH cada semana para ver su evolución.

Se cambió al cultivo de *Lolium perenne* porque el brócoli presentó gran incidencia de

plagas (mosquita blanca, pulgón, trips) y requiere la adición continua de insecticida, lo cual contaminaría el material vegetal por la aplicación de productos químicos.

Se aplicaron 200 mg de KOH kg<sup>-1</sup> de suelo y la cantidad de Ca(OH)<sub>2</sub> aplicada estuvo en función de los requerimientos del suelo y de llevarlo a pH cercano al neutro (requerimiento de cal).

### **5.5.2 Determinaciones en laboratorio**

Las determinaciones en el laboratorio fueron semejantes a las del primer ensayo.

## **5.6 Análisis estadístico**

Los resultados obtenidos se analizaron estadísticamente y se determinaron los valores promedio, desviación estándar y varianza. Se relacionó el grado de asociación existente entre las propiedades físicas y químicas del suelo con los metales (totales y extractables) y se obtuvo el coeficiente de determinación ( $R^2$ ); además, se efectuó el análisis correspondiente para determinar diferencias entre tratamientos y entre suelos con un nivel de significancia ( $\alpha = 0.05$ ) por pruebas de Tukey y de Duncan; en todos los casos se hizo uso del paquete de análisis estadístico SAS.

## 6. Resultados y Discusión

### 6.1 Características físicas y químicas de suelos

#### 6.1.1 Determinaciones físicas y químicas de los suelos muestreados

En la primera fase del estudio se tomaron 15 muestras de suelo en diferentes sitios del Distrito de Riego 003 y se determinaron las características físicas y químicas tales como pH, conductividad eléctrica (CE), textura, materia orgánica (MO), metales totales y extractables (Pb, Cd, Ni, Cu, Zn y Cr) indicadas en el Cuadro 7; en este cuadro se observa el incremento de metales totales de plomo, cromo, níquel y cobre, están en función del tiempo por efecto de los años de riego, con nivel de significancia de 1%. Sucediendo lo mismo, con los contenidos de plomo, níquel y cobre extractables, pero con nivel de significancia de 5%, mientras que para zinc, cromo y cadmio extractables la significancia es del 10%, (García, 1999). Además del tiempo, los metales extractables, también dependen de la concentración de los metales totales, del pH (Anexo 1) a excepción del Cr (el coeficiente de correlación para el caso del pH en relación con los metales totales y extractables es negativo). Esto es importante, porque la planta asimila los metales disponibles que son la fracción soluble e intercambiable, y algunas formas queladas, dependiendo de la concentración en que se encuentren.

En el Cuadro 8 se indican los porcentajes promedio y la desviación estándar de los metales extractables en función de los totales, de tal manera que en el caso de Pb total el 15.21% en promedio corresponde al extractable con DTPA y su desviación estándar es 7.59; para cadmio es 9.62% del total y su desviación estándar es 6.16, el porcentaje indicado como extractable es la fracción intercambiable y soluble. El 21.1 % del cobre total corresponde a la fracción extractable, con desviación estándar de 7.87, mientras que para Zn es 3.7% pero su concentración total es la más elevada, ver Cuadro 7 ( $439 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ , en promedio); en Ni, 8.7% del total es extractable con desviación estándar de 2.7.

Como se observa, los porcentajes son muy diferentes, dependiendo del metal, aunque todos tienen un mismo comportamiento: durante los primeros años de riego, este porcentaje es menor que cuando se tiene mayor tiempo (años) de riego (Figura 6).

Cuadro 7. Características Físicas y Químicas de muestras de Suelos del Valle del Mezquital

Población	Cultivo	Riego años	pH		Arcilla %	Arena %	Limo %	Textura	M. O. %	Metales Totales HNO <sub>3</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )						Metales Extractables DTPA (mg kg <sup>-1</sup> )					
			1:2	1:5						Pb <sup>2+</sup>	Cd <sup>2+</sup>	Cr <sup>3+</sup>	Ni <sup>2+</sup>	Cu <sup>2+</sup>	Zn <sup>2+</sup>	Pb <sup>2+</sup>	Cd <sup>2+</sup>	Cr <sup>3+</sup>	Ni <sup>2+</sup>	Cu <sup>2+</sup>	Zn
Tlahuelilpan	Alfalfa	12	8.4	0.25	34.4	28	38.0	M. Arcilloso	1.8	26.1	8.6	35.4	18.6	13.2	474	2.5	0.28	0.58	1.2	1.6	6.9
Endho	Fríjol	20	8.2	0.19	18.7	61	20.4	M. Arenoso	5.0	26.6	9.9	21.1	16.0	6.2	441	2.8	0.24	0.42	1.4	0.6	6.1
Teocalco	Fríjol	20	7.2	0.36	44.4	32	23.6	Arcilloso	3.7	28.8	11.0	33.5	26.5	13.6	419	3.5	0.65	0.55	2.9	3.7	10.4
Doxey	Alfalfa	30	7.9	0.32	46.7	39	14.0	Arcilloso	2.8	29.3	11.1	38.1	20.9	18.5	459	4.8	0.80	0.54	2.1	3.3	9.3
Tepatepec	Alfalfa	60	8.4	0.22	44.4	22	33.6	Arcilloso	2.5	30.4	7.6	36.6	24.8	9.5	363	3.2	0.49	0.05	1.5	2.1	5.7
Tlaxcoapan	Fríjol	60	7.8	0.28	58.4	12	29.7	Arcilloso	3.6	35.4	6.1	47.0	32.2	12.0	355	3.8	0.85	0.05	2.1	4.1	9.8
Mixquiahuala	Xempasuchitl	60	7.6	0.51	46.4	26	27.6	Arcilloso	2.8	39.0	7.7	47.9	32.9	15.4	370	3.2	0.54	0.32	1.9	2.6	8.1
Col. Morelos	Fríjol	64	7.9	0.35	58.4	24	17.6	Arcilloso	3.0	46.4	9.2	55.6	34.6	24.7	419	4.6	0.89	0.45	2.0	3.8	11.1
Mexe	Alfalfa	65	8.0	0.48	48.7	42	9.3	Arcilloso	2.7	49.0	12.2	61.5	32.2	34.1	494	6.6	0.86	0.68	2.1	6.7	18.5
Dos Cerros	Alfalfa	60	7.4	0.16	54.4	22	23.6	Arcilloso	3.7	49.5	10.1	56.7	36.8	32.2	465	6.4	0.58	0.19	2.7	2.6	9.4
R. Jorge R. Tlax	Alfalfa-Pasto	70	8.0	0.22	28.4	52	19.6	M. Arc-Are	5.6	55.9	9.5	46.6	31.8	23.1	433	5.7	0.99	0.36	3.8	6.8	21.9
El Rosario	Chilaca	80	7.8	0.24	34.4	30	35.6	M. Arcilloso	3.5	63.0	12.4	56.5	36.5	38.0	509	22.2	2.00	0.63	3.1	10.5	30.4
Atitalaquia	Alfalfa	80	7.7	0.26	42.7	32	21.6	Arcilloso	4.1	80.4	9.4	74.9	40.4	33.6	231	15.7	1.62	0.37	3.0	10.4	25.0
Atitalaquia	Maíz	80	6.7	0.21	46.4	32	25.3	Arcilloso	4.9	89.9	9.8	85.6	44.4	52.0	531	22.3	2.10	0.11	5.9	11.4	33.2
Progreso	Alfalfa-Pasto	80	6.7	0.52	50.4	22	27.6	Arcilloso	3.9	90.5	13.4	85.7	36.4	48.6	620	21.7	2.18	0.52	4.8	11.2	29.1
Promedio			7.71	0.30	37.8	31.7	24.5		3.57	49.4	9.9	52.2	31.0	25.0	439	8.6	1.00	0.39	2.7	5.4	15.7
Desviación Estándar			0.53	0.12	13.1	12.6	7.9		1.03	22.5	2.0	18.9	8.1	14.2	90	7.7	0.65	0.21	1.3	3.8	9.7

Cuadro 8. Metales extractables en función de los totales.

Población	Suma de metales Extractables	Metales extractables					
		Pb	Cd	Cr	Ni	Cu	Zn
-	mg kg <sup>-1</sup>			%			
Tlahuelilpan	13.06	9.58	3.26	1.64	6.45	12.12	1.46
Endho	11.56	10.53	2.42	1.99	8.75	9.68	1.38
Teocalco	21.70	12.15	0.06	1.64	10.94	27.21	2.48
Doxey	20.84	16.38	7.21	1.42	10.05	17.84	2.03
Tepatepec	13.04	10.53	6.45	0.14	6.05	22.11	1.57
Tlaxcoapan	20.70	10.73	13.93	0.11	6.52	34.17	2.76
Mixquiahuala	16.66	8.21	7.01	0.67	5.78	16.88	2.19
Mexe	35.44	13.47	7.05	1.11	6.52	19.65	3.74
Col. Morelos	22.84	9.91	9.67	0.81	5.78	15.38	2.65
Dos Cerros	21.87	12.93	5.74	0.34	7.34	8.07	2.02
Jorge R. Tlaxcoapan	39.55	10.20	10.42	0.77	11.95	29.44	5.06
El Rosario	68.83	35.24	16.13	1.12	8.49	27.63	5.97
Atitalaquia 1	56.09	19.53	17.23	0.49	7.43	30.95	10.82
Atitalaquia 2	75.01	24.81	21.43	0.13	13.29	21.92	6.25
Progreso	69.50	23.98	16.27	0.61	13.19	23.05	4.69
Promedio	33.78	15.21	9.62	0.86	8.57	21.07	3.67
Desv. Estándar	22.60	7.59	6.16	0.60	2.68	7.87	2.56

A pesar de que estos suelos son de diferentes series no hubo diferencia significativa entre los metales y con la MO, CE y % de arcilla como ya se indicó antes, por lo cual se consideran todos los valores del Cuadro 8, para graficar la tendencia de la suma de todos los cationes metálicos en estudio y graficarlos con respecto al tiempo (Figura7); en la que, se observa que durante los primeros 60 años hay poca variación en la concentración de metales extractables y se establece un “equilibrio” entre la fracción disponible (fracción soluble, intercambiable y formas quelatadas) y las no accesibles (fracción de baja solubilidad) a la planta. Después de este tiempo, la concentración aumenta, de donde se considera que los sitios de adsorción del suelo se han saturado rompiendo ese equilibrio y, por ende, la fracción disponible no podrá pasar a formar parte de las fracciones de baja solubilidad o insolubles como los carbonatos, óxidos, algunos compuestos orgánicos, entre otros, por la carencia de sitios donde puedan inmovilizarse estos iones metálicos, debido a este fenómeno se sugiere adicionar algunos aniones para otorgarle al suelo más sitios de adsorción.



En el Anexo 7 se indica la tendencia de acumulación de los metales extractables a través del tiempo y en las Figuras 6 y 7 se observa para Zn, Pb y la suma de todas las concentraciones de Pb, Cd, Cr, Ni, Cu y Zn extractables respectivamente.

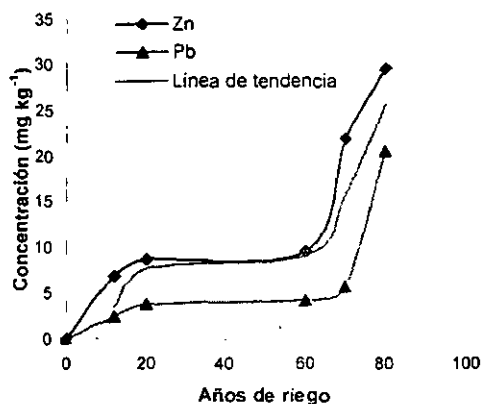


Figura 6. Concentración de Zn y Pb en función de los años de riego

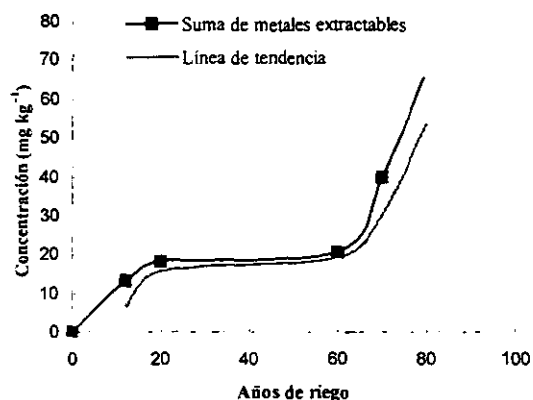


Figura 7. Concentración de metales extractables contra el tiempo de riego

De acuerdo con las observaciones antes indicadas, los factores que influyen en la aceleración o desaceleración del rompimiento del equilibrio en la capacidad de amortiguamiento del suelo, en relación con la entrada de contaminantes a través del agua (residual) de riego son: el cambio del pH por la adición de fertilizantes, el manejo del suelo, la lixiviación de carbonatos (provocada por las láminas de riego de hasta 0.4 m en cada riego), la concentración de los metales totales, la capacidad de saturación del sistema suelo, materia orgánica, microorganismos, potencial redox, entre otros.

En un sistema, si se estuviera adicionando un solo contaminante en forma constante, quizás tardaría mucho tiempo antes de saturarlo; pero, si se considera la adición de muchos elementos en forma de iones como en éste caso de estudio, para conocer el grado de saturación del suelo y el tiempo en que éste se satura, se depende de la disponibilidad de sitios para albergar a estos iones y de la formación de diversas fracciones (capacidad de amortiguamiento del sistema) y de la concentración de iones aplicados en cada riego.

### 6.1.2 Selección de sitios para el establecimiento del experimento

De acuerdo con las características antes observadas, se decidió considerar solamente cinco suelos, pero de diferentes series como Lagunillas, Tepatepec y Progreso (Cuadro 9) por tener una mayor superficie (SRH, 1976) en el Distrito de Riego 003; además, se consideró diferente antigüedad de riego (80, 60, 20 y 12 años) y el pH, incluyendo el menor, los intermedios y el mayor de los encontrados en el lugar de estudio, con la finalidad de tener un panorama mixto y ver el posible efecto del fósforo en la inmovilización de los metales Pb, Cd, Cr, Ni, Zn y Cu y se indican en el Cuadro 9.

Cuadro 9. Suelos utilizados para el desarrollo del experimento

No Suelo	Población	Serie	Cultivo	Observaciones <sup>1</sup>
S <sub>1</sub>	Atitalaquia	Lagunillas	Alfalfa	Rápida
S <sub>2</sub>	Mixquiahuala	Tepatepec	Cempasúchil	Rápida
S <sub>3</sub>	Endho	Progreso	Frijol	Muy rápida
S <sub>4</sub>	Teocalco	Tepatepec	Frijol	Rápida
S <sub>5</sub>	Tlahuelilpan	Progreso	Alfalfa	Moderada

<sup>1</sup>Velocidad de infiltración según O'Neal y Uhland (SRH, 1976).

## 6.2 Comportamiento de los metales Pb, Cd, Cu, Zn, Ni y Cr al aplicar diferentes tratamientos con fósforo al suelo

### 6.2.1 Primer ensayo experimental

En laboratorio e invernadero se probaron tres dosis de fósforo como ácido fosfórico (0, 250 y 500 mg P kg<sup>-1</sup> suelo en laboratorio y 0, 500 y 1000 mg P kg<sup>-1</sup> suelo en invernadero) y dos de azufre elemental (0 y 1000 mg S kg<sup>-1</sup> suelo) en los cinco suelos seleccionados.

En las figuras 8-25 (en estas figuras los tratamientos ordenados de arriba abajo corresponden a las barras de izquierda a derecha), se indican todos los resultados de esta primera parte experimental, en donde se observa el comportamiento de cada suelo al aplicarles los diferentes tratamientos. En el anexo 2 se indica el pH de los suelos después de aplicar cada tratamiento.

Tack y Verloo, (1996) señalan que las características del suelo (contenido de arcilla, carbón orgánico, CIC y contenido de metales totales), no afectaron los rangos de

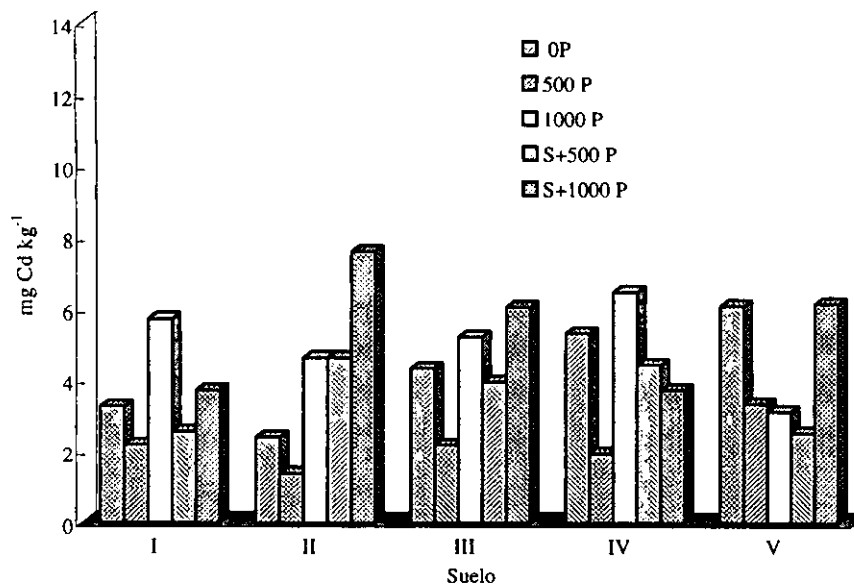


Figura 8. Concentración de Cd en hoja de Lolium perenne

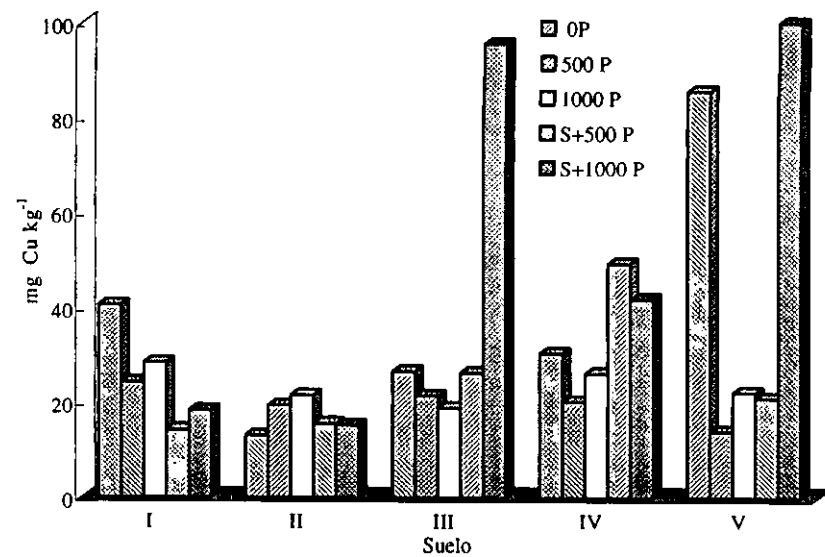


Figura 9. Concentración de Cu en hoja de Lolium perenne

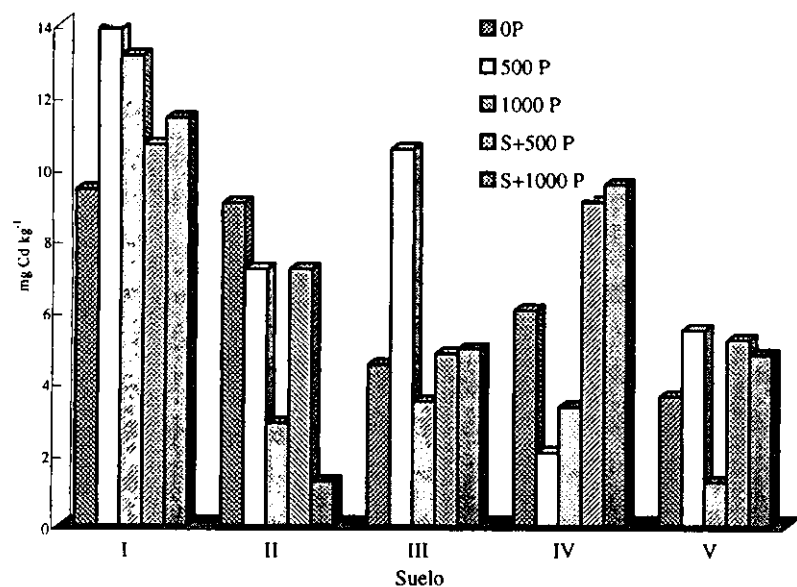


Figura 10. Concentración de Cd en raíz de Lolium perenne

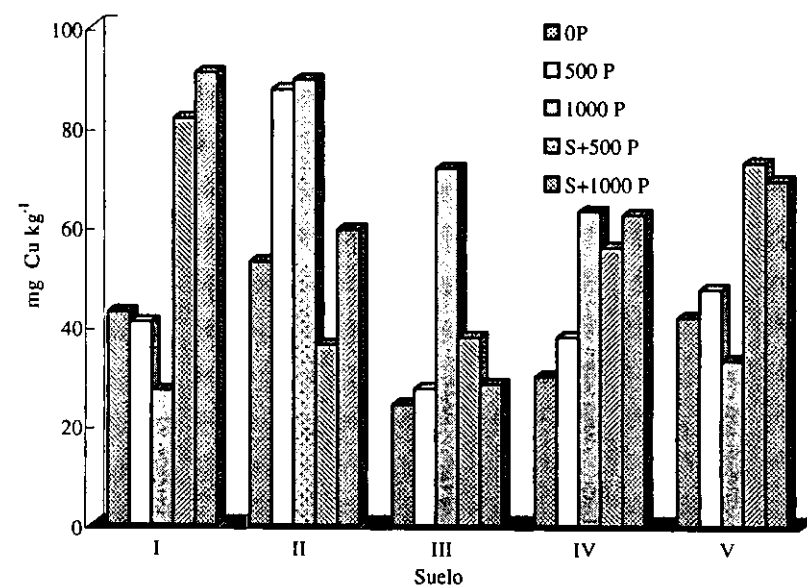


Figura 11. Concentración de Cu en raíz de Lolium perenne

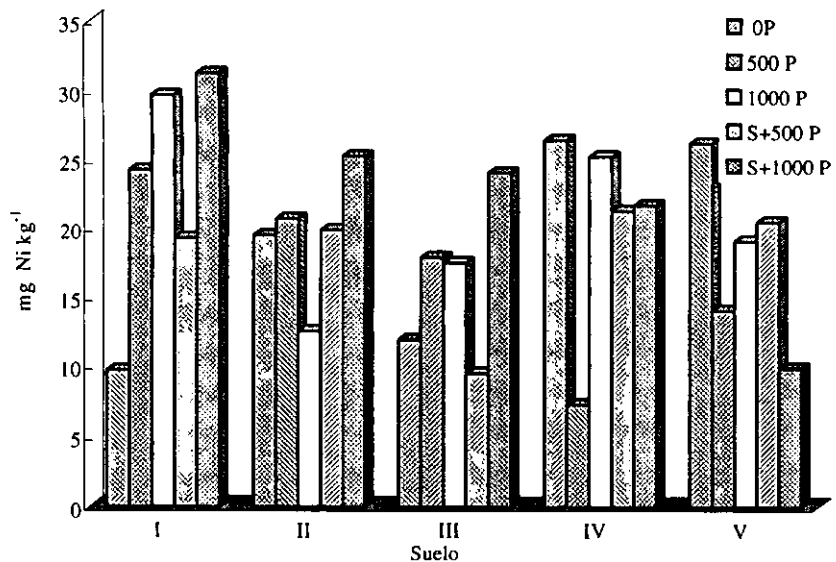


Figura 12. Concentración de Ni en hoja de Lolium perenne

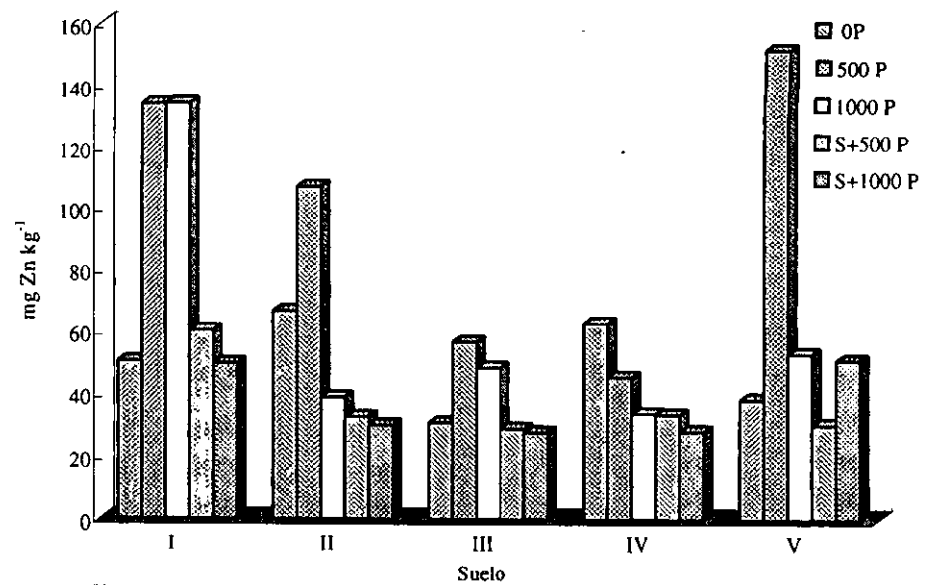


Figura 13. Concentración de Zn en hoja de Lolium perenne

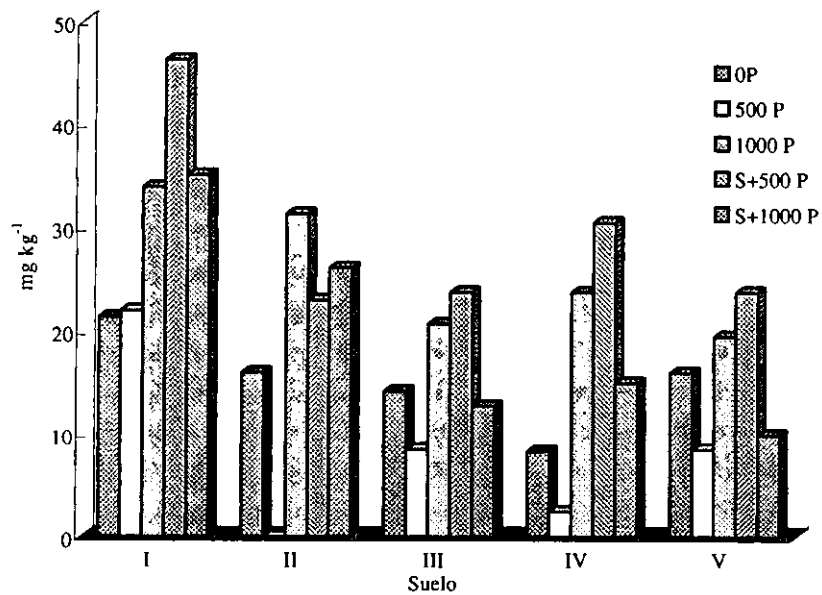


Figura 14. Concentración de Ni en raíz de Lolium perenne

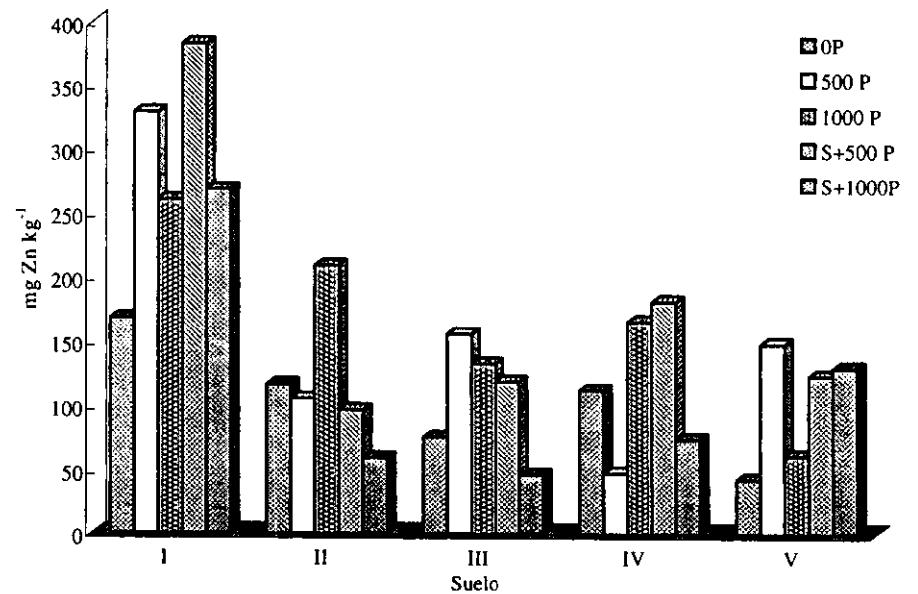


Figura 15. Concentración de Zn en raíz de Lolium perenne

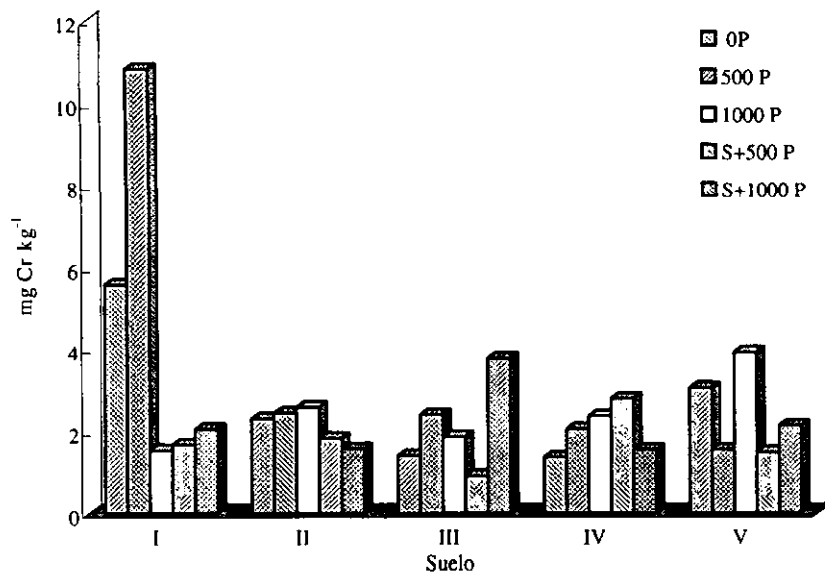


Figura 16. Concentración de Cr en hoja de Lolium perenne

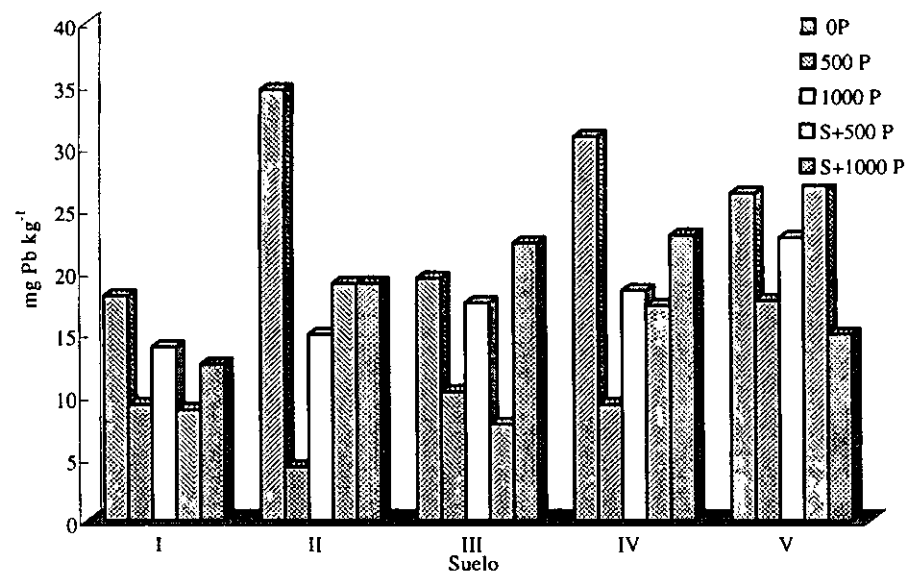


Figura 17. Concentración de Pb en hoja de Lolium perenne

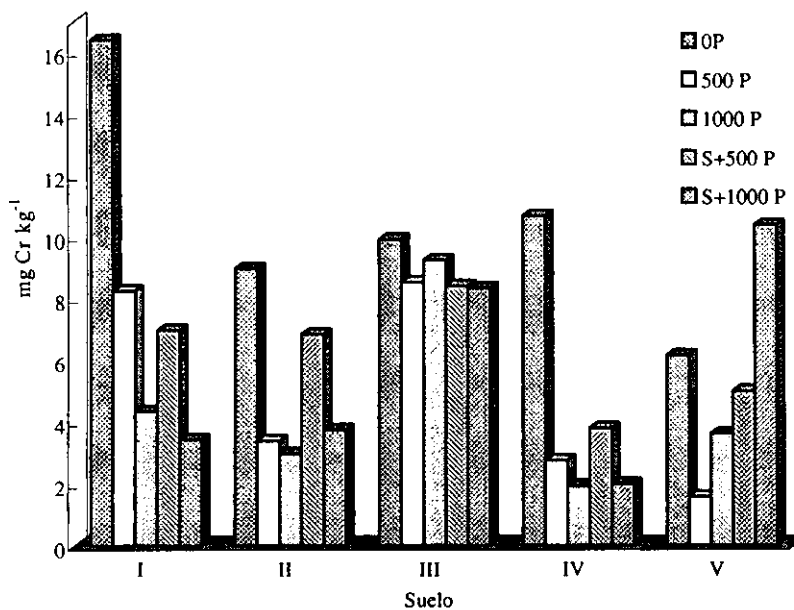


Figura 18. Concentración de Cr en raíz de Lolium perenne

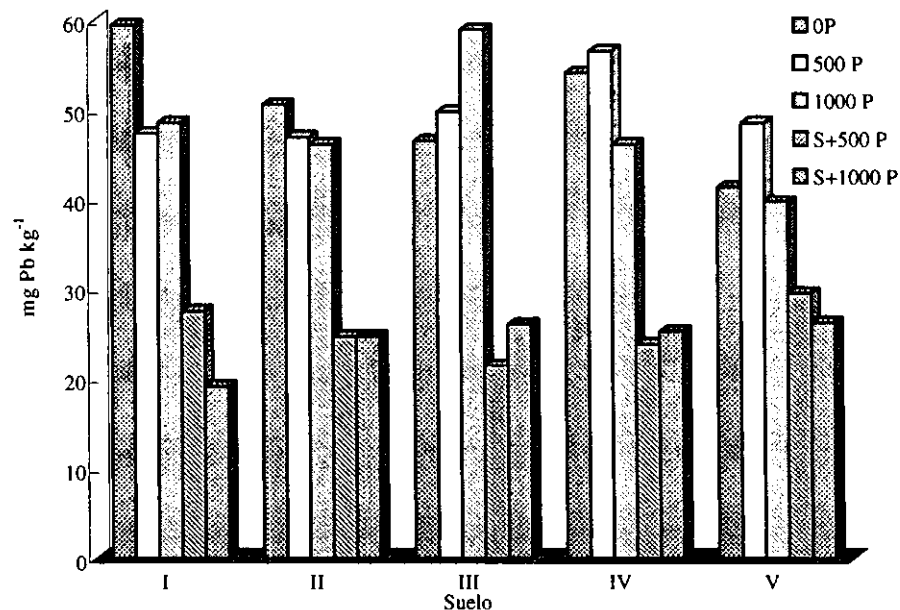


Figura 19. Concentración de Pb en raíz de Lolium perenne

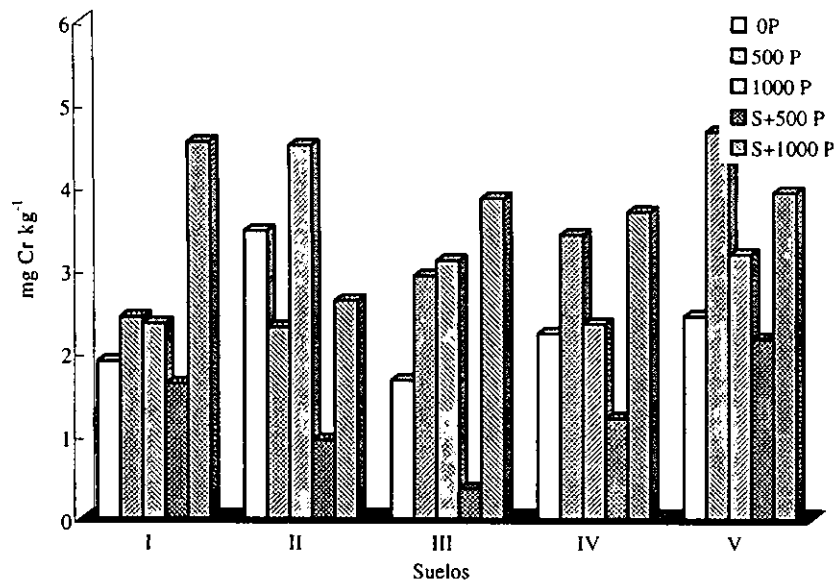


Figura 20. Concentración de Cr en hoja de Brassica oleracea

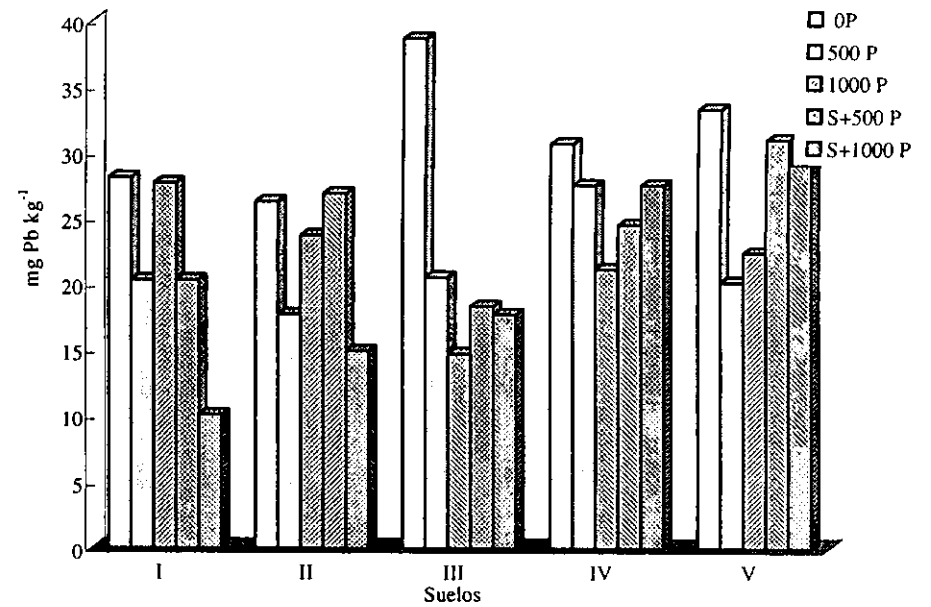


Figura 21. Concentración de Pb en hoja de Brassica oleracea

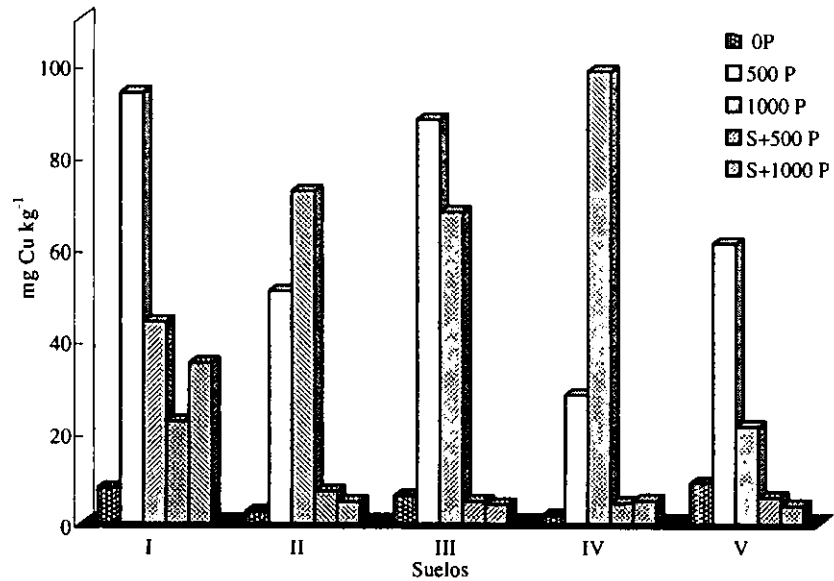


Figura 22. Concentración de Cu en hoja de Brassica oleracea

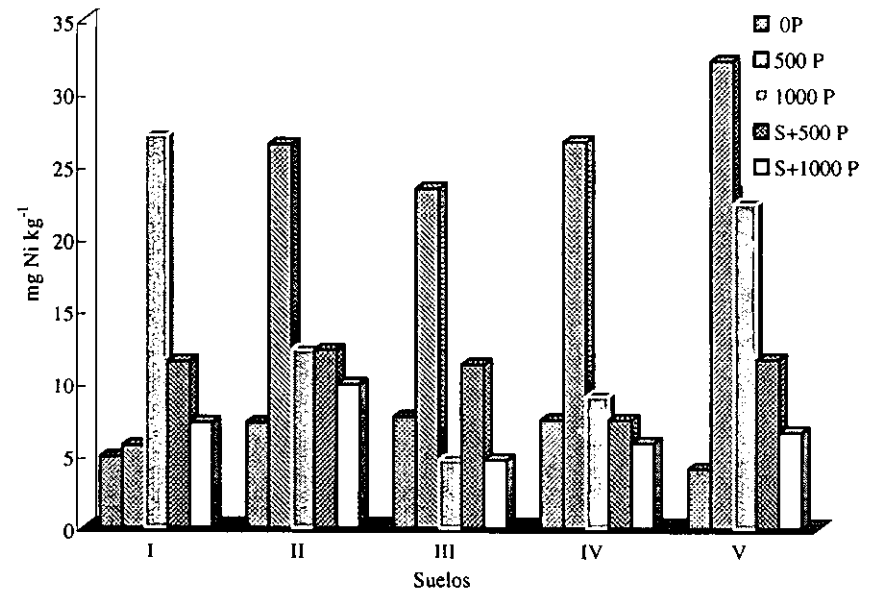


Figura 23. Concentración de Ni en hoja de Brassica oleracea

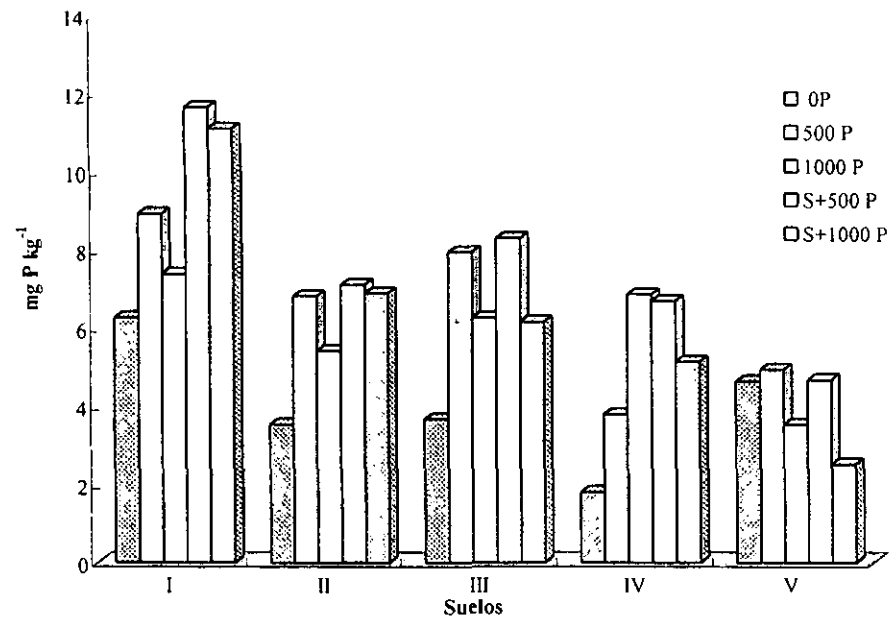


Figura 24. Concentración de Cd en hoja de *Brassica oleracea*

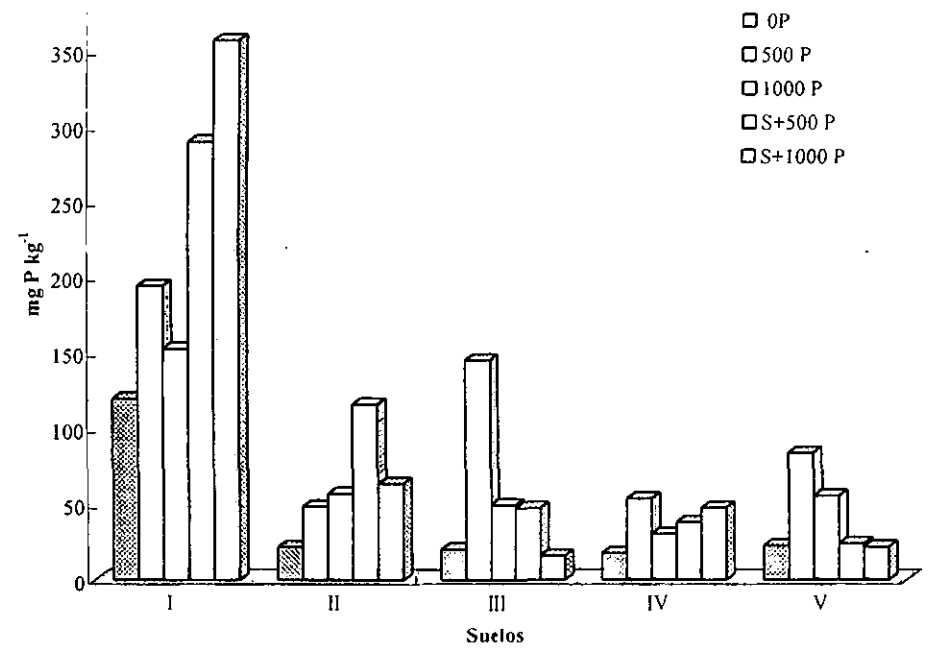


Figura 25. Concentración de Zn en hoja de *Brassica oleracea*

concentración de metales (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni y Pb) en las plantas; por lo que, la mayoría de los parámetros del suelo no constituyen suficiente información para predicciones precisas del contenido de metal en las plantas. Con fundamento en esta experiencia se realizó el análisis estadístico (Tukey,  $\alpha = 0.05$ ) de los resultados obtenido por tratamiento, considerando los cinco suelos. El Cuadro 10, muestra estos resultados, donde se observó una diferencia significativa en el T<sub>1</sub> en hoja, en Pb y Cd, en comparación con los demás tratamientos, lo cual refleja el efecto del fósforo sobre la inmovilización en estos metales. Sin embargo, para Zn, la aplicación de fósforo no fue tan efectiva, pues se obtuvo un efecto contrario al observar mayor liberación de Zn en este tratamiento; mientras que el T<sub>3</sub> (combinación de fósforo + azufre) si tuvo un efecto positivo sobre la inmovilización de Zn en estos suelos. En los demás metales no hubo diferencia significativa con el T<sub>1</sub>. En raíz se observó una diferencia significativa en los tratamientos T<sub>1</sub> y T<sub>2</sub> en Cr y en T<sub>0</sub>, T<sub>1</sub> y T<sub>4</sub> en Ni, respecto a T<sub>2</sub> y T<sub>3</sub>.

Cuadro 10. Concentración de metales en hoja y raíz de *Lolium perenne*.

Tratam.	Pb		Cd		Cr		Cu		Zn		Ni	
	H	R	H	R	H	R	H	R	H	R	H	R
	----- mg kg <sup>-1</sup> MS -----											
T <sub>0</sub>	27.0a	50.4	4.3ba	13.0	2.8	20.9a	62.7	76.7	49.8b	207.1	18.8	30.2c
T <sub>1</sub>	8.6c	49.9	2.2b	15.7	3.8	9.8b	19.8	96.5	99.0a	315.6	16.8	23.2c
T <sub>2</sub>	17.5b	48.0	5.0a	9.6	2.5	8.8b	23.7	113.8	61.7ba	332.8	20.8	51.6ba
T <sub>3</sub>	14.7bc	50.8	3.6ba	14.8	1.7	12.4ba	25.4	113.8	37.1b	362.6	18.1	58.8a
T <sub>4</sub>	20.3ba	50.4	5.5a	12.8	2.2	11.2ba	55.5	124.1	37.3b	232.4	22.5	39.5bc

T<sub>0</sub>: Testigo; T<sub>1</sub>: 500 mg kg<sup>-1</sup> P; T<sub>2</sub>: 1000 mg kg<sup>-1</sup> P; T<sub>3</sub>: 500 mg kg<sup>-1</sup> P + 1000 mg kg<sup>-1</sup> S; H: Hoja; R: Raíz; T<sub>4</sub>: 1000 mg kg<sup>-1</sup> P + 1000 mg kg<sup>-1</sup> S; MS: materia seca (medias con la misma letra no son significativamente diferentes)

En el T<sub>2</sub> se esperaba obtener una menor concentración de metales en la planta al adicionar una mayor concentración de fósforo; sin embargo, los resultados muestran un ligero aumento en la concentración en la mayoría de ellos en las hojas, debido a que, al adicionar fósforo en forma de ácido fosfórico, el pH del suelo disminuyó, y de esta manera solubilizó algunos de los metales e inmovilizó a otros. Lo anterior se corrobora por la diferencia significativa de medias que hay entre los Suelos 1 y 5 para Pb en hoja; se observa una menor concentración en el S<sub>1</sub> con pH ligeramente ácido (6.7) y contenido de materia



orgánica de 4.9% y en S<sub>3</sub> y S<sub>5</sub> hay una menor concentración de Zn en hoja pero la diferencia no es significativa; su pH es de 8.2 y 8.3, respectivamente (Cuadros 11 y 12).

Cuadro 11. Concentración promedio de metales en hoja y raíz de *Lolium perenne* en función del suelo (para los tres tratamientos)

Suelo	Pb		Cd		Cr		Cu		Zn		Ni	
	H	R	H	R	H	R	H	R	H	R	H	R
-----mg kg <sup>-1</sup> MS-----												
S <sub>1</sub>	12.5b	49.6	3.5	23.4a	4.4	15.8	25.2	113.3	85.8	564.8a	22.9	63.4a
S <sub>2</sub>	18.4ba	48.5	4.1	11.0b	2.2	10.4	40.6	130.2	55.0	235.8b	19.6	45.1b
S <sub>3</sub>	15.5ba	50.1	4.4	11.3b	2.1	17.8	37.8	75.8	38.5	212.7b	16.2	31.9b
S <sub>4</sub>	19.8ba	51.1	4.4	12.0b	2.0	8.5	33.7	99.7	40.7	233.6b	20.4	32.0b
S <sub>5</sub>	21.9a	48.3	4.3	8.1b	2.4	10.7	49.7	106.0	64.8	203.5b	18.0	31.0b

S<sub>1</sub>: Suelo de Atitalaquia; S<sub>2</sub>: Suelo de Mixquiahuala; S<sub>3</sub>: Endho; S<sub>4</sub>: Teocalco; S<sub>5</sub>: Tlahuelilpan; H : Hoja; R : Raíz ; MS: materia seca

También en Cd, Zn y Ni (raíz) hubo diferencia significativa en los suelos S<sub>2</sub>, S<sub>3</sub>, S<sub>4</sub> y S<sub>5</sub> con relación a S<sub>1</sub> (Cuadro 11), lo cual indica que posiblemente hubo un efecto debido a los procesos físico - químicos de la dinámica de nutrientes en el suelo. Por esta razón, tal vez la incorporación de metales sea una respuesta de la planta para no permitir que se altere dicha dependencia de la solución del suelo - raíz y consecuentemente se altere la incorporación de iones y otros procesos fisiológicos vitales en el crecimiento y desarrollo de la misma.

Cuadro 12. Características físicas y químicas de cinco suelos del Valle del Mezquital, Hgo.

Población	Antigüedad de riego	pH en H <sub>2</sub> O	CE	Arcilla	MO	Metales extractables con DTPA					
						Pb	Cd	Cr	Ni	Cu	Zn
-----mg kg <sup>-1</sup> -----											
	Años	1:2	1:5	%	%						
Atitalaquia	80	6.7	0.21	46	4.9	22.0	2.10	0.11	5.9	11.4	33
Mixquiahuala	60	7.6	0.51	46	2.8	3.2	0.54	0.32	1.9	2.6	8
Endho	20	8.2	0.19	19	5.0	2.8	0.24	0.42	1.4	0.6	6
Teocalco	20	7.2	0.36	44	3.8	3.5	0.65	0.55	2.9	3.7	10
Tlahuelilpan	12	8.3	0.25	34	1.8	2.5	0.28	0.58	1.2	1.6	7

CE : conductividad eléctrica; MO: materia orgánica

Al comparar las concentraciones de metales en tejido de pasto y brócoli (Cuadro 13), en esta última especie se observan diferencias significativas para Cu y Ni, aunque, la respuesta fue contraria a lo que se esperaba, en los tratamientos T<sub>1</sub> y T<sub>2</sub> aumentó la

concentración de Cu y Ni, y descendió en los tratamientos T<sub>3</sub> y T<sub>4</sub>. Es decir, la aplicación sola de fósforo solubilizó marcadamente el Cu y Ni, mientras que este efecto no fue tan notable con la combinación de fósforo y azufre para los mismos metales en ese cultivo. Por otra parte, la concentración de Cr y Pb en brócoli disminuyó conforme aumentó la dosis de fósforo, aunque este efecto no fue significativo; sin embargo, cuando se asoció el azufre al fósforo tal efecto no fue muy marcado, incluso en las altas dosis de azufre más fósforo. En Cd el efecto fue inconsistente.

Cuadro 13. Concentración de metales en follaje de *Lolium perenne* y *Brassica oleracea* var. *italica*.

Tratam.	Pb		Cd		Cr		Cu		Zn		Ni	
	P	B	P	B	P	B	P	B	P	B	P	B
	----- mg kg <sup>-1</sup> MS -----											
T <sub>0</sub>	27.0a	31.4	4.3ba	4.0b	2.8	6.9	62.7	5.4b	49.8b	40.3	18.8	6.3b
T <sub>1</sub>	8.6c	23.0	2.2b	6.5ba	3.8	3.2	19.8	64.5a	99.0a	105.0	16.8	23.0a
T <sub>2</sub>	17.5b	19.2	5.0a	5.9ba	2.5	3.1	23.7	61.8a	61.7ba	69.0	20.8	15.1ba
T <sub>3</sub>	14.7bc	24.8	3.6ba	7.7a	1.7	1.3	25.4	8.9b	37.1b	103.0	18.1	10.9ba
T <sub>4</sub>	20.3ba	25.1	5.5a	6.4ba	2.2	3.7	55.5	10.6b	37.3b	101.2	22.5	6.9b

T<sub>0</sub>: Testigo; T<sub>1</sub>: 500 mg P kg<sup>-1</sup>; T<sub>2</sub>: 1000 P mg kg<sup>-1</sup>; T<sub>3</sub>: 500 mg P kg<sup>-1</sup> + 1000 mg S kg<sup>-1</sup>; P: pasto; B: brócoli; T<sub>4</sub>: 1000 mg P kg<sup>-1</sup> + 1000 mg S kg<sup>-1</sup> (medias con la misma letra no son significativamente diferentes)

## 6.2.2 Segundo ensayo experimental

### 6.2.2.1 Plomo

Los tratamientos que presentan diferencia significativa de plomo, con respecto del testigo son: T<sub>11</sub>, T<sub>12</sub>, T<sub>7</sub> y T<sub>8</sub> que corresponden a la aplicación de superfosfato triple y H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> + KOH, ambas dosis de fósforo 0.5% y 1.0%. Los resultados se indican en el Cuadro 14 (promedios). Sin embargo, en el suelo S<sub>1</sub> se registran los valores más altos con estos tratamientos, comparados con los demás suelos y presenta diferencia significativa con el suelo S<sub>3</sub>. Esta respuesta diferente en el suelo S<sub>1</sub> pudiera deberse a que al aplicar estos tratamientos el pH disminuyó de 6.7 a 5.6, 5.0, 5.8 y 5.3 de acuerdo con los tratamientos T<sub>11</sub>, T<sub>12</sub>, T<sub>7</sub> y T<sub>8</sub>, sin efecto alguno por la aplicación de fósforo. En los suelos S<sub>3</sub> y S<sub>2</sub> el pH del tratamiento T<sub>11</sub> varió de 8.3 y 7.4 a 7.1 y 6.0, y en el T<sub>8</sub> varió hasta 7.0 y 5.6 respectivamente (Anexo 3), en donde si se observa el efecto de la aplicación del fósforo con

esos valores de pH. Es decir, es muy notoria la influencia del pH en el efecto producido al aplicar fósforo. No hay que olvidar que la aplicación de KOH fue con el propósito de contrarrestar el efecto ácido del  $H_3PO_4$ ; el potasio, al ser un ión metálico alcalino (macronutriente), por su tamaño y baja carga precipita con mucha dificultad y podrá competir por los sitios de intercambio catiónico, y dejar menos sitios a otros compuestos (con iones metálicos de transición) intercambiables, obligándolos a formar compuestos no intercambiables, por ser más susceptibles de formar precipitados, por ejemplo con el fósforo o bien al lixiviarse a otro horizonte del suelo.

Cabe mencionar que en el suelo  $S_1$  la menor concentración de plomo se observó en el tratamiento  $T_9$ , con pH de 6.6, que corresponde a la aplicación de  $P + Ca(OH)_2$  (se aplicó el hidróxido de calcio para obtener un pH cercano al neutro en todos los suelos, ya que la aplicación de fósforo ( $H_3PO_4$ ) disminuyó el pH en todos los casos); la concentración de Pb bajó de 17.7 a 7.0  $mg\ kg^{-1}$ , mientras que en los suelos con pH inicial  $> 8.0$  (en los cuales se observaron fragmentos de  $CaCO_3$ ), al aplicar  $P + Ca(OH)_2$  Anexo2, aumentó la concentración de Pb en tejido vegetal de 14.7 a 24.8  $mg\ kg^{-1}$  y de 22.1 a 23  $mg\ kg^{-1}$  en los suelos  $S_3$  y  $S_5$ , respectivamente Cuadro 14, este comportamiento, posiblemente es debido a la fijación del fósforo por el calcio. Es decir, el calcio presente en forma de  $CaCO_3$  se solubilizó al aplicar el  $H_3PO_4$ , permitiendo la formación de calcio soluble o intercambiable y reaccionando posteriormente con el fósforo.

Según Olsen (1975), esta fijación es causada por la reacción de los fosfatos solubles con el  $CaCO_3$  y con el calcio soluble o intercambiable, produciéndose fosfatos de calcio insolubles y fosfatos adsorbidos no disponibles. De esta manera se supone que, al fijarse el fósforo por el calcio disminuye la concentración de fosfatos solubles impidiendo la formación de compuestos metálico - fosfatados de baja solubilidad. Este comportamiento también se observó en los tratamientos  $T_5$  y  $T_6$ , no así en el suelo  $S_1$ , que tuvo menor concentración de  $CaCO_3$  (no se determinó la concentración de  $CaCO_3$ , pero por el pH del suelo se considera que es baja) y al aumentar el pH (cercano al neutro) se tienen las

Cuadro 14. Concentración de metales en tejido vegetal de *Lolium perenne*, de acuerdo con el tratamiento con fósforo.

Metal	Tra/Suelo	S <sub>1</sub>	S <sub>2</sub>	S <sub>3</sub>	S <sub>4</sub>	S <sub>5</sub>	Promedio †	Desv. est	Var.	
		mg kg <sup>-1</sup> MS								
Pb	T <sub>0</sub>	17.7	18.6	14.7	16.1	22.1	17.8a	2.8	7.9	
	T <sub>5</sub>	12.0	14.2	18.4	16.0	22.8	16.7a	4.2	17.2	
	T <sub>6</sub>	23.0	18.8	19.8	27.0	17.6	21.2a	3.8	14.4	
	T <sub>7</sub>	22.4	10.9	5.6	13.0	10.2	12.4b	6.2	38.4	
	T <sub>8</sub>	14.7	3.0	5.3	6.4	10.0	7.9b	4.6	20.8	
	T <sub>9</sub>	7.0	10.0	24.8	16.0	23.0	16.2a	7.8	60.8	
	T <sub>10</sub>	10.2	10.2	24.0	24.0	8.2	15.3a	8.0	63.5	
	T <sub>11</sub>	16.0	9.8	2.2	3.4	7.4	7.8b	5.5	30.5	
	T <sub>12</sub>	14.0	11.2	5.4	9.4	1.2	8.2b	5.0	25.3	
	Cd	T <sub>0</sub>	3.9	4.3	3.7	3.8	3.8	3.9a	0.2	0.0
		T <sub>5</sub>	2.4	5.9	5.5	4.0	3.6	4.3a	1.4	2.1
		T <sub>6</sub>	2.3	4.0	4.9	3.1	3.3	3.5a	1.0	0.9
T <sub>7</sub>		4.8	5.5	2.4	2.5	4.1	3.9a	1.4	1.9	
T <sub>8</sub>		3.7	3.9	1.8	3.0	3.2	3.1a	0.8	0.6	
T <sub>9</sub>		5.0	3.6	4.1	3.0	6.5	4.5a	1.4	1.9	
T <sub>10</sub>		3.6	3.9	1.8	3.5	3.2	3.2a	0.8	0.7	
T <sub>11</sub>		4.5	4.1	5.6	3.3	3.3	4.2a	1.0	0.9	
T <sub>12</sub>		2.4	3.7	4.7	4.6	3.0	3.7a	1.0	1.0	
Cu		T <sub>0</sub>	15.3	18.2	10.3	17.3	14.1	15.0cd	3.1	9.7
		T <sub>5</sub>	17.1	13.6	6.2	11.9	13.3	12.4d	4.0	15.8
		T <sub>6</sub>	17.7	15.8	7.6	16.4	15.0	14.5cd	4.0	16.0
	T <sub>7</sub>	17.9	21.6	11.4	20.7	14.6	17.2bc	4.3	18.1	
	T <sub>8</sub>	28.5	22.6	14.6	22.4	17.7	21.2a	5.3	28.0	
	T <sub>9</sub>	21.4	17.5	9.2	18.0	11.5	15.5cd	5.0	25.2	
	T <sub>10</sub>	23.6	18.8	14.0	16.0	14.2	17.3bc	4.0	16.1	
	T <sub>11</sub>	20.5	19.1	12.5	16.5	8.2	15.3cd	5.0	25.4	
	T <sub>12</sub>	25.1	23.8	12.9	16.9	19.1	19.6ab	5.0	25.1	
	Zn	T <sub>0</sub>	135.8	124.9	47.9	78.9	84.1	94.3a	35.9	1289
		T <sub>5</sub>	93.5	58.8	30.6	59.9	46.1	57.8cd	23.2	540
		T <sub>6</sub>	112.1	68.9	42.5	85.8	53.6	72.6b	27.4	753
T <sub>7</sub>		101.1	85.9	22.1	70.5	36.5	63.2bc	33.2	1101	
T <sub>8</sub>		124.3	58.4	29.6	66.5	41.1	64.0bc	36.7	1344	
T <sub>9</sub>		71.6	35.0	25.3	42.8	34.2	41.8d	17.8	316	
T <sub>10</sub>		88.3	30.7	31.8	47.1	28.7	45.3d	25.1	630	
T <sub>11</sub>		124.8	73.4	67.9	56.3	32.7	71.0bc	33.9	1147	
T <sub>12</sub>		114.0	93.7	57.5	79.7	59.9	81.0ab	23.7	562	

S<sub>1</sub>: Suelo Atitalaquia (Lagunillas); S<sub>2</sub>: Suelo Mixquiahuala (Tepatepec); S<sub>3</sub>: Suelo Endho (Progreso); S<sub>4</sub>: Suelo Teocalco (Tepatepec); S<sub>5</sub>: Suelo Tlahuelilpan (Progreso). T<sub>0</sub>: Testigo; T<sub>5</sub>: 0.5% P; T<sub>6</sub>: 1.0% P; T<sub>7</sub>: 0.5% P + KOH; T<sub>8</sub>: 1.0% P + KOH; T<sub>9</sub>: 0.5% P + Ca(OH)<sub>2</sub>; T<sub>10</sub>: 1.0% P + Ca(OH)<sub>2</sub>; T<sub>11</sub>: 0.5% P (SFT); T<sub>12</sub>: 1.0% P (SFT). En los tratamientos T<sub>5</sub> a T<sub>10</sub>, el fósforo se adicionó en forma de H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> y, en T<sub>11</sub> y T<sub>12</sub>, como super fosfato triple (SFT). † Promedios con la misma letra no presentan diferencia significativa (Tukey,  $\alpha = 0.05$ ).

Cuadro 14. Concentración de metales en tejido vegetal de *Lolium perenne*, de acuerdo con el tratamiento con fósforo (continuación).

Metal	Trat/Suelo	S <sub>1</sub>	S <sub>2</sub>	S <sub>3</sub>	S <sub>4</sub>	S <sub>5</sub>	Promedio †	Desv. est	Var.	
		----- mg kg <sup>-1</sup> MS -----								
Ni	T <sub>0</sub>	17.3	19.0	17.5	18.5	16.8	17.8d	0.9	0.8	
	T <sub>5</sub>	40.6	37.6	9.2	36.2	28.4	30.4c	12.7	160.7	
	T <sub>6</sub>	59.8	35.8	16.8	49.4	40.4	40.4b	16.1	258.9	
	T <sub>7</sub>	37.2	37.4	10.2	35.0	17.6	27.5c	12.7	161.4	
	T <sub>8</sub>	64.1	35.0	9.5	45.8	29.0	36.7bc	20.2	408.4	
	T <sub>9</sub>	30.4	21.2	17.6	34.8	18.8	24.6d	7.6	58.0	
	T <sub>10</sub>	36.4	27.6	19.8	37.4	27.0	29.6c	7.3	53.5	
	T <sub>11</sub>	58.6	45.4	24.8	39.0	24.8	38.5b	14.4	206.8	
	T <sub>12</sub>	72.6	55.0	27.8	62.2	41.2	51.8a	17.6	309.9	
	Peso seco	T <sub>0</sub>	4.8	4.2	3.6	3.6	2.7	3.8b	0.8	0.7
		T <sub>5</sub>	5.1	5.6	4.4	5.5	5.4	5.2a	0.5	0.2
		T <sub>6</sub>	3.9	4.5	6.8	3.1	5.1	4.7ab	1.4	2.0
T <sub>7</sub>		5.1	4.8	3.7	3.7	4.1	4.3ab	0.6	0.4	
T <sub>8</sub>		2.9	3.3	5.6	3.2	4.8	3.9ab	1.2	1.4	
T <sub>9</sub>		5.0	5.0	3.8	4.4	4.3	4.5ab	0.5	0.3	
T <sub>10</sub>		4.9	4.5	4.8	4.4	5.3	4.8ab	0.4	0.1	
T <sub>11</sub>		5.4	1.2	4.8	5.0	5.0	4.3ab	1.7	3.0	
T <sub>12</sub>		4.4	4.2	5.0	5.3	6.0	5.0ab	0.7	0.5	

S<sub>1</sub>: Suelo Atitalaquía (Lagunillas); S<sub>2</sub>: Suelo Mixquiahuala (Tepatepec); S<sub>3</sub>: Suelo Endho (Progreso); S<sub>4</sub>: Suelo Teocalco (Tepatepec); S<sub>5</sub>: Suelo Tlahuelilpan (Progreso); MS: materia seca

T<sub>0</sub>: Testigo; T<sub>5</sub>: 0.5% P; T<sub>6</sub>: 1.0% P; T<sub>7</sub>: 0.5% P + KOH; T<sub>8</sub>: 1.0% P + KOH;

T<sub>9</sub>: 0.5% P + Ca(OH)<sub>2</sub>; T<sub>10</sub>: 1.0% P + Ca(OH)<sub>2</sub>; T<sub>11</sub>: 0.5% P (SFT); T<sub>12</sub>: 1.0% P (SFT).

En los tratamientos T<sub>5</sub> a T<sub>10</sub> el fósforo se adicionó en forma de H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> y en T<sub>11</sub> y T<sub>12</sub> como super fosfato triple (SFT). † Promedios con la misma letra no presentan diferencia significativa (Tukey,  $\alpha = 0.05$ ).

condiciones apropiadas para la formación de compuestos metálico - fosfatados de baja solubilidad.

En resumen, la aplicación de fósforo al suelo permite la formación de compuestos de fosfatos de calcio y cuando éstos se encuentran en equilibrio, se forman los fosfatos de plomo, hasta alcanzar también el equilibrio, siempre que se tengan condiciones de pH cercanas al neutro, pues a pH ácido los compuestos metálicos tienden a solubilizarse y ser asimilados por las plantas. Es necesaria la realización de otros estudios similares para corroborar este planteamiento, utilizando una mayor dosis de KOH en lugar de Ca(OH)<sub>2</sub>, para elevar el pH debido a que el K<sup>+</sup> no compite con el Pb<sup>2+</sup> en la formación de compuestos fosfatados y el Ca<sup>2+</sup> si.

Además, es necesario cuantificar la concentración de calcio soluble e intercambiable presente en el suelo antes de aplicar el tratamiento, para efectuar un balance entre el fósforo el cual será fijado por éste y conocer la cantidad de fósforo libre que será fijada por los iones metálicos pesados así como también tener fosfatos disponibles para las plantas. También al adicionar fósforo a los suelos calcáreos se puede evitar la lixiviación de  $\text{Ca}^{2+}$  y la disminución del pH para tener un sistema más estable.

#### 6.2.2.2 Cadmio

Al aplicar los diferentes tratamientos a los cinco suelos en estudio no se observó diferencia significativa en las concentraciones de Cd en tejido vegetal. El valor (promedio) más bajo se obtuvo con el tratamiento  $T_8$  ( $3.1 \text{ mg kg}^{-1}$ ); además, en cada suelo la concentración más baja se observó en diferentes tratamientos. Esta respuesta se puede justificar porque en todos los suelos, al aplicar el tratamiento, el pH disminuyó hasta 6.2 en promedio (Anexo 3), por la concentración tan elevada de fósforo, 5000 y 10 000  $\text{mg kg}^{-1}$ , aplicada en forma de  $\text{H}_3\text{PO}_4$ . Según King (1988); Mahler (1988); Kuo *et al.* (1985) y Christensen (1984), citados por He y Sing (1994), indican que uno de los factores más importantes que regulan la extractabilidad de cadmio en el suelo es el pH. En general, al incrementar el pH se incrementa la adsorción de cadmio al suelo y así se reduce su extracción; además, el efecto es más pronunciado en suelos arcillosos que en suelos arenosos, debido a su mayor superficie de adsorción. Al aumentar el pH se incrementa la deprotonación de los grupos hidroxilo y carbonilo, así como la densidad de carga negativa sobre los coloides del suelo, aumentando la adsorción de Cd y reduciendo su extractabilidad.

La aplicación de superfosfato triple, el cual generalmente contiene cadmio fácilmente asimilable por las plantas, puede ser una de las causas por las cuales no hubo respuesta en los tratamientos  $T_{11}$  y  $T_{12}$ , también debe considerarse la reducción del pH. He y Sing (1993), señalan que la aplicación de fertilizantes que contienen Cd incrementa su concentración en rye grass (*Lolium perenne*), zanahoria, espinaca y avena, principalmente cuando los

fertilizantes tienen alto contenido de Cd, y que aplicaciones a largo plazo incrementan el Cd extractable en el suelo.

### 6.2.2.3 Cobre

El cobre forma parte de los microelementos necesarios para las plantas. En la solución del suelo se encuentran cantidades muy pequeñas de microelementos catiónicos (Fe, Zn, Mn y Cu) y constituyen una fracción asimilable por la planta. Sin embargo, los micro-elementos son retenidos más energéticamente y son menos asimilables que el potasio. Según Jones (1972), en general, para los microelementos se distinguen tres tipos de contenidos: deficiente, medio a normal y muy elevado a excesivo (o tóxico). Para el caso del cobre, éstos son: deficiente  $< 4 \text{ mg kg}^{-1}$ , medio a normal de 5 a  $20 \text{ mg kg}^{-1}$  y muy elevado a excesivo  $> 20 \text{ mg kg}^{-1}$  en materia seca (MS) de hojas adultas. En función de estos valores, las concentraciones encontradas en los tratamientos  $T_8$  y  $T_{12}$  están en el límite superior de lo normal y comienzan a estar en exceso.

Los promedios más bajos se obtuvieron en los tratamiento  $T_5$  y  $T_6$  con promedios de 12.4 y  $14.5 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente, los cuales no presentan diferencia significativa con el testigo ( $15.0 \text{ mg kg}^{-1}$  MS), pero si con los tratamientos  $T_8$  y  $T_{12}$  ( $21.2$  y  $19.6 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente, Cuadro 14) por lo que cualquiera de estos tratamientos no afectaría la disponibilidad del cobre para la planta. Lo anterior, es importante debido a que, al inmovilizar algunos metales como Pb, Cd y Ni se corre el riesgo de inmovilizar micro-nutrientes (Cu, Zn), esenciales para el desarrollo de las especies vegetales. Sin embargo, no es conveniente rebasar los límites normales de estos elementos esenciales y convertirlos en tóxicos, ya que sería necesario controlar el exceso inmovilizando a estos metales.

El contenido total de Cu en los suelos en estudio varía de 6.2 a  $52.0 \text{ mg Cu kg}^{-1}$  suelo y el Cu extractable varía de 0.6 a  $11.4 \text{ mg kg}^{-1}$  Cuadro 7. Trocmé (1977) encontró que, en suelos de EUA, el cobre varía de 3 a  $100 \text{ mg kg}^{-1}$ , según el tipo de suelo, siendo mayor en los suelos que han recibido numerosos tratamientos anticriptogámicos a base de Cu. Los suelos

con un contenido medio normalmente tienen como mínimo  $20 \text{ mg kg}^{-1}$  de Cu total (Coppener, 1968). El valor del Cu total es una forma muy general e imperfecta de su asimilabilidad para las plantas. De acuerdo con esta información, el cobre total presente en los suelos del lugar de estudio es variable, dependiendo del tipo de suelo y del tiempo de riego con aguas residuales sin tratar; las concentraciones más elevadas se presentan en los suelos con mayor tiempo de riego y su concentración está dentro de un contenido normal. Al igual que los demás metales en estudio, el cobre se encontraría en exceso (con toxicidad), cuando el pH del suelo es ácido o muy ácido. Por ejemplo en el suelo  $S_1$  al aplicar el tratamiento  $T_8$  ( $P + KOH$ ) y con pH 5 (Anexo 1) la concentración de Cu es  $28.5 \text{ mg kg}^{-1}$ , éste valor rebasa el límite normal y en los demás suelos con este mismo tratamiento se tienen los valores más altos y también en algunos casos rebasan la concentración normal.

Mientras que la solución del suelo se mantiene aireado (oxidante) y a  $\text{pH} < 7$  (ligeramente ácido), el  $\text{Cu}^{2+}$  no se precipita, estando en equilibrio con los aniones presentes normalmente en estado soluble. Sin embargo, cuando el pH alcanza o sobrepasa 7.0 se producen precipitados que varían en función de los aniones presentes en el suelo, en particular  $\text{CO}_3^{2-}$ . En los suelos  $S_3$  y  $S_5$  que tienen fragmentos de  $\text{Ca}^{2+}$ , después de aplicar los tratamientos, el pH es cercano al neutro (Anexo 3) observando los valores más bajos (Cuadro 14), principalmente en  $S_3$ .

Según Doménech (1997), la disponibilidad de Cu depende en gran medida de los factores que influyen en su fijación sobre el complejo arcillo-húmico del suelo. La movilidad del Cu es muy limitada a causa de su elevada adsorción. Probablemente de los seis microelementos, el Cu es el que es adsorbido con mayor fuerza por la superficie de cambio del suelo; esta característica explica su tendencia a formar enlaces altamente covalentes. La capacidad de adsorción de los diferentes minerales arcillosos aumenta en el orden normal, de la caolinita a la illita y montmorillonita. El hidróxido de hierro también es un adsorbente eficaz de Cu (McBride y Blasiak, 1979). La adsorción de cobre por las arcillas aumenta



considerablemente con el pH (Muller, 1960). El Cu también es fijado muy fuertemente por la materia orgánica del suelo. Por lo tanto, los complejos orgánicos de Cu juegan un papel importante en la movilidad y en la asimilabilidad del Cu en el suelo. La gran tendencia del Cu a formar complejos con la materia orgánica del suelo es un factor importante que explica el hecho de que las deficiencias de Cu sean menos frecuentes que las de Zn en suelos con pH alto, aun cuando estos dos microelementos catiónicos tienen solubilidades bajas a pH elevado.

La influencia del pH es en efecto muy importante para la asimilabilidad del cobre. El  $H^+$  es el más eficaz para favorecer el cambio de  $Cu^{2+}$  a  $CuOH^+$ . A elevado pH se reduce la asimilabilidad del cobre, generalmente por el encalado; las carencias de Cu se observan más a menudo en los suelos calizos.

Según Lindsay (1972), el contenido de Cu en la solución del suelo disminuye al incrementarse el pH, debido a una mayor absorción de Cu. El conocimiento de las relaciones de equilibrio con la solución del suelo permite prever la relación de solubilidad del microelemento en el suelo. La concentración de Cu en la solución del suelo depende de la adsorción de este elemento por las partículas del suelo y está más controlada por la adsorción de los hidróxidos y la materia orgánica que por la de los minerales arcillosos (McLaren *et al.*, 1981). Por debajo de pH 7.3 predomina el  $Cu^{2+}$ , mientras que por encima de dicho pH es más abundante el  $Cu(OH)^+$ .

#### 6.2.2.4 Zinc

Para el zinc, los tratamientos  $T_9$  y  $T_{10}$  (0.5 y 1.0 % P +  $Ca(OH)_2$  respectivamente) presentaron los promedios más bajos 41.8 y 45.3 mg  $kg^{-1}$  diferentes significativamente del testigo, cuyo contenido es 94.3 mg  $kg^{-1}$ , también los tratamientos  $T_{12}$ ,  $T_6$  y  $T_{11}$ , son diferentes con  $T_9$  y  $T_{10}$ , con promedio respectivo de: 81.0, 72.6 y 71.0 mg  $kg^{-1}$ ; sin embargo, estas diferencias no son muy marcadas en el suelo  $S_1$  debido a que el pH disminuyó a 4.8 al adicionar el  $H_3PO_4$  con la dosis más alta de fósforo (Anexo 3 y Cuadro 13). Pero, el

encalado del suelo  $S_1$  (tratamientos  $T_9$  y  $T_{10}$ ) disminuyó la concentración de Zn. También disminuyó el pH de los otros suelos, pero por tener un pH original  $> 7.3$  no disminuyó drásticamente y, por consiguiente, la concentración de Zn se mantuvo en valores  $< 50 \text{ mg kg}^{-1}$  suelo en los tratamientos donde se aplicó  $\text{H}_3\text{PO}_4$ . Lo cual corrobora lo mencionado por Udo *et al.* (1970), en el sentido de que los suelos calizos o los que han sido fuertemente encalados, están más sujetos a la deficiencia de Zn, debido a la baja solubilidad de los complejos de Zn en presencia de carbonatos. Lucas y Knezek (1972) indican que el contenido de Zn soluble en la solución del suelo disminuye con la elevación del pH. En caso de suelos orgánicos, la deficiencia de Zn puede acentuarse por aplicaciones recientes de cal, aun a valores de  $\text{pH} < 6$ .

Otro factor que también influye en la asimilabilidad del zinc es el contenido de agentes quelantes los suelos, ya sean exudados por las raíces de las plantas o procedentes de la descomposición de la materia orgánica (Lindsay, 1974). Bar-Yossef *et al.* (1980) indican que la excreción de  $\text{H}^+$  y la disminución del pH alrededor de la raíz estimula más la absorción de Zn que la excreción de los agentes quelantes.

La posible influencia del fósforo en la inmovilización del Zn fue cuestionada por Olsen (1972), quien señala una interacción de P x Zn en el transporte y el movimiento del Zn. En ésta, el ritmo de transporte de Zn es más lento de las raíces a los órganos aéreos y no es la formación de fosfatos lo que afecta la cantidad de Zn extraíble del suelo (Brown *et al.*, 1970, citado por Olsen, 1972); finalmente concluyó que las interacciones P/Zn en las plantas se traducen por un desequilibrio P/Zn y que los contenidos exagerados de P interfieren con las funciones metabólicas del Zn. Los efectos fisiológicos en las plantas de la interacción Zn/P son más importantes que las relaciones P/Zn en el suelo. En los suelos ricos en fósforo siempre es posible defenderse contra la deficiencia de Zn mediante aplicaciones de Zn más abundantes o menos espaciadas en el tiempo.

En los suelos de estudio del Distrito de Riego 003 de Tula, Hgo., por tener un alto contenido de Zn total ( $439 \text{ mg kg}^{-1}$  suelo), no se corre el riesgo de alguna posible deficiencia de este metal al aplicar fuertes cantidades de fósforo; sin embargo, no se debe perder de vista la posible saturación de los sitios de intercambio y sitios para formar compuestos metálicos (de elementos no esenciales a los seres vivos) de baja solubilidad en el suelo, por la entrada de zinc al sistema suelo a través del agua de riego.

#### **6.2.2.5 Níquel**

En el cuadro 14 se muestran los resultados para níquel. El tratamiento  $T_9$  con promedio de  $24.6 \text{ mg kg}^{-1}$  es el más bajo; sin embargo, no hubo diferencia significativa con el testigo ( $17.8 \text{ Mg Kg}^{-1}$ ), aunque si la hay en relación con los otros tratamientos  $T_7 < T_{10} < T_5 < T_8$  (no hay diferencia entre ellos); después  $T_8 < T_{11} < T_6$  (sin diferencia significativa entre ellos) y finalmente el  $T_{12}$  que tiene el valor más alto ( $51.8 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Estos resultados confirman lo que señala Burridge, que al incrementar el pH del suelo de 4.5 a 6.5 disminuye el contenido de Ni en granos de avena por un factor casi de 8.0. También Tiffin indica que el Ni está ligado a complejos orgánicos aniónicos en exudados de xilema. Aunque el transporte y almacenamiento de Ni parece estar controlado metabólicamente, éste metal es móvil en plantas y es fácil de ser acumulado en hojas y semillas. El tipo de planta y factores edafológicos afectan la asimilación de Ni por las plantas, pero el factor más pronunciado es la influencia del pH.

### **6.3 Concentración de metales en tejido vegetal en función del suelo**

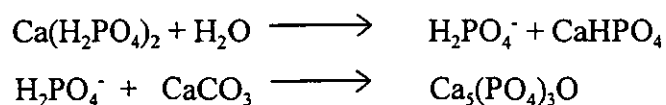
En los Cuadros 15a-e se observan los valores máximos y mínimos por metal, tratamiento y suelo. Con estos resultados se describe la mejor alternativa para cada serie de suelo; es decir, dependiendo de sus características físicas, químicas y “biológicas”, se obtuvieron diferentes comportamientos de cada uno de ellos para un mismo tratamiento, lo cual se vio reflejado en la concentración de metales en tejido vegetal. Desde luego no se esperaba una misma respuesta para todos los suelos debido a que cada uno tiene diferente capacidad de

adsorción e intercambio catiónico, así como diferentes características relacionadas con la formación de compuestos metálico-fosfatados poco solubles.

Cabe señalar que los resultados de metales en tejido vegetal no tienen un sustento estadístico debido a que no se consideró el suficiente número de muestras para realizar este análisis. Los siguientes comentarios se hacen en función de los valores máximos y mínimos encontrados.

En el suelo S<sub>1</sub>, serie Lagunillas con pH de 6.7, 4.9% de MO y textura arcillosa (46.36% arcilla, 32.0% arena y 21.6% limo), se obtuvo una mejor respuesta para Pb y Zn cuando se adicionó 0.5% P + Ca(OH)<sub>2</sub> con pH 6.6; después de aplicar el tratamiento T<sub>9</sub> (Cuadro 15a), se observa una disminución en la concentraciones de estos metales de 17.7 a 7.0 y de 135.8 a 71.6 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente. Por otra parte, aumentó el Cd de 4.0 a 5.0, el Cu de 15.3 a 21.4 y el Ni 17.3 a 30.4 mg kg<sup>-1</sup>. Por esta razón, este tratamiento es efectivo para los metales Pb y Zn no así para los demás metales.

El comportamiento del Pb con este mismo tratamiento (T<sub>9</sub>) fue contrario en el suelo S<sub>3</sub> con pH 7.2 (Cuadro 15b), sin aplicación de hidróxido de calcio. La concentración de este metal aumentó posiblemente por la alta concentración de calcio que favoreció las reacciones del calcio con el fósforo, fijando a este último e impidiendo la formación de compuestos metálico-fosfatados; según Fundora *et al.* (1979), los fosfatos pueden incluso llegar a ocluirse en el carbonato de calcio presente. De acuerdo con Thomas y Pecslee (1973), si se añade superfosfato concentrado a un suelo calcáreo tendrán lugar las siguientes reacciones:



Estos compuestos finales son de baja solubilidad.

Cuadro 15a. Concentración de metales en tejido vegetal, de acuerdo con los tratamientos aplicados al suelo de Atitalaquia.

Metal	P	P	P+KOH	P+Ca(OH) <sub>2</sub>	SFT	Valor Máx.	Valor Mín.	Promedio	Desv. est.
	%	-----mg kg <sup>-1</sup> -----							
Pb	0.0	18.1	21.1	15.0	16.7	21.1	15.0	17.7	2.2
	0.5	12.0	22.4	7.0	16.0	22.4	7.0	14.4	6.5
	1.0	23.0	14.7	10.2	14.0	23.0	10.2	15.5	5.4
Cd	0.0	3.6	4.4	4.1	3.8	4.4	3.6	4.0	0.3
	0.5	2.4	4.8	5.0	4.5	5.0	2.4	4.2	1.2
	1.0	2.3	3.7	3.6	2.4	3.7	2.3	3.0	0.7
Cu	0.0	15.9	13.8	13.2	18.3	18.3	13.2	15.3	2.0
	0.5	17.1	17.9	21.4	20.5	21.4	17.1	19.2	2.1
	1.0	17.7	28.5	23.6	25.1	28.5	17.7	23.7	4.5
Zn	0.0	137.0	159.2	121.2	125.6	159.2	121.2	135.8	14.7
	0.5	93.5	101.1	71.6	124.8	124.8	71.6	97.7	21.9
	1.0	112.1	124.3	88.3	114.0	124.3	88.3	109.7	15.2
Ni	0.0	22.6	5.9	15.8	14.8	22.6	14.8	17.3	3.1
	0.5	40.6	37.2	30.4	58.6	58.6	30.4	41.7	12.0
	1.0	59.8	64.1	36.4	72.6	72.6	36.4	58.2	15.5
Peso seco	0.0	4.8	5.3	5.0	4.3	5.3	4.3	4.8	0.3
	0.5	5.1	5.1	5.0	5.4	5.4	5.0	5.1	0.2
	1.0	3.9	2.9	4.9	4.4	4.9	2.9	4.0	0.9

T<sub>0</sub>: Testigo; T<sub>3</sub>: 0.5% P; T<sub>6</sub>: 1.0% P; T<sub>7</sub>: 0.5% P + KOH; T<sub>8</sub>: 1.0% P + KOH;

T<sub>9</sub>: 0.5% P + Ca(OH)<sub>2</sub>; T<sub>10</sub>: 1.0% P + Ca(OH)<sub>2</sub>; T<sub>11</sub>: 0.5% P (SFT); T<sub>12</sub>: 1.0% P (SFT).

En los tratamientos T<sub>5</sub> a T<sub>10</sub>, el fósforo se adicionó en forma de H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>. SFT: superfosfato triple.

También en los suelos neutros o alcalinos, la mayor parte del fósforo se encuentra asociado con el Ca<sup>2+</sup>, principalmente con los siguientes compuestos: fosfato monocálcico, Ca(H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>; fosfato dicálcico, CaHPO<sub>4</sub>; fosfato tricálcico, Ca<sub>3</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>; fosfato octacálcico, Ca<sub>8</sub>H<sub>2</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>·OH; hidroxapatita, Ca<sub>10</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>6</sub>F<sub>2</sub>; cloroapatita, Ca<sub>10</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>6</sub>Cl<sub>2</sub>; y el fosfato adsorbido sobre CaCO<sub>3</sub>. En este tipo de suelos, al agregar un fertilizante como el fosfato monocálcico éste reacciona inmediatamente y se transforma en formas más cálcicas y por tanto menos solubles. Primero pasa a fosfato dicálcico, el cual con el tiempo pasa a octacálcico y este a apatita; si hay carbonato de calcio presente, se une a éste superficialmente, reaccionando con él de forma química a medida que transcurre el tiempo.

El suelo S<sub>3</sub> tiene un menor porcentaje de arcilla (18.7%), en comparación con el S<sub>1</sub> (46%), y su contenido de materia orgánica es similar, 5%; por lo que se puede considerar que tiene pocos sitios de intercambio catiónico generados por las arcillas, las cuales favorecen una

Cuadro 15b. Concentración de metales en tejido vegetal, de acuerdo con los tratamientos aplicados al suelo de Endho.

Metal	P	P	P+KOH	P+Ca(OH) <sub>2</sub>	SFT	Valor Máx.	Valor Mín.	Promedio	Desv. est.
	%	-----mg kg <sup>-1</sup> -----							
Pb	0.0	13.6	12.4	14.4	18.2	20.2	11.6	14.7	2.2
	0.5	18.4	5.6	24.8	2.2	24.8	2.2	12.8	10.6
	1.0	19.8	5.3	24.0	5.4	24.0	5.3	13.6	9.7
Cd	0.0	4.0	2.9	2.9	5.1	5.1	2.9	3.7	0.9
	0.5	5.5	2.4	4.1	5.6	5.6	2.4	4.4	1.5
	1.0	4.9	1.8	1.8	4.7	4.9	1.8	3.3	1.7
Cu	0.0	9.7	12.0	7.8	11.7	12.0	7.8	10.3	1.7
	0.5	6.2	11.4	9.2	12.5	12.5	6.2	9.8	2.8
	1.0	7.6	14.6	14.0	12.9	14.6	7.6	12.3	3.2
Zn	0.0		45.0	39.5	43.3	45.0	39.5	42.6	2.3
	0.5	30.6	22.1	25.3	67.9	67.9	22.1	36.5	21.2
	1.0	42.5	29.6	31.8	57.5	57.5	29.6	40.4	12.7
Ni	0.0	23.2	13.2	19.8	13.8	23.2	13.2	17.5	4.2
	0.5	9.2	10.2	17.6	24.8	24.8	9.2	15.5	7.3
	1.0	16.8	9.5	19.8	27.8	27.8	9.5	18.5	7.6
Peso seco	0.0	4.8	3.8	3.2	2.8	4.8	2.8	3.7	0.8
	0.5	4.4	3.7	3.8	4.8	4.8	3.7	4.2	0.5
	1.0	6.8	5.6	4.8	5.0	6.8	4.8	5.5	0.9

T<sub>0</sub>: Testigo; T<sub>5</sub>: 0.5% P; T<sub>6</sub>: 1.0% P; T<sub>7</sub>: 0.5% P + KOH; T<sub>8</sub>: 1.0% P + KOH;  
T<sub>9</sub>: 0.5% P + Ca(OH)<sub>2</sub>; T<sub>10</sub>: 1.0% P + Ca(OH)<sub>2</sub>; T<sub>11</sub>: 0.5% P (SFT); T<sub>12</sub>: 1.0% P (SFT).  
En los tratamientos T<sub>5</sub> a T<sub>10</sub> el fósforo se adicionó en forma de H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>. SFT: superfosfato triple.

mayor diversidad de reacciones químicas en el sistema y mantienen un equilibrio. Tisdale y Nelson (1982), señalan que el fosfato en los suelos calcáreos también puede ser retenido por arcillas saturadas con Ca<sup>2+</sup> y que la actividad del fósforo en suelos alcalinos o calcáreos es ampliamente gobernado por tres factores: **a)** la actividad del Ca<sup>2+</sup>, **b)** la cantidad y tamaño de las partículas del CaCO<sub>3</sub> libre en el suelo y **c)** la cantidad de arcilla presente.

En el suelo S<sub>1</sub>, la cantidad de Ca(OH)<sub>2</sub> adicionado (1.4 g kg<sup>-1</sup>, Anexo 1) cumplió el propósito de elevar el pH. Sin impedir la formación de compuestos metálico-fosfatados, al suponer que en este suelo por tener un pH 6.7, su contenido de Ca<sup>2+</sup> es menor que en S<sub>3</sub> con pH 8.3 (no se cuantificó la concentración de Ca<sup>2+</sup>), de tal modo que al adicionar H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> al suelo S<sub>3</sub> posiblemente el calcio se disolvieron los fragmentos (2mm de diámetro) de roca dejando libre al Ca<sup>2+</sup> para reaccionar con el fósforo. Para los demás suelos se observa este mismo comportamiento dependiendo de su pH original, el cual determina la abundancia o escasez de calcio presente en estos.

En el suelo S<sub>2</sub> (serie Tepatepec), con pH 7.3, 2.8% M. O. y textura arcillosa (46.36% arcilla, 26% arena y 27.6% limo), la mejor respuesta se obtuvo al aplicar el tratamiento T<sub>9</sub> (0.5% P + 2.0 g Ca(OH)<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup> suelo; Cuadro 15c, Anexos 1 y 2). Al comparar los resultados del testigo con los del T<sub>9</sub>, las concentraciones de los metales en tejido vegetal y pesos seco son las siguientes: Pb, 18.6 y 10.0; Cd, 4.3 y 3.6; Cu, 18.2 y 17.5; Zn, 124.9 y 35.0; Ni, 19.0 y 21.2; peso seco, 4.24 y 4.95g. De acuerdo con estos datos, es evidente el efecto del fósforo para inmovilizar al Pb, Cd y Zn, a pH cercano al neutro (pH: 6.7). El peso seco aumentó ligeramente y no se observa una gran diferencia en Cu y Ni; se podría pensar lo mismo para Cd pero, por ser un metal más tóxico, esta mínima diferencia se puede considerar favorable y no se debe descartar el efecto causado por el calcio ya que los suelos S<sub>2</sub> y S<sub>4</sub> se les adicionó 2.0 mg Ca(OH)<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup>, al tratamiento T<sub>9</sub> y al T<sub>10</sub>, 4.2 y 2.7 mg kg<sup>-1</sup> respectivamente. Como no se tienen las concentraciones de Ca<sup>2+</sup>, no es posible afirmar este efecto, aunque la literatura indica que si lo hay, sobre todo en alusión al pH del suelo.

Cuadro 15c. Concentración de metales en tejido vegetal, de acuerdo con los tratamientos aplicados al suelo de Mixquiahuala.

Metal	P	P	P+KOH	P+ Ca(OH) <sub>2</sub>	SFT	Valor Máx.	Valor Mín.	Promedio	Desv. est.
	%	-----mg kg <sup>-1</sup> -----							
Pb	0.0	16.8	21.8	17.2		21.8	16.8	18.6	2.3
	0.5	14.2	10.9	10.0	9.8	14.2	9.8	11.2	2.0
	1.0	18.8	3.0	10.2	11.2	18.8	3.0	10.8	6.5
Cd	0.0	3.7	3.9	4.6	4.9	4.9	3.7	4.3	0.5
	0.5	5.9	5.5	3.6	4.1	5.9	3.6	4.8	1.1
	1.0	4.0	3.9	3.9	3.7	4.0	3.7	3.9	0.1
Cu	0.0	18.9	18.2	15.1	20.7	20.7	15.1	18.2	2.0
	0.5	13.6	21.6	17.5	19.1	21.6	13.6	17.9	3.3
	1.0	15.8	22.6	18.8	23.8	23.8	15.8	20.3	3.7
Zn	0.0	129.4	134.2	113.6	122.5	134.2	113.6	124.9	14.7
	0.5	58.8	85.9	35.0	73.4	85.9	35.0	63.3	21.9
	1.0	68.9	58.4	30.7	93.7	93.7	30.7	62.9	26.1
Ni	0.0	26.6	15.8	17.0	16.6	26.6	15.8	19.0	4.4
	0.5	37.6	37.4	21.2	45.4	45.4	21.2	35.4	10.2
	1.0	35.8	35.0	27.6	55.0	55.0	27.6	38.4	11.7
Peso seco	0.0	4.2	4.6	4.0	4.2	4.6	4.0	4.3	0.2
	0.5	5.6	4.8	5.0	1.2	5.6	1.2	4.1	2.0
	1.0	4.5	3.3	4.5	4.2	4.5	3.3	4.1	0.6

T<sub>0</sub>: Testigo; T<sub>5</sub>: 0.5% P; T<sub>6</sub>: 1.0% P; T<sub>7</sub>: 0.5% P + KOH; T<sub>8</sub>: 1.0% P + KOH;

T<sub>9</sub>: 0.5% P + Ca(OH)<sub>2</sub>; T<sub>10</sub>: 1.0% P + Ca(OH)<sub>2</sub>; T<sub>11</sub>: 0.5% P (SFT); T<sub>12</sub>: 1.0% P (SFT).

En los tratamientos T<sub>5</sub> a T<sub>10</sub> el fósforo se adicionó en forma de H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>. SFT: superfosfato triple.

El tratamiento T<sub>9</sub> pudiera recomendarse para el suelo S<sub>2</sub> y posiblemente para el S<sub>1</sub>, pero con el inconveniente del aumento del Cd, Cu y Ni, estos dos últimos metales se encontrarían en los niveles normales, mientras que para Cd sería conveniente efectuar más estudios sobre las mejores condiciones para inmovilizarlo.

En el testigo del suelo S<sub>3</sub> (serie Progreso), se observan los resultados más bajos de todos los metales, al comparar estos valores con los testigos de los demás suelos, a su vez en los tratamientos T<sub>7</sub> y T<sub>8</sub> (P + KOH, ambas dosis: 0.5 y 1.0% P) se tienen las menores concentraciones de metales en tejido vegetal comparados con el testigo y son las siguientes, en mg kg<sup>-1</sup>: Pb, 14.7 a 5.6 y 5.3; Cd, 3.7 a 2.4 y 1.8; Cu, 10.3 a 11.4 y 14.6; Zn, 42.6 a 22.1 y 29.7; Ni, 17.5 a 10.2 y 9.5; peso seco, 3.7 a 3.7 y 5.6 g; pH, 8.3 a 7.3 y 7.0 respectivamente (Cuadro 15b y Anexo 3). Siendo el mejor tratamiento T<sub>8</sub> (1.0% P + KOH). Este suelo tiene una alta incidencia de pequeños fragmentos de Ca<sup>2+</sup> de 0.2 mm de diámetro aproximadamente (después de ser tamizado, porque en el terreno los fragmentos son de mayor diámetro), la textura es migajón-arenosa (arcilla: 18.7%, arena: 60.9% y limo: 20.4%) y 5% de M. O. , y se ha estado regando con aguas negras desde hace 20 años. Este comportamiento tan peculiar se pudiera justificar por una posible lixiviación de los metales, o bien que al aplicar el tratamiento hay mejores condiciones para la formación de compuestos metálico - fosfatados de baja solubilidad; además, fue el único suelo que después de aplicarle los diferentes tratamientos el pH fue neutro fluctuando de 6.8 a 7.3 (Anexo2) y fue significativamente diferente ( $\alpha = 0.5$ ) con el S<sub>1</sub> al aplicar cada uno de los tratamientos (Anexo 4) para los metales Cu, Zn, Ni y Cd con el tratamiento P + KOH; además, tiene los valores más bajos en las concentraciones de estos mismos metales en comparación con los demás suelos y el valor del peso seco es el mayor, lo cual indica que tiene una respuesta favorable a la adición de fósforo al disminuir el pH de 8.3 a 7.3.

En el suelo S<sub>5</sub>, que también pertenece a la misma serie progreso con pH de 8.4, 34.4% de arcilla y 1.8% de materia orgánica, la variación en el pH, al aplicar los tratamientos fue de



5.4 a 7.0 (Anexo 3) y la respuesta a los tratamientos T<sub>7</sub> y T<sub>8</sub> (Cuadro 15d), fue similar a la que se obtuvo en S<sub>3</sub>, a excepción del níquel, aumentando su concentración en tejido vegetal.

El pH, concentraciones de metales extractables y totales y tiempo de riego, son parámetros similares en los suelos S<sub>5</sub> y S<sub>3</sub>, pero no así el porcentaje de arcilla, arena y MO, con una diferencia mayor en las dos últimas variables (Cuadro 13). El comportamiento fue parecido al aplicar fósforo mas hidróxido de potasio, fósforo mas hidróxido de calcio y superfosfato triple, con porcentajes de remoción similares; por ejemplo, para los suelos S<sub>3</sub> y S<sub>5</sub>, con el tratamiento T<sub>7</sub>, los porcentajes de Pb fueron: 61.8%, y 53.8 % (Cuadros 15b, 15d y 16a).

Cuadro 15d. Concentración de metales en tejido vegetal, de acuerdo con los tratamientos aplicados al suelo de Tlahuelilpan.

Metal	P	P	P+KOH	P+ Ca(OH) <sub>2</sub>	SFT	Valor Máx.	Valor Mín.	Promedio	Desv. est.
	%	-----mg kg <sup>-1</sup> -----							
Pb	0.0	20.1	15.4	27.4	25.4	27.4	15.4	22.1	4.7
	0.5	22.8	10.2	23.0	7.4	23.0	7.4	15.9	8.2
	1.0	17.6	10.0	8.2	1.2	17.6	1.2	9.3	6.7
Cd	0.0	3.1	2.7	4.5	5.0	5.0	2.7	3.8	0.9
	0.5	3.6	4.1	6.5	3.3	6.5	3.3	4.4	1.5
	1.0	3.3	3.2	3.2	3.0	3.3	3.0	3.2	0.1
Cu	0.0	16.0	13.5	12.9	14.2	16.0	12.9	14.1	1.2
	0.5	13.3	14.6	11.5	8.2	14.6	8.2	11.9	2.8
	1.0	15.0	17.7	14.2	19.1	19.1	14.2	16.5	2.3
Zn	0.0	79.1	75.7	92.5	89.2	92.5	75.7	84.1	6.9
	0.5	46.1	36.5	34.2	32.7	46.1	32.7	37.4	6.0
	1.0	53.6	41.1	28.7	59.9	59.9	28.7	45.8	13.9
Ni	0.0	21.8	12.0	15.0	18.4	21.8	12.0	16.8	3.7
	0.5	28.4	17.6	18.8	24.8	28.4	17.6	22.4	5.1
	1.0	40.4	29.0	27.0	41.2	41.2	27.0	34.4	7.4
Peso seco	0.0	2.3	3.1	2.0	3.3	3.3	2.0	2.7	0.5
	0.5	5.4	4.1	4.3	5.0	5.4	4.1	4.7	0.6
	1.0	5.1	4.8	5.3	6.0	6.0	4.8	5.3	0.5

T<sub>0</sub>: Testigo; T<sub>5</sub>: 0.5% P; T<sub>6</sub>: 1.0% P; T<sub>7</sub>: 0.5% P + KOH; T<sub>8</sub>: 1.0% P + KOH;  
T<sub>9</sub>: 0.5% P + Ca(OH)<sub>2</sub>; T<sub>10</sub>: 1.0% P + Ca(OH)<sub>2</sub>; T<sub>11</sub>: 0.5% P (SFT); T<sub>12</sub>: 1.0% P (SFT).  
En los tratamientos T<sub>5</sub> a T<sub>10</sub> el fósforo se adicionó en forma de H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>. SFT: superfosfato triple.

Cuadro 15e. Concentración de metales en tejido vegetal, de acuerdo con los tratamientos aplicados al suelo de Teocalco.

Metal	P	P	P+KOH	P+ Ca(OH) <sub>2</sub>	SFT	Valor Máx.	Valor Mín.	Promedio	Desv. est.
	%								
Pb	0.0		12.2	17.0	19.2	19.2	12.2	16.1	2.9
	0.5	16.0	13.0	16.0	3.4	16.0	3.4	12.1	6.0
	1.0	27.0	6.4	24.0	9.4	27.0	6.4	16.7	10.3
Cd	0.0	2.6	4.0	4.2	4.2	4.2	2.6	3.8	0.7
	0.5	4.0	2.5	3.0	3.3	4.0	2.5	3.2	0.6
	1.0	3.1	3.0	3.5	4.6	4.6	3.0	3.6	0.7
Cu	0.0	17.4	18.5	16.1	17.0	18.5	16.1	17.3	0.9
	0.5	11.9	20.7	18.0	16.5	20.7	11.9	16.8	3.7
	1.0	16.4	22.4	16.0	16.9	22.4	16.0	17.9	3.0
Zn	0.0	87.4	83.9	72.4	71.8	87.4	71.8	78.9	6.9
	0.5	59.9	70.5	42.8	56.3	70.5	42.8	57.4	11.4
	1.0	85.8	66.5	47.1	79.7	85.8	47.1	69.8	17.1
Ni	0.0	21.2	15.0	15.6	22.6	22.6	15.6	18.6	3.3
	0.5	36.2	35.0	34.8	39.0	39.0	34.8	36.3	1.9
	1.0	49.4	45.8	37.4	62.2	62.2	37.4	48.7	10.3
Peso seco	0.0	3.8	4.7	1.4	4.4	4.7	1.4	3.6	1.3
	0.5	5.5	3.7	4.4	5.0	5.5	3.7	4.6	0.8
	1.0	3.1	3.2	4.4	5.3	5.3	3.1	4.0	1.1

T<sub>0</sub>: Testigo; T<sub>5</sub>: 0.5% P; T<sub>6</sub>: 1.0% P; T<sub>7</sub>: 0.5% P + KOH; T<sub>8</sub>: 1.0% P + KOH; T<sub>9</sub>: 0.5% P + Ca(OH)<sub>2</sub>; T<sub>10</sub>: 1.0% P + Ca(OH)<sub>2</sub>; T<sub>11</sub>: 0.5% P (SFT); T<sub>12</sub>: 1.0% P (SFT).  
 En los tratamientos T<sub>5</sub> a T<sub>10</sub> el fósforo se adicionó en forma de H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>. SFT: superfosfato triple.

Cuadro 16a. Porcentajes de remoción de metales en tejido vegetal en la serie Progreso.

Metal	P	Suelo S <sub>3</sub>				Suelo S <sub>5</sub>			
		P	P+ KOH	P+ Ca(OH) <sub>2</sub>	SFT	P	P+ KOH	P+ Ca(OH) <sub>2</sub>	SFT
-----%									
Pb	0.5	-25.6	61.8	-69.3	85.0	3.3	53.8	-4.2	66.5
	1.0	-35.2	63.8	-63.8	63.5	20.3	54.7	62.9	94.6
Cd	0.5	-48.5	34.6	-8.9	-51.2	6.	-7.1	-70.2	12.8
	1.0	-30.8	51.2	52.8	-26.9	14.	16.5	15.4	22.2
Cu	0.5	39.8	-10.6	10.4	-21.5	5.	-3.6	18.5	42.1
	1.0	26.4	-42.3	-36.7	-25.3	-6.	-25.3	-0.6	-35.3
Zn	0.5	36.1	53.7	47.2	-41.8	45.	56.6	59.3	61.1
	1.0	11.2	38.1	33.5	-20.2	36.	51.1	65.9	28.8
Ni	0.5	47.4	41.7	-0.6	-41.7	-69.	-4.8	-11.9	-47.6
	1.0	4.0	45.5	-13.1	-58.8	-140.	-72.6	-60.7	-145.2
peso seco	0.5	19.6	1.7	3.1	32.0	101.	54.7	62.3	88.7
	1.0	86.9	52.6	30.6	37.5	90.	81.1	100.0	124.5

T<sub>0</sub>: Testigo; T<sub>5</sub>: 0.5% P; T<sub>6</sub>: 1.0% P; T<sub>7</sub>: 0.5% P + KOH; T<sub>8</sub>: 1.0% P + KOH; T<sub>9</sub>: 0.5% P + Ca(OH)<sub>2</sub>; T<sub>10</sub>: 1.0% P + Ca(OH)<sub>2</sub>; T<sub>11</sub>: 0.5% P (SFT); T<sub>12</sub>: 1.0% P (SFT).  
 En los tratamientos T<sub>5</sub> a T<sub>10</sub>, el fósforo se adicionó en forma de H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>. SFT: super fosfato triple.

Cuadro 16b. Porcentajes de remoción de metales en tejido vegetal en la serie Tepatepec.

Metal	P	Suelo S <sub>2</sub>				Suelo S <sub>4</sub>			
		P	P+ KOH	P+ Ca(OH) <sub>2</sub>	SFT	P	P+ KOH	P+ Ca(OH) <sub>2</sub>	SFT
-----%									
Pb	0.5	23.66	41.18	46.24	47.31	0.81	19.40	0.81	78.92
	1.0	-1.08	83.87	45.16	39.78	-67.39	60.32	-48.79	41.72
Cd	0.5	-39.60	-28.40	14.45	4.58	-6.10	34.22	19.36	12.47
	1.0	6.93	9.28	9.28	12.10	16.71	20.95	6.10	-21.49
Cu	0.5	25.14	-18.49	4.17	-4.61	31.07	-19.78	-4.26	4.43
	1.0	13.06	-24.26	-2.96	-30.74	5.24	-29.51	7.56	1.88
Zn	0.5	52.95	31.21	71.98	41.21	24.04	10.65	45.77	28.55
	1.0	44.86	53.23	75.42	24.99	-8.76	15.62	40.27	-1.05
Ni	0.5	-97.89	-96.87	-11.58	-138.95	-95.68	-89.19	-88.11	-110.81
	1.0	-88.42	-84.21	-45.26	-189.47	-167.03	-147.57	-102.16	-236.22
Peso seco	0.5	30.97	12.09	16.81	-71.68	52.98	3.86	22.11	38.95
	1.0	6.19	-22.12	6.19	-2.06	-14.39	-10.18	23.51	48.77

T<sub>0</sub>: Testigo; T<sub>5</sub>: 0.5% P; T<sub>6</sub>: 1.0% P; T<sub>7</sub>: 0.5% P + KOH; T<sub>8</sub>: 1.0% P + KOH;

T<sub>9</sub>: 0.5% P + Ca(OH)<sub>2</sub>; T<sub>10</sub>: 1.0% P + Ca(OH)<sub>2</sub>; T<sub>11</sub>: 0.5% P (SFT); T<sub>12</sub>: 1.0% P (SFT).

En los tratamientos T<sub>5</sub> a T<sub>10</sub>, el fósforo se adicionó en forma de H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>. SFT: superfosfato triple.

Cuadro 16c. Porcentajes de remoción de metales en tejido vegetal en la serie Lagunillas.

Metal	P	Suelo S <sub>1</sub>			
		P	P+ KOH	P+ Ca(OH) <sub>2</sub>	SFT
-----%					
Pb	0.5	32.21	-26.54	60.45	9.62
	1.0	-29.93	17.19	42.37	20.92
Cd	0.5	38.67	-21.64	-27.72	-15.05
	1.0	40.70	6.69	9.78	39.69
Cu	0.5	-11.58	-17.07	-40.07	-34.06
	1.0	-15.77	-85.98	-54.44	-63.72
Zn	0.5	31.12	25.53	47.28	8.09
	1.0	17.46	8.46	34.99	16.00
Ni	0.5	-135.09	-115.40	-76.03	-239.32
	1.0	-246.27	-271.16	-110.77	-320.38
Peso seco	0.5	5.70	4.66	3.63	11.92
	1.0	-19.17	40.93	1.55	-8.81

T<sub>0</sub>: Testigo; T<sub>5</sub>: 0.5% P; T<sub>6</sub>: 1.0% P; T<sub>7</sub>: 0.5% P + KOH; T<sub>8</sub>: 1.0% P + KOH;

T<sub>9</sub>: 0.5% P + Ca(OH)<sub>2</sub>; T<sub>10</sub>: 1.0% P + Ca(OH)<sub>2</sub>; T<sub>11</sub>: 0.5% P (SFT); T<sub>12</sub>: 1.0% P (SFT).

En los tratamientos T<sub>5</sub> a T<sub>10</sub>, el fósforo se adicionó en forma de H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>. SFT: superfosfato triple.

El suelo S<sub>4</sub>, al igual que el suelo S<sub>2</sub> (ambos de la serie Tepatepec), muestran una misma tendencia, pero los porcentajes de remoción son más dispersos (Cuadro 16b); para Ni, al

aplicar los diferentes tratamientos en estos suelos, el porcentaje de remoción fue negativo, lo cual indica que aumenta la concentración de este metal en tejido vegetal para todos los casos.

En general, el Ni tendió a aumentar al aplicar los tratamientos.

El suelo S<sub>1</sub> tuvo los valores más elevados en Cu, Zn, Ni y Pb; aunque para Cu y Ni no hubo diferencia con los suelos S<sub>4</sub>, S<sub>2</sub>, S<sub>3</sub>; en cadmio no hubo respuesta alguna al aplicar fósforo T<sub>5</sub> y T<sub>6</sub>; tampoco tuvo esa tendencia el Zn y el Ni con los tratamientos T<sub>7</sub> y T<sub>8</sub>.

Al observar los suelos, en S<sub>4</sub> se registró la menor concentración de Pb y en el S<sub>1</sub> la mayor, entre ambas hubo diferencia significativa. En Cd no hubo diferencias, aunque S<sub>2</sub> tuvo la menor concentración; para Cu, Zn y Ni, en S<sub>3</sub> nuevamente se registran las concentraciones menores y en el S<sub>1</sub> las mayores, siempre hubo diferencia significativa entre estos suelos.

De estos resultados y observaciones, se considera que en los suelos arenosos hay la posibilidad de permitir una mayor reacción entre el fósforo y el metal soluble o intercambiable, según la forma (s) en que se encuentre el metal. La M.O. está sirviendo como un sitio de intercambio catiónico que impide la lixiviación de los metales a mayor profundidad. No debe descartarse la posibilidad de que en el momento de adicionar el fósforo en forma de ácido fosfórico disminuye el pH, solubilizando estos metales haciéndolos susceptibles de lixivarse, razón por la cual se encontró una menor concentración. Se recomienda que para futuros trabajos similares, en invernadero y con suelos arenosos, tengan mayor control de los riegos, para evitar pérdidas de lixiviados debido a que estos suelos tienen una alta velocidad de infiltración.

## 7. Conclusiones

La concentración de los metales totales y extractables (Cd, Cu, Cr, Ni, Pb y Zn) presentes en el suelo del lugar de estudio dependen del tiempo por efecto de los años de riego con aguas residuales. Los metales extractables también dependen del pH y la concentración de los metales totales a excepción del Cr. Por lo que se considera que los suelos presentan cierto grado de saturación después de 60 años de riego, al aumentar el porcentaje de metal extractable (el porcentaje se determinó con respecto al total).

En las diferentes series de suelos no se encontró diferencia significativa entre los metales con las características estudiadas (MO, CE, % y arcilla).

La mejor respuesta obtenida en *Lolium perenne* en la primera parte del experimento fue con el tratamiento T<sub>2</sub> (aplicación de 500 mg P kg<sup>-1</sup>) al inhibir la asimilación y traslocación (hoja) de Cd y Pb por la planta, pero aumentó la concentración de Zn y Ni en algunos casos.

La concentración de metales en raíz es mayor que en la hoja de *Lolium perenne*, por lo que se considera que los metales pudieron quedar adheridos en la raíz sin permitirles la entrada o bien se impidió su traslocación a la hoja, por efecto de la aplicación del fósforo.

Al aplicar fósforo en el suelo se forman complejos orgánicos e inorgánicos con metales como Pb, Cd, Zn, etc., los cuales son poco solubles a pH cercano al neutro y menos susceptibles de ser asimilados por *Lolium perenne* y *Brassica oleracea* var. *italica*. Es necesario probar otras especies vegetales para ver si el comportamiento en la asimilación de los metales es similar que en estas especies, pues cada especie tiene mecanismos diferentes para llevar a cabo proceso de asimilación.

Las series de suelos por tener características físicas y químicas diferentes, la respuesta obtenida con la aplicación de fósforo (H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>) también fue diferente, al modificar el pH del suelo hasta con dos unidades con la aplicación del ácido fosfórico.

Al disminuir el pH del suelo a valores ácidos (< 6.0) se incrementó la concentración de metales (Pb, Cd, Zn, Ni y Cu) en tejido vegetal de *Lolium perenne*, por lo que se considera que no hubo formación de compuestos metálico-fosfatados de baja solubilidad quedando el fósforo sin efecto.

En *Brassica oleracea*, al aplicar el tratamiento T<sub>4</sub> (S + 500 mg P Kg<sup>-1</sup> suelo) la concentración de Cr en hoja disminuye hasta en un 40% en promedio con respecto al testigo. Mientras que, en Pb el porcentaje de remoción en hoja es de un 35% en promedio con el tratamiento T<sub>2</sub>. Sin embargo, dependiendo del suelo y del tratamiento aumenta la remoción de este metal pero disminuye la de los demás metales.

En la serie de suelo Progreso, con pH cercano al neutro (6.8 a 7.3), el efecto del fósforo se manifestó disminuyendo la concentración de metales Pb, Cd, Zn y Ni en tejido vegetal de *Lolium perenne* principalmente cuando se aplica P + KOH (tratamientos T<sub>7</sub> y T<sub>8</sub>), la serie Tepatepec mostró una tendencia similar y en la serie Lagunillas al aplicar P y subir el pH con Ca(OH)<sub>2</sub>, disminuye Pb, Zn y Cd.

Para las diferentes series hubo un tratamiento específico donde se observó una mejor respuesta de ellos, por lo que la influencia del pH y de otras características del suelo (potencial redox, flora microbiana, capacidad de intercambio catiónico, concentración de calcio, entre otras), son de gran importancia para determinar la mejor opción para cada serie.

La adición de fósforo disminuye el pH del suelo, por lo que una dosis de 500 mg Kg<sup>-1</sup> impacta menos el pH de suelos neutros y una dosis de 5 000 mg kg<sup>-1</sup> puede ser recomendable en suelos con pH > 8.0, para disminuir el pH a un valor cercano al neutro (sin embargo puede usarse azufre para este fin y usar una dosis menor de fósforo), también para que, parte de este sea fijado por el calcio soluble (evitando su lixiviación) y con el remanente se permita la formación de compuestos metálico-fosfatados, siendo necesaria la aplicación de KOH.

El tiempo de incubación a capacidad de campo es importante para permitir la estabilidad del pH y la formación de los compuestos esperados.

Las hipótesis planteadas en esta investigación se aceptan, a pesar de que los resultados son tan diversos; pero, en el suelo S<sub>3</sub> con características de pH 8.3 y que al aplicar los tratamientos se logró obtener un pH cercano al neutro donde se observó un mayor efecto positivo en la inmovilización de metales, logrando con esto que la concentración de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn en el tejido vegetal disminuyera; en el caso del Cr incluso no se detectó al momento de su medición. Desde luego no todos los metales fueron inmovilizados en la misma proporción; es decir, mientras que un metal disminuye otro aumenta.

Finalmente con el enfoque de la presente investigación, se pretende evitar que los metales pesados entren a la cadena alimenticia (Figura 26) a través de las plantas e impedir daños irreversibles en los seres vivos, principalmente al hombre.

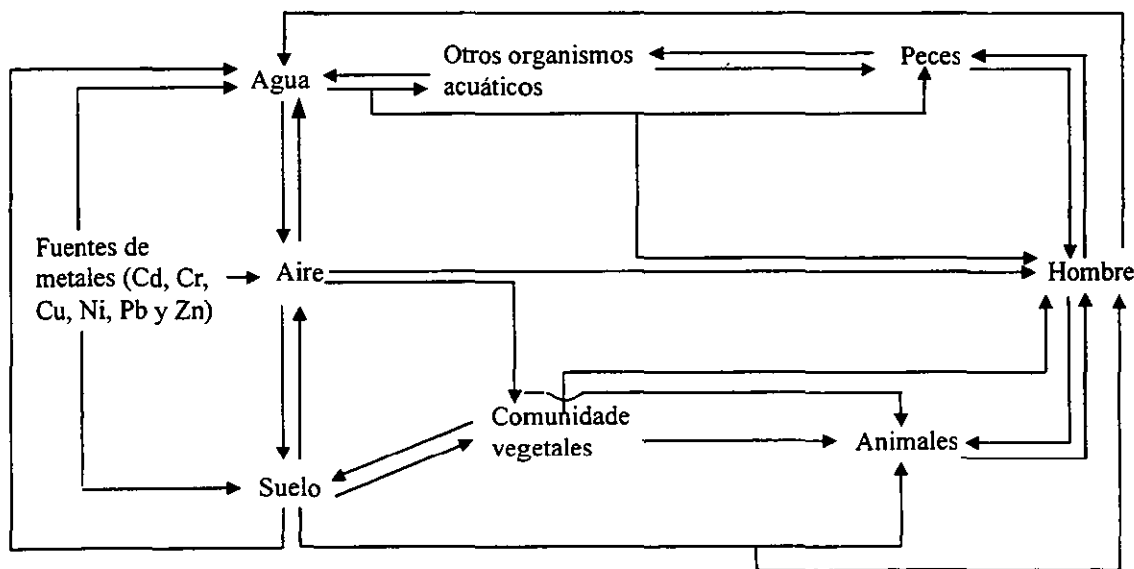


Figura 26. Transporte de metales en el ambiente

## Recomendaciones

En la recuperación de suelos contaminados por metales, es conveniente involucrar una recuperación integral o combinada con el uso de especies vegetales con capacidad para acumular metales (fitorremediación) y métodos químicos para inmovilizarlos y disminuir su actividad química, por ejemplo, aplicación de agentes quelantes como fósforo, hierro u otros compuestos que afecten su estado de oxidación, hasta el uso de materia orgánica que no contenga estos metales.

Asimismo, es necesario un mayor control de las fuentes que emiten estos contaminantes. Su control implica una fuerte inversión, pero su costo se justifica dado que está de por medio la salud de los habitantes de las zonas de riego con aguas residuales y de la población de consumo.

Sería conveniente hacer ensayos para determinar el pH óptimo y obtener una mejor respuesta de la aplicación de fósforo al suelo e inmovilizar metales tóxicos para los seres vivos.

Es necesario probar otros productos químicos que sean más económicos como el sulfato ferroso, hidróxido de calcio, zeolita o alguna arcilla sintética para abatir los costos de remediación de suelos contaminados por metales pesados; asimismo se sugiere probar algunas especies vegetales que sean altamente bioacumuladoras de metales (que sean nativas de la región de estudio), y con ellas disminuir los niveles de metales en el suelo. No se deben descartar ensayos que involucren una integración de métodos químicos, físicos y los biológicos.

Se recomienda que los suelos agrícolas no sean regados con aguas contaminadas, debido a los costos tan altos que implica la recuperación de los suelos que han sido afectados por los contaminantes que lleva el agua residual sin tratamiento. Por lo que es importante el tratamiento del agua residual previo a la disposición.



## 8. Bibliografía

Albert, A. Lilia, 1988. Curso Básico de Toxicología Ambiental. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud, OPS, OMS. Ed. Limusa. México.

Ashworth, W., 1991. The Encyclopedia of Environmental Studies. Facts On File, New York.

Berman. E., 1980. Toxic metals and their analysis. Ed. Heyden and Son Ltd. London, England. pp: 65-176.

Black, C. A. (ed.), 1965. Methods of soil analysis. Part. 2. Agronomy No 9, American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin.

Bohn, H., B. Mc Neal y G. O'Connor, 1993. Química del Suelo; Ed. Limusa; México.

Borja, Jiménez Ma. de los Ángeles, 1985. Determinación de Metales Pesados (Plomo, Mercurio, Arsénico, Cobre y Cadmio) en sangre y orina. Tesis (Químico Farmacobiólogo). Fac. de Química, UNAM, México. 153 pp.

Bouyoucos, G. L., 1936. Directions of Making Mechanical Analysis of soil by Hydrometer Method. Soil Sci. 42: 25-30.

Bradford, G.R., A. L. Page, L. J. Lund y W. Olmstead, 1975. Trace element concentrations of sewage treatment plant effluents and sludges: their interactions with soils and uptake by plants. J. Environment. Qual. 4:123-127.

Cajuste. L. J., 1998. Apuntes de Contaminación de Suelos. Colegio de Postgraduados, Institución de Enseñanza e Investigación en Ciencias Agrícolas, IRENAT-CEDAF.

Cepeda, J. M., 1991. Química de Suelos; Ed. Trillas. México.

Chew, I., Obbard J.P. and Stanforth R.R., 2001. Microbial cellulose decomposition in soils from a rifle range contaminated with heavy metals. Environmental Pollution. Vol: 111, Issue: 3, pp. 367-375. Revistas Electrónicas Elsevier Science.

Cottenie, A., Kino L. et Gabriels K., 1970. Rapports entre les teneurs en éléments traces dans les feuilles le milieu nutritif. In "Le contrôle de la fertilisation des plantes cultivées". II Coloquio, Sevilla, Espagne. 43-53.

Coupron, C., 1967. Détermination des constantes de stabilité des complexes organo-métalliques des sols. Annual Agronomy. 18: 623-638.

Cresser, M., K. Killham y T. Edwards, 1993. Soil Chemistry and its Applications; Cambridge University Press. Cambridge.

Davis, G.K. and Mertz W., 1987. Copper. In: Trace Elements in Human and Animal Nutrition, Volume 1, 5th edn. (ed. W. Mertz), pp 301-364. Academic Press, Orlando, Florida.

Doménech Xavier, 1997. Química del Suelo: El impacto de los contaminantes. Departamento de química, Universidad Autónoma de Barcelona. Ed. Miraguano Ediciones, Hermosilla, Madrid. 2ª ed. 181p.

Doménech Xavier, 1994. Química Ambiental. Departamento de química, Universidad Autónoma de Barcelona. Ed. Miraguano Ediciones, Hermosilla, Madrid. 2ª ed.

Ferguson, J.E., 1990. The heavy elements: Chemistry environmental impact and health effects. Pergamon Press, Great Britain U.K.

Fishbein, L., 1987. Trace and ultra trace elements in nutrition: An overview. 1. Zinc, copper, chromium, vanadium and nickel. *Toxicological and Environmental Chemistry*. 14: 73-99.

Foth, D. Henry, 1990. *Fundamentals of Soil Science*. Ed. John Wiley and Sons, 8th edn. USA.

Gavi, F., Basta T. N. and Raun W., 1997. Wheat Grain Cadmium as Affected by Long – Term Fertilization and Acidity. *Journal Environmental Quality*. 26: 265-271.

García Z., A. M. y L. J. Cajuste, 1999. Distribución de metales pesados en relación al manejo del suelo bajo riego en el Valle del Mezquital, Hgo. 29º Congreso de la Ciencia del Suelo. Chiapas, México.

García Z. A. M. y L. J. Cajuste, 2000. Aplicación de fósforo sobre la movilidad de metales pesados en suelos y plantas del Valle del Mezquital, Hgo. 30 ° Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo. Veracruz, México.

Goudie, A. 1993. *The Human Impact on the Natural Environment*; Blackwell. Oxford. 4a edn.

Harrison, R. M., S. J. Mora, S. Rapsomanikis y W. R. Johnston, 1991. *Introductory Chemistry for the Environmental Sciences*; Cambridge University Press. Cambridge.

He, Q.B. y Singh B. R., 1994. Crop uptake of Cadmium from Phosphorus fertilizers: I. Yield and cadmium content. *Water, Air and Soil Pollution an international Journal of environmental pollution* 74: 251-265. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands.

Heller, R., 1977. *Abrégé de physiologie végétale*. 1. Nutrition. ed. Masson et Cie. 244p.

Hemond, H.F. y E. Fechner, 1993. Chemical Fate and Transport in the Environment. Academic Press. New York.

Jenkins, D. W., 1981. Biological Monitoring of Toxic Trace Elements. EPA-600/S3-80-090. U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Monitoring Systems Laboratory, Las Vegas, NV.

Kabata-Pendias, A. and H. Pendias, 1984. Trace Elements in Soil and Plants. CRC Press, Boca Raton , Florida, USA.

Kabata-Pendias, A. and H. Pendias, 1994. Trace Elements in Soil and Plants. 2<sup>a</sup> edn. CRC Press, Boca Raton , Florida, USA.

Kabata-Pendias, A. and Adriano C. Domy, 1995. Trace Metals; Soil Amendments and Environmental Quality. Edited by Jack E. Rechcigl. University of Florida Soil and Water Science, Department Research and Education Center. Ona , Florida, USA.

Khan, M. and Scullion J., 2000. Effect of soil on microbial responses to metal contamination. Environmental Pollution. Vol: 110, Issue: 1, pp. 115-125, October. Revistas Electrónicas Elsevier Science

Lapades, D.N., 1974. Dictionary of Scientific and Technical Terms. McGraw-Hill, New York, 674p.

Lester N. J. Editor, 1987. Heavy metals in Wastewater and sludge Treatment Processes Vol. 1 Sources, Analysis and Legislation. CRC Press, Inc. pp. 31-59.

Lindsay, W. L. and W. A. Norvell, 1978. Development of DTPA test for zinc, iron, manganese and copper; J. Am. Sci. Soil 42: 421-428.

Lindsay, W.L., 1979. Chemical equilibria in soils. John Wiley and Sons, N.Y. USA. 449 p.

Lindsay, W. L., 1972. Zinc in soils and plant nutrition. *Adv. in Agronomy*. 24: 147-186.

Loué-André, 1988. Los micro elementos en la agricultura; versión española de Domínguez Vivanco Alonso; Ed. Mundi -prensa; Madrid, España.

MAFF (Ministry of Agriculture, Fisheries and Food), 1986. The analysis of agricultural materials. Third edn., Her Majesty's Stationery Office. London, England. pp: 23-35

Manahan, S. E., 1994. Environmental chemistry. 6th edn., Lewis Publishers. Boca Raton Fl. USA. pp 676-678.

Markert, B., 1993. Inter element correlation detectable in plant samples based on data from reference materials and highly accurate research samples. *Fresenius J. Anal Chem.* 345: 18-322.

Martínez, C. E., Motto H.L., 2000. Solubility of lead, zinc and copper added to mineral soils. *Environmental Pollution*. Vol: 107, Issue: 1, pp. 153-158, January. *Revistas Electrónicas Elsevier Science*.

Martínez J., Silva A y Orta T., 1995. Estudio de efluentes de residuos peligrosos para recuperación. (INE) Sedesol. Instituto de Ingeniería UNAM.

McDowell, L.R., 1992. Minerals in Animal and Human Nutrition. Academic Press, New York.

Mench, J. M., V. L. Didier, M. Löffler, A. Gómez, and P. Masson, 1994. A mimicked *in situ* remediation study of metal-contaminated soils with emphasis on cadmium and lead. *J. Environ. Qual.* 23: 58-63.

Mortvedt, J.J., Cox F.R., Shuman L.M., 1991. Micronutrients in Agriculture. In the Soil Science Society of America (SSSA) Book series: 4. 2<sup>nd</sup> edn. Madison, Wisconsin, USA.

Munn, K.J. Evans J. and Chalk P.M., 2000. Mineralization of soil and legume nitrogen in soils treated with metal-contaminated sewage sludge. *Soil Biology and Biochemistry*. Vol: 32, Issue: 14, pp. 2031-2043, December. *Revistas Electrónicas Elsevier Science*.

Nebel, J. Bernard, Wright T. R., 1999. *Ciencias Ambientales. Ecología y desarrollo sustentable*. Ed. Prentice-Hall. Sexta edición. México, pp 345-368.

Nriagu, J. O. y Pacyna J.M., 1988. *Nature*, 333. 134p.

Norma Oficial Mexicana (NOM), 1993. NOM-CCA-032-ECOL./1993, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las aguas residuales de origen urbano o municipal para su disposición mediante riego agrícola. *Diario Oficial de la Federación* , 18 octubre 1993. D.F. México, pp : 120-128.

Norvell, W. A., 1980. Surface reactions of heavy metals with clays, oxides, and humic substances. In: *Agrochemical in soils*. A. Bannin and U. Kafkafi (eds.) Pergamon Press N.Y. USA.

Oliver, M. A., 1997. Soil and human health: a review. *European Journal of Soil Science*, Blackwell Science Ltd. December. 48: 573-592.

O'Neil, P., 1993. *Environmental Chemistry*; 2a edn., Chapman and Hall. Londres.

Pais István, J. Benton Jones, Jr., 1997. *The Handbook of Trace Elements*. Ed. St. Lucie Press, Boca Raton, Florida. USA.

Patterson W. J., 1985. *Industrial Wastewater Treatment Technology*. 2<sup>a</sup> edition. Butterwort Heineman.

Page, A. L., F. T. Bingham, and A. C. Chang, 1981. Cadmium. *In: Effects of heavy metal pollution on plants*. N. W. Lepp (Ed). Applied Science Publishers. New Jersey, USA.

Page, A. L. and A. C. Chang, 1981. Trace metal in soil and plants receiving municipal wastewater irrigation. *In: Municipal wastewater in agriculture*. F. M. D'Itri, J. A. Martínez and M. Athié L. (Eds.). Academic Press, Inc. N. Y. USA. pp. 351-372.

Pedro G. et Delmas, A. B., 1970. Les principes géochimiques de la distribution des éléments trace dans les sols. *Annual Agronomy*. 21: 483-518.

Phipps, D. A., 1981. *Chemistry and Biochemistry of Trace Metal in Biological Systems; Effect of Heavy Metal Pollution on Plants*. pp 1-53.

Phipps, D. A., 1976. *Metals and Metabolism*. Oxford University Press, Oxford. 122 p.

Pocock, S.J., Shaper A. G. and Packham R.F., 1984. The British regional heart study: cardiovascular disease and water quality. *In: Proceedings of the First International Symposium on Geochemistry and Health* (ed. I. Thornton) pp 141-157. Science Reviews Ltd, Northwood, UK.

Rich, Linvil G., 1973. *Environmental Systems Engineering*. Ed. McGraw-Hill, Tokyo, Japan.

Roebuck, B. D., 1992. Heavy metals. *In: A primer of environmental toxicology*. Smith R. P. (Ed). Lea and Febiger. Malver, Philadelphia, USA. pp: 141-150.

Sen, Asit and Bhattacharyya M., 1994. Studies of Uptake and Toxic Effects of Ni (II) on salvinia Natans. *Water, Air and Soil Pollution*. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. 78: 141-152.

Sillanpää, M., 1972. Trace elements in soil and agriculture. *Soils Bull. FAO*, Rome. 67p.

Soltanpour, P. N. and A. P. Schwab, 1977. A new soil test for simultaneous extraction of macro and micro nutrients in soils; *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 3: 195.

Speir, T.W., Kettles H.A., Percival H.J. and Parshotam A., 1999. *Soil Biology and Biochemistry*. Vol: 31, Issue:14, pp. 1953-1961, December. *Revistas Electrónicas Elsevier Science*.

SRH, 1976. Estudio Agrológico Complementario del Distrito de Riego 003 de Tula, Hgo. Serie Estudios, Publicación número 10. D.F. México.

Stevenson, F. J. and Ardakani M. S., 1972. Organic matter reactions involving micronutrients in soils. In: *Micronutrients in agriculture*. Soil Science Society of America. Madison, USA. 5: 79-114.

Tack, F.M. and Verloo M. G., 1996. Metal contents in stinging nettle (*Urtica dioica* L.) as affected by soil characteristics. *The Science of the Total Environment*, Vol: 192, Issue : 1, pp.31-39, November. *Revistas Electrónicas Elsevier Science*.

Tan, K. H., 1993. *Principles of Soil Chemistry*; Marcel Dekker. Nueva York. 2<sup>a</sup> ed.  
U.S. Environmental Protection Agency, 1972. *Water Quality Criteria*, USA.

U.S. Environmental Protection Agency, 1972. *Water Quality Criteria*. USA.

Vázquez, Alarcón A., 1999. Evaluación del riesgo a la contaminación con metales pesados, en la región del Valle del Mezquital, Hgo. Tesis (Doctor en Ciencias). Colegio de Postgraduados, Institución de Enseñanza e Investigación en Ciencias Agrícolas, IRENAT-CEDAF. 90 p.

Vernon, L. Snoeyink y Jenkins D., 1987. *Química del Agua*. (Versión en español por Sanginés F. Ma. Cristina, Fac. Química, UNAM). Ed. Limusa, México.



Viets, F. G., 1962. Chemistry and availability of micronutrients. *Journal Agronomy. Food Chem.* 10: 174-178.

Walkley, A., 1947. A Critical Examination of a Rapid Method for Determination Organic Soil Constituents. *Soil Sci.* 63 : 251-64.

Wallace, A., 1971. Regulation of the Micronutrients Status of Plants by Chelating Agents and Other Factors. UCLA 34P51-33. Arthur Wallace, Los Angeles, CA.

Waugh, D.L. y Fitts J.W., 1966. Estudios de interpretación de análisis de suelo : Laboratorio y macetas. (Biblioteca de suelos) Boletín técnico No. 3, Proyecto Internacional de Análisis de Suelos, Universidad de Carolina del Norte, Washington, D.C.

Weber J. W. Jr., 1974. Control de calidad del agua de procesos Físicoquímicos. Ed. Reverté. México. pp. 274-320.

WHO, 1973. Trace Elements in Human Nutrition. Technical Report Series No 532. World Health Organization. Genova.

WHO, 1996. Trace Elements in Human Nutrition and Health. World Health Organization. Genova.

Yim, M. W. and Tam N. F., 1999. Effects of Wastewater-borne Heavy Metals on Mangrove Plants and Soil Microbial Activities. *Marine Pollution Bulletin.* Vol: 39, Issue: 1-12, pp. 179-186, January. *Revistas Electrónicas Elsevier Science.*

## 9. ANEXO

Anexo 1. Coeficiente de correlación y nivel de significancia de metales totales y extractables

Parámetro	Años riego	Pb (t)	Cd (t)	Cr (t)	Ni (t)	Cu (t)	Zn (t)	Pb (e)	Cd (e)	Cr (e)	Ni (e)	Cu (e)	Zn (e)
MO %	0.37 0.09	0.49 0.094						0.45 0.01	0.4 0.1	-0.25	0.65 0.0006	0.41	0.49 0.07
PH	-0.36 0.17	-0.69 0.0005	-0.4	-0.71 0.003	-0.62 0.012	-0.703 0.0035	-0.42 0.1	-0.64	-0.67 0.006		-0.83 0.0001	-0.60 0.03	0.58 0.02
% arcilla	0.42			0.44	0.49 0.06								
Pb (t)	0.81 0.01												
Cd (t)													
Cr (t)	0.81 0.005	0.944 0.0001											
Ni (t)	0.88 0.001	0.835 0.0002		0.88 0.0001									
Cu (t)	0.72 0.057	0.924 0.001	0.6 0.017	0.93 0.0001									
Zn (t)			0.67 0.006										
Pb (e)	0.69 0.04	0.92 0.0001	0.55 0.05	0.82 0.0001	0.73 0.002	0.89 0.0001	0.42						
Cd (e)	0.75 0.09	0.92 0.0001	0.50 0.057	0.85 0.0001	0.82 0.002	0.88 0.0001		0.97 0.0001					
Cr (e)	-0.29 0.09		0.71 0.004										
Ni (e)	0.61 0.05	0.858 0.0001	0.44 0.13	0.78 0.0008	0.71 0.005	0.83 0.0002	0.5 0.09	0.82 0.0001	0.86 0.0001				
Cu (e)	0.76 0.001	0.93 0.0001	0.5 0.0001	0.86 0.0001	0.77 0.001	0.88 0.0001		0.85 0.0001	0.97 0.0001		0.82 0.0006		
Zn (e)	0.73 0.06	0.918 0.0001	0.54 0.035	0.82 0.0002	0.74 0.002	0.89 0.0001		0.93 0.0001	0.95 0.0001		0.86 0.0001	0.98 0.0001	

Anexo2. pH de los suelos después de aplicar cada tratamiento

Tratamiento	S1	S2	S3	S4	S5	V. máx.	V. mín.	Promedi	Desvest
T <sub>0</sub>	6.7	7.4	8.3	7.5	8.1	8.1	6.7	7.6	0.57
T <sub>1</sub>	6.2	6.3	7.7	7.0	7.7	7.7	6.2	7.0	0.65
T <sub>2</sub>	6.1	6.1	7.6	6.8	7.5	7.6	6.1	6.8	0.65
T <sub>3</sub>	5.1	5.6	7.5	6.0	7.5	7.5	5.1	6.3	1.0
T <sub>4</sub>	5.0	5.5	7.5	5.8	7.3	7.5	5.0	6.2	1.0
T <sub>5</sub>	5.3	5.7	7.2	5.7	6.2	7.2	5.3	6.0	0.66
T <sub>6</sub>	4.8	4.9	6.6	4.6	5.3	6.6	4.6	5.2	0.71
T <sub>7</sub>	5.6	6.0	7.3	6.3	6.8	7.3	5.6	6.4	0.60
T <sub>8</sub>	5.0	5.6	7.0	5.7	6.1	7.0	5.0	5.9	0.66
T <sub>9</sub>	6.6	6.7	7.2	6.8	6.7	7.2	6.6	6.8	0.21
T <sub>10</sub>	6.3	6.7	6.8	6.8	6.6	6.8	6.3	6.6	0.18
T <sub>11</sub>	5.8	6.0	7.1	6.3	7.0	7.1	5.8	6.4	0.52
T <sub>12</sub>	5.3	5.5	6.8	6.0	6.6	6.8	5.3	6.0	0.59

T<sub>0</sub>: Testigo; T<sub>5</sub>: 0.5% P; T<sub>6</sub>: 1.0% P; T<sub>7</sub>: 0.5% P+KOH; T<sub>8</sub>: 1.0% P+KOH; T<sub>9</sub>: 0.5% P+Ca(CO)<sub>2</sub>; T<sub>10</sub>: 1.0% P+Ca(OH)<sub>2</sub>; T<sub>11</sub>: 0.5% P (SFT); T<sub>12</sub>: 1.0% P (SFT). En los tratamientos T<sub>5</sub>-T<sub>10</sub> el fósforo se adicionó en forma de H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> y en T<sub>11</sub> y T<sub>12</sub> como súper fosfato triple (SFT)

S<sub>1</sub>: Suelo Atitalaquia; S<sub>2</sub>: Suelo Mixquiahuala; S<sub>3</sub>: Suelo Endho; S<sub>4</sub>: Suelo Teocalco; S<sub>5</sub>: Suelo Tlahuelilpan

Anexo 3. Concentración de hidróxido de calcio adicionado a cada suelo

Suelo	Tratamiento	Cantidad de Ca(OH) <sub>2</sub> gr kg <sup>-1</sup>	PH	Observaciones
			1:2*	
S <sub>1</sub>	T <sub>0</sub>	0.2	6.7	
S <sub>1</sub>	T <sub>9</sub>	1.4	6.6	No se logró tener un pH igual para todos los suelos. No se adicionó Ca <sup>2+</sup> a todos los testigos por tener un pH arriba del neutro; por lo que, no se conoce bien la influencia que pudiera tener por separado el Ca <sup>2+</sup> y el pH cercano al neutro en la inmovilización de metale La variación del pH para estos tratamientos T <sub>9</sub> y T <sub>10</sub> es 6.6-7.2 y 6.3- 6.8 respectivamente.
S <sub>1</sub>	T <sub>10</sub>	2.5	6.3	
S <sub>2</sub>	T <sub>0</sub>	0.0	7.6	
S <sub>2</sub>	T <sub>9</sub>	2.0	6.7	
S <sub>2</sub>	T <sub>10</sub>	4.2	6.7	
S <sub>3</sub>	T <sub>0</sub>	0.0	8.2	
S <sub>3</sub>	T <sub>9</sub>	0.0	7.2	
S <sub>3</sub>	T <sub>10</sub>	0.2	6.8	
S <sub>4</sub>	T <sub>0</sub>	0.0	7.2	
S <sub>4</sub>	T <sub>9</sub>	2.0	6.8	
S <sub>4</sub>	T <sub>10</sub>	2.7	6.8	
S <sub>5</sub>	T <sub>0</sub>	0.0	8.3	
S <sub>5</sub>	T <sub>9</sub>	1.0	6.7	
S <sub>5</sub>	T <sub>10</sub>	2.7	6.6	

\* Relación 1:2

T<sub>0</sub>: Testigo; T<sub>9</sub>: 0.5% P+Ca(CO)<sub>2</sub>; T<sub>10</sub>: 1.0% P+Ca(OH)<sub>2</sub>

S<sub>1</sub>: Suelo Atitalaquia; S<sub>2</sub>: Suelo Mixquiahuala; S<sub>3</sub>: Suelo Endho; S<sub>4</sub>: Suelo Teocalco; S<sub>5</sub>: Suelo Tlahuelilpan

Anexo 4. Concentración de metales en tejido vegetal de acuerdo al tipo de suelo

Plomo	P+KOH	P+Ca(OH) <sub>2</sub>	SFT	P	Valor Máx	Valor Mín	Promedio
Suelo	T <sub>0,7,8</sub>	T <sub>0,9,10</sub>	T <sub>0,11,12</sub>	T <sub>0,5,6</sub>			
S <sub>1</sub>	19.4	10.8a	16.2a	20.4	20.4	10.8	16.7
S <sub>2</sub>	12.3	11.6a	13.3ab	19.5	19.5	11.6	14.2
S <sub>3</sub>	8.2	23.6a	8.2ab	18.9	23.6	8.2	14.7
S <sub>4</sub>	11.9	17.0a	7.9b	19.0	19.0	7.9	14.0
S <sub>5</sub>	13.0	22.7a	10.6ab	21.7	22.7	10.6	17.0
Cadmio							
S <sub>1</sub>	4.0a	4.2a	3.6a	3.0a	4.2	3.0	3.7
S <sub>2</sub>	4.4ab	4.5a	3.5a	4.8a	4.8	3.5	4.3
S <sub>3</sub>	2.7b	3.7a	4.8a	4.5a	4.8	2.7	3.9
S <sub>4</sub>	3.2ab	3.6a	3.5a	3.4a	3.6	3.2	3.4
S <sub>5</sub>	3.3ab	5.0a	3.5a	3.8a	5.0	3.3	3.9
Cobre							
S <sub>1</sub>	20.1ab	21.1a	20.5a	16.0a	21.1	16.0	19.4
S <sub>2</sub>	21.1a	19.3ab	20.6a	14.2a	21.1	14.2	18.8
S <sub>3</sub>	12.3c	11.6c	11.7b	7.2b	12.3	7.2	10.7
S <sub>4</sub>	20.5a	17.0b	17.0ab	14.8a	20.5	14.8	17.3
S <sub>5</sub>	15.6bc	13.3c	14.7b	13.1a	15.6	13.1	14.2
Zinc							
S <sub>1</sub>	128.7a	95.2a	125.3a	108.9a	128.7	95.2	114.5
S <sub>2</sub>	99.7b	59.4b	98.8b	77.1b	99.7	59.4	83.8
S <sub>3</sub>	32.8d	33.5c	63.0c	37.5c	63.0	32.8	41.7
S <sub>4</sub>	73.6bc	53.9bc	74.5c	72.7b	74.5	53.9	68.7
S <sub>5</sub>	50.4cd	52.7bc	54.2c	65.8b	65.8	50.4	55.8
Níquel							
S <sub>1</sub>	39.1a	27.2ab	52.6a	37.4a	52.6	27.2	39.1
S <sub>2</sub>	29.1ab	21.8bc	42.7ab	30.1a	42.7	21.8	31.0
S <sub>3</sub>	11.3c	17.1c	25.9c	13.7b	25.9	11.3	17.0
S <sub>4</sub>	30.9ab	31.6a	41.7ab	35.1a	41.7	30.9	34.8
S <sub>5</sub>	18.5bc	21.7bc	29.9bc	28.1a	29.9	21.7	24.6
Peso seco							
S <sub>1</sub>	4.3a	4.8a	5.0a	4.6a	5.0	4.3	4.7
S <sub>2</sub>	4.0a	4.6ab	3.3a	4.7a	4.7	3.3	4.2
S <sub>3</sub>	4.2a	3.8b	4.5a	5.3a	5.3	3.8	4.5
S <sub>4</sub>	2.8a	4.4ab	5.0a	4.1a	5.0	2.8	4.1
S <sub>5</sub>	3.6a	4.3ab	4.7a	4.2a	4.7	3.6	4.2

T<sub>0</sub>: Testigo; T<sub>5</sub>: 0.5% P; T<sub>6</sub>: 1.0% P; T<sub>7</sub>: 0.5% P+KOH; T<sub>8</sub>: 1.0% P+KOH; T<sub>9</sub>: 0.5% P+Ca(CO)<sub>2</sub>; T<sub>10</sub>: 1.0% P+Ca(OH)<sub>2</sub>; T<sub>11</sub>: 0.5% P (SFT); T<sub>12</sub>: 1.0% P (SFT). En los tratamientos T<sub>5</sub>-T<sub>10</sub> el fósforo se adicionó en forma de H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> y en T<sub>11</sub> y T<sub>12</sub> como súper fosfato triple (SFT)

S<sub>1</sub>: Suelo Atitalaquia; S<sub>2</sub>: Suelo Mixquiahuala; S<sub>3</sub>: Suelo Endho; S<sub>4</sub>: Suelo Teocalco; S<sub>5</sub>: Suelo Tlahuelilpan

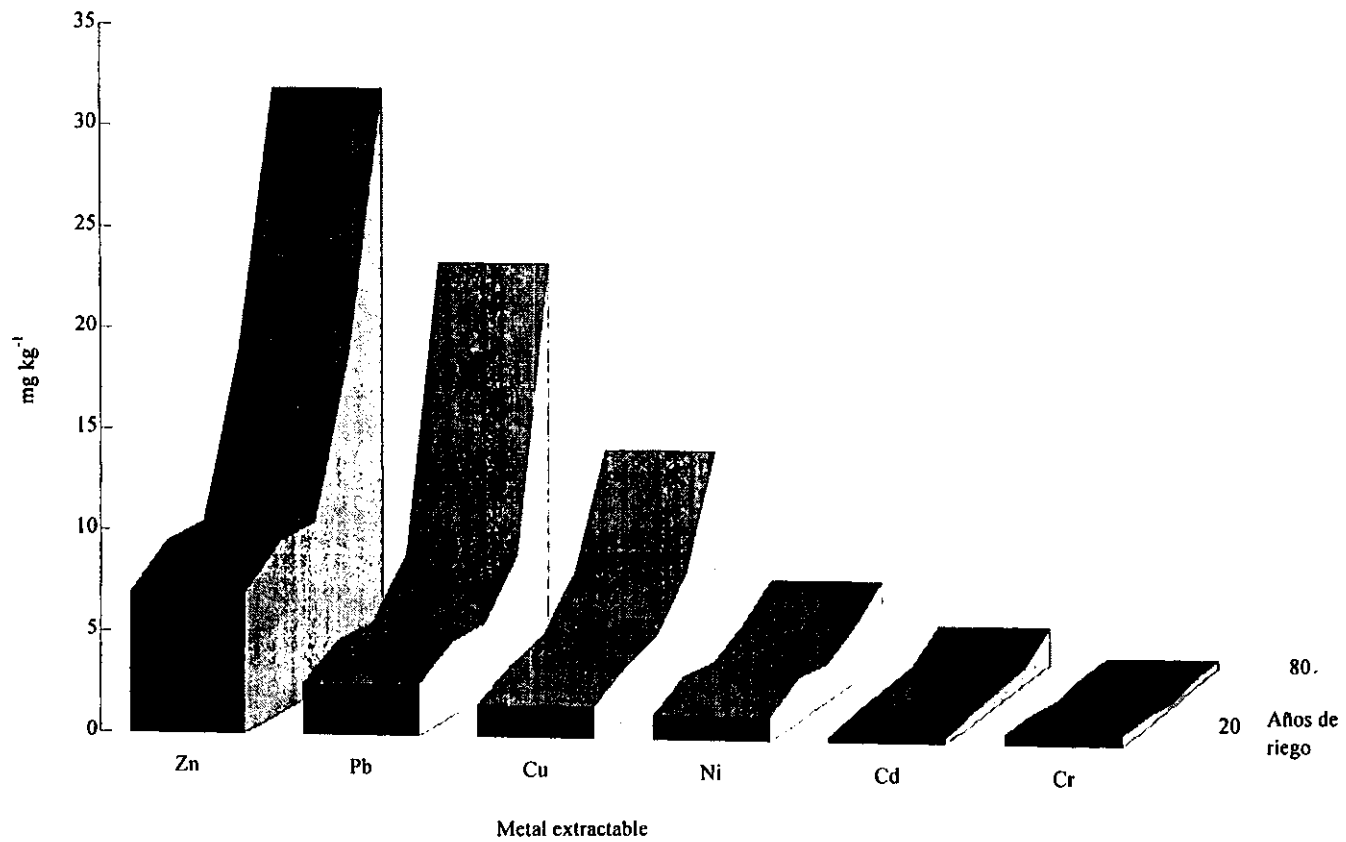
Anexo 5. Niveles naturales permisibles y excesivos de elementos traza en suelos y plantas (mg kg<sup>-1</sup> pesos seco), Melsted, 1973 y Kabata – Pendias, 1994

Elemento	Conc natural en suelos	Nivel permisible en suelo	Conc. Natural en planta (hoja)	Niveles tóxicos en planta
Cd	0.1-1.0	2	0.01-0.2	5-30
Cr	4.0-75	100	0.10-0.5	5-30
Cu	1.0-10	100	3.00-40	20-100
Ni	2.0-30	100	0.10-1.0	10-100
Pb	1.0-30	100	0.10-60	30-300
Zn	10-100	300	15.0-150	100-400

Anexo 6. Concentraciones máximas aceptables de metales traza consideradas como fitotóxicas en suelos agrícolas (arables), Kabata y Pendias, 1994

Metal traza	Austria	Canadá	Polonia	Japón	Reino Unido	Alemania
Cadmio	5	8	3		1(3)	2 (5)
Cromo	100	75	100		20	20 (500)
Cobre	100	100	100	125	50 (100)	50 (500)
Níquel	100	100	100	400	30 (50)	100 (200)
Plomo	100	200	100	400	50 (100)	50 (100)
Zinc	300	400	300	250	150(300)	100 (600)

Contenidos tolerables y Tóxico (en paréntesis)



Anexo 7. Metales extractables en función del tiempo