

22
29.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

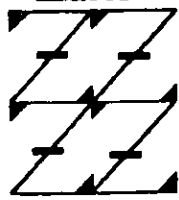
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
"ZARAGOZA"

DETERMINACION DE LA ESPECIACION QUIMICA DE Cd, Zn, Cr, Cu, Fe y Pb EN SUELOS AGRICOLAS IRRIGADOS CON AGUAS RESIDUALES DE TIZAYUCA HIDALGO, ASI COMO SU RIESGO POTENCIAL DE MAGNIFICACION AL NIVEL TROFICO INMEDIATO

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:
B I O L O G O
P R E S E N T A N :
JARAMILLO MONTERRUBIO ELVIRA
MENDEZ RAMIREZ MIRIAM

UNAM
FES
ZARAGOZA



LO HUMANO EJE
DE NUESTRA REFLECIÓN

DIRECTORA DE TESIS: BIOL. MARICELA ARTEAGA MEJIA

MEXICO, D. F.

ENERO, 1998

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

107



Universidad Nacional
Autónoma de México



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.

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA

CARRERA DE BIÓLOGO.

DETERMINACIÓN DE LA ESPECIACIÓN QUÍMICA DE Cd, Zn, Cr, Cu, Fe y Pb EN SUELOS AGRÍCOLAS IRRIGADOS CON AGUAS RESIDUALES DE TIZAYUCA HIDALGO, ASÍ COMO SU RIESGO POTENCIAL DE MAGNIFICACIÓN AL NIVEL TRÓFICO INMEDIATO.

ÁREA: AMBIENTALISMO.

TESISTAS:

JARAMILLO MONTERRUBIO ELVIRA
MÉNDEZ RAMÍREZ MIRIAM

DIRECTOR DE TESIS: BIÓL. MARICELA ARTEAGA MEJÍA

LUGAR DONDE SE DESARROLLÓ EL TRABAJO:
LABORATORIO DE INVESTIGACIÓN Y DESARROLLO TECNOLÓGICO.

ENERO, 1998

A los miembros del jurado por sus valiosas y acertadas aportaciones a este trabajo:

Biol. Ma de los Angeles Galván Villanueva

Biol. Ma Eugenia Ibarra Hernández

M. en C. Miguel Castillo González

Biol. Ramiro Ríos Gómez

Y en especial a nuestra asesora la Biol. Maricela Arteaga Mejía,
quien sin su apoyo y entusiasmo no se hubiera concluido dicha tesis.

AGRADECIMIENTOS



- Primeramente queremos manifestar nuestro agradecimiento al M. en C. Manuel F. Rico Bernal, por su cariño, apoyo y amistad incondicional.
- Las tesistas agradecemos el apoyo brindado por fundación UNAM.
- Al Licenciado Antonio Alcántara, que sin conocernos nos brindo su apoyo y amistad.
- A todos nuestros buenos amigos, que por medio de su comprensión y cariño, han hecho posible la conclusión de este trabajo.

INDICE

Capítulo 1

1.1 Problemática del uso de las aguas residuales en suelos agrícolas.....	01
---	----

Capítulo 2

Antecedentes

2.1 Antecedentes generales.....	03
2.2 Antecedentes particulares.....	03

Capítulo 3

Marco Teórico

3.1 Efecto del uso de las aguas residuales en suelos agrícolas.....	05
3.2 Metales en el suelo.....	06
3.3 Presencia de metales en fuentes naturales.....	06
3.4 Presencia de metales en fuentes antrópicas.....	08
3.4.1 Importancia de los metales en la industria.....	08
3.5 Tipos de adsorción de los metales en el suelo.....	10
3.6 Formación de enlaces entre la fracción orgánica y mineral.....	11
3.7 Acumulación y dispersión de los metales pesados.....	12
3.7.1 Factores internos.....	12
3.7.2 Factores externos.....	12
3.8 Disponibilidad de los metales.....	14
3.9 Propiedades físicas y químicas del suelo.....	15
3.9.1 Textura.....	15
3.9.2 Capacidad de intercambio catiónico.....	15
3.9.3 pH.....	16
3.9.4 Potencial de óxido reducción.....	17
3.9.5 Materia orgánica.....	18

Capítulo 4

Importancia de los metales en las diferentes fracciones del suelo

4.1 Fracción intercambiable.....	20
4.2 Fracción asociada a carbonatos.....	20
4.3 Asociados a óxidos de Fe y Mn.....	20
4.4 Asociados a materia orgánica.....	20
4.5 Fracción residual.....	20

Capítulo 5

Importancia de los Metales Pesados a estudiar

5.1 Zinc.....	21
5.2 Plomo.....	22
5.3 Cadmio.....	24
5.4 Cromo.....	25
5.5 Hierro.....	27
5.6 Cobre.....	28

Capítulo 6

Ubicación de la zona de estudio

6.1 Generalidades del municipio de Tizayuca.....	32
6.1.1 Localización.....	32
6.1.2 Clima.....	32
6.1.3 Suelo.....	33
6.1.4 Uso del suelo.....	33
6.1.5 Hidrología.....	33

Capítulo 7

Justificación.....	35
---------------------------	-----------

Capítulo 8	
Objetivos	
8.1 Objetivo general.....	36
8.2 Objetivos particulares	36
Capítulo 9	
Hipótesis.....	37
Capítulo 10	
Diseño y desarrollo experimental.....	38
Capítulo 11	
Resultados.....	43
Capítulo 12	
Análisis de Resultados.....	48
Capítulo 13	
Conclusiones.....	78
Capítulo 14	
Sugerencias.....	79
Capítulo 15	
Bibliografía.....	80

RESUMEN

Debido a la incorporación de las aguas residuales tanto de origen doméstico como industrial sin tratamiento previo al Río Papalotes, se está provocando una severa contaminación del mismo; por otro lado, el uso de estas aguas para la irrigación de los cultivos que se establecen a lo largo del río en su paso por el municipio de Tizayuca Hidalgo, causan la incorporación de metales pesados al suelo. Con el propósito de evaluar el grado de contaminación de mismo, se realizó un estudio en 7 sitios ubicados en zonas donde la naturaleza del agua residual empleada pudiera ser clasificada como agua residual de tipo doméstica, tipo industrial y mezcla, además se seleccionaron 2 sitios irrigados con agua de pozo, haciendo un total de 9 sitios de muestreo.

Para el análisis se determinaron las concentraciones totales de seis metales pesados (Cadmio, Cromo, Cobre, Zinc, Hierro y Plomo), así como las cantidades de estos elementos ligadas a cinco fracciones sólidas del suelo (Intercambiable, Carbonatos, Óxidos de hierro y manganeso, Materia orgánica y Residual), mediante el empleo del método de fraccionamiento utilizando la técnica de extracción secuencial (Yong, 1992).

Los resultados obtenidos mostraron que las concentraciones de Cadmio (de 5.8 a 9.4 mg/kg), en todas las parcelas muestreadas sobrepasan los límites de concentración normal según la clasificación de Alloway (1990), el cual constituye un problema de contaminación, asimismo de disponibilidad para la MC1 y M40.

Por otro lado el plomo total en la mayoría de las muestras se encontró dentro del rango crítico de concentración (de 110 a 230 mg/kg), con excepción de los dos primeros horizontes del perfil 1.

Por su parte, el cromo se encontró en concentraciones cercanas al valor crítico (74 mg/kg), sin embargo la mayor proporción está ligada a la fracción más recalcitrante.

Finalmente el Cobre (3.0 a 6.8 mg/kg), Hierro (81 a 481 mg/kg) y Zinc (5.0 a 27.0 mg/kg), se presentaron en concentraciones dentro de los límites normales, según los valores de concentraciones naturales establecidas por el autor antes mencionado, encontrándose principalmente en las fracciones carbonatos y residual.

Capítulo 1 INTRODUCCIÓN

1.1 Problemática del uso de las aguas residuales en suelos agrícolas.

El suministro de agua en el mundo está distribuido de manera desigual, por ello su escasez es aguda en muchas regiones del mundo y crónica en otras. Las principales fuentes fluviales, están sometidas a una seria presión ambiental. El desarrollo industrial y el crecimiento demográfico incrementarán la descarga de agentes contaminantes, a menos que los gobiernos intensifiquen sus esfuerzos para prevenir la contaminación o tratar las aguas residuales (INEGI, 1993). Además, los asentamientos humanos ubicados a orillas de un cuerpo de agua provocan la contaminación del mismo, ya que se facilita su utilización para el riego agrícola y para transportar residuos que son vertidos por la población (Hernández, 1992).

Como consecuencia del alto consumo de agua potable se producen grandes volúmenes de agua contaminada y prueba de ello es que en la República Mexicana se genera aproximadamente por parte de la población $157.8 \text{ m}^3/\text{seg}$ y por la industria $105.2 \text{ m}^3/\text{seg}$, dando como resultado un total de $263 \text{ m}^3/\text{seg}$ de aguas residuales (Ramos, 1996), las cuales son líquidas de composición variada provenientes de usos domésticos, comercial y de servicios públicos o privados así como industriales o de cualquier otro uso que por este motivo haya sufrido degradación en su calidad original (Ramos, 1996).

Estas aguas que son depositadas en los lechos de los ríos, no siempre reciben un tratamiento adecuado, por lo que pueden llevar una gran cantidad de contaminantes como son los metales pesados, detergentes, hidrocarburos, grasas y aceites, fenoles, entre otros, que al ser empleadas para riego agrícola se depositan en el suelo provocando su degradación, además a través del tiempo estos contaminantes se acumulan en concentraciones que en la mayoría de los casos resultan ser tóxicas para las plantas que constituyen la fuente inicial de la red alimentaria.

La problemática particular del municipio de Tizayuca es la recepción de las aguas residuales que provienen de Pachuca, las cuales desembocan en la Presa "El Manantial", que es una de las principales fuentes de abastecimiento de agua para la irrigación de los cultivos aledaños, después de la presa se inicia el caudal del río Papalotes rumbo al centro de Tizayuca atravesando diferentes asentamientos humanos que vierten al río sus aguas residuales, provocando la incorporación de contaminantes de tipo orgánico principalmente. Debido a que para algunos de los habitantes de la zona, una de sus fuentes de ingresos es el aprovechamiento del suelo, como consecuencia de la escasa precipitación, el agua del río es empleada para los cultivos (INEGI, 1993).

Posteriormente el caudal pasa por otra zona con un mayor número de pobladores que realizan entre otras actividades microempresariales la cría intensiva de ganado vacuno y porcino, así como prácticas agrícolas mediante el uso de grandes cantidades de mejoradores orgánicos e inorgánicos, todas estas incrementan las cantidades de contaminantes que se aportan al río, dando como resultado una contaminación por aguas residuales mezcladas, ya que ahora los contaminantes son tanto de tipo orgánico como inorgánico, del mismo modo esta agua se emplea para las prácticas agrícolas que se establecen en las cercanías de este cuerpo acuático; finalmente antes de terminar su paso por el municipio, se encuentra conectado al río Papalotes un canal de desagüe, el cual acarrea las aguas residuales sin tratamiento previo que son generadas en el parque industrial en donde se tienen diversos giros, entre los cuales se pueden mencionar metalmecánicas, productos químicos, elaboración de alimentos, cromadoras, curtidoras, fabricación de vidrio, plásticos, papel, etc. descargando sus efluentes al río, provocando una seria contaminación del mismo con compuestos predominantes de tipo inorgánico, continuando así su trayecto hacia la laguna de Zumpango.

Ya que estas aguas en sus diferentes grados de contaminación están siendo aplicadas al suelo con fines agrícolas, surge la necesidad de evaluar los efectos que las mismas ocasionan, y para este trabajo en particular cuantificar la concentración de seis metales pesados, como son el cadmio, cobre, cromo, zinc, hierro y plomo en cinco fracciones sólidas del suelo para evaluar el riesgo potencial de magnificación que se pudiese presentar en los diferentes sitios analizados.

Capítulo 2 Antecedentes

2.1 Antecedentes Generales.

Cuadra (1981) menciona que los primeros estudios sobre la composición química del agua usada para riego en el distrito 063 Estado de Hidalgo, datan de 1964 y reporta los primeros problemas de toxicidad por Boro debido a su introducción al suelo. Mascareño (1974) observó en el mismo distrito, que las aguas residuales aportaban metales pesados al suelo y detectó presencia de Aluminio, Mercurio y Plomo en tejidos vegetales, así como elevados niveles de Cobre, Hierro y Zinc. Mendoza (1981), señaló que las concentraciones de Boro, Cadmio, Cobre, Cromo, Hierro, Manganeso y Molibdeno del agua residual que llega al Valle del Mezquital, sobrepasan los niveles permisibles recomendados por la EPA (US-EPA, 1973), también señalan esta problemática García *et al.* (1988), quienes observaron además elevadas concentraciones de Plomo, Cromo y Cadmio en tejidos vegetales, principalmente en especies desarrolladas en suelos regados con estas aguas por largo tiempo, Mejía *et al.* (1990), encontraron para esta misma zona que las concentraciones de Níquel, Cadmio y Cobalto en alfalfa y en maíz son superiores a las reportadas como normales.

Respecto a la distribución de los metales pesados en el suelo, Cajuste *et al.* (1991), observaron una mayor acumulación de metales en suelos irrigados con aguas negras, en comparación con los niveles encontrados en suelos irrigados con mezclas de aguas residuales y aguas de escorrentías, ya que se da un proceso de dilución de las aguas negras, provocando una disminución en las cantidades de metales que se introducen al suelo.

Flores *et al.* (1990) y Mejía *et al.* (1990), observaron que los metales introducidos se acumularon principalmente en la capa arable disminuyendo su concentración conforme aumenta la profundidad del perfil y señalaron que los niveles de metales pesados en el suelo (de 0 a 14 cm) están dentro de las concentraciones consideradas por Bohn (1993), como normales, con excepción del Cadmio (Carrillo, Cajuste, Hernández, 1990).

2.2 Antecedentes Particulares.

A nivel nacional la superficie actual regada con aguas residuales es de 156 000 ha, para lo cual se utilizan aproximadamente $51 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ generados por las descargas de unas 30 ciudades con más de 100 000 habitantes cada una. Entre estas ciudades se encuentra Pachuca, que desecha aproximadamente unos 700 litros de agua por segundo, las cuales se drenan mediante el colector principal y el "Río de las Avenidas", y posteriormente se emplean en el riego de más de 1500

ha en los municipios de Pachuca y Mineral de la Reforma (0.04 % de la superficie agrícola de la cuenca del "Río de las Avenidas"). El agua de pozo únicamente se emplea en el riego de 0.006 % del área agrícola de la cuenca, por lo que es evidente que en el área de estudio la agricultura es principalmente de riego con agua residual (Méndez, 1994).

Adicionalmente, el acelerado crecimiento tanto urbano como industrial de Tizayuca, ha generado problemas de riesgo ambiental principalmente por las aguas residuales utilizadas para riego agrícola sin ningún tratamiento previo, que han provocado alteraciones físicas, químicas y biológicas al suelo. Méndez (1994), encontró concentraciones de Cu justo en el límite máximo establecido por el CCE-CCA-001/89 en el "Río de las Avenidas", a la salida de Pachuca y la zona industrial de Tizayuca y debido a sus características de salinidad no puede ser utilizada en la agricultura, además de presentar altas concentraciones de Fe, Mn, Cu y Zn.

Por otra parte la utilización de agua de pozo para la irrigación presenta problemas de contaminación por sales y metales pesados, ya que se han encontrado concentraciones de plomo, boro y magnesio por arriba de los estándares de la Comunidad Económica Europea (1984), de la Organización Mundial de la Salud (1984) y de la Secretaría de la Salud (1996) (Huizar, 1996).

El impacto de estas aguas en los suelos ha dado lugar a la acumulación de metales pesados ya que se han detectado valores de 3.10 a 493.10 ppm de Pb, el Cd fluctúa de 0.10 a 9.10 ppm y el Cu de 0.9 a 22.50 ppm. Las altas concentraciones de Cu fueron detectadas cerca de la ciudad de Pachuca y al final del "Río de las Avenidas" los valores de Mn y Zn varían de 10.24 a 87.37 y de 0.41 a 1.04 ppm respectivamente debido a la influencia de la descarga de aguas de las minas ricas en Mn y Zn degradando los suelos, disminuyendo el rendimiento de los cultivos y la mala calidad de los mismos por efecto de los contaminantes (Méndez, 1994).

Capítulo 3 Marco Teórico

3.1 Efecto del uso de las aguas residuales en suelos agrícolas.

Las aguas residuales dentro de lo que contienen, poseen elementos útiles para las plantas como son nitrógeno, fósforo y potasio que tienen un efecto benéfico para su desarrollo reduciendo los costos de producción. Sin embargo, su uso sin ningún tratamiento previo para las actividades agrícolas las convierte en una fuente potencial de contaminación del suelo principalmente por agentes infecciosos que contagian los productos cosechados, así como por metales pesados (Tiller, 1989), que se acumulan formando diversos compuestos en grandes cantidades y/o en formas solubles que rompen el equilibrio natural del mismo, así como de los acuíferos y en ocasiones se han introducido a la red trófica (Mattigod y Page, 1983).

Por otro lado, en nuestros campos el uso continuo y excesivo de estas aguas así como de abonos y fertilizantes, alteran el estado natural del suelo, ya que estas aguas residuales ácidas o alcalinas atacan a la microflora y microfauna, o bien alteran la constitución del mismo debido a las reacciones físicas y químicas que en él se presentan. Asimismo el uso de plaguicidas puede alterar el equilibrio biológico y generar además problemas debido a su persistencia en el suelo, estos compuestos concentran su campo de acción en los primeros 3 cm del suelo; no obstante, sus efectos pueden proyectarse hasta unos 30 o 40 cm de profundidad, matando los microorganismos y disminuyendo los procesos de descomposición de la materia orgánica (Cantú, 1992).

Existen algunas interrogantes que surgen con respecto al destino final de algunos metales pesados en el suelo, pero éste constituye todavía el medio más seguro que la hidrósfera o atmósfera para depositar desechos contaminantes, ya que en los suelos también se cumple la ley de amortiguamiento de la naturaleza, es decir, los sistemas en equilibrio que están sometidos a impactos externos que tienden a deformarlos, sufren modificaciones resultantes dirigidas a oponerse a la acción del impacto (Seoanez, 1995).

Esto nos sugiere que el suelo es capaz de admitir alteraciones, por ejemplo la captación de contaminantes que pueden llegar a ser asimilados si no son excesivos, lo que puede constituir un medio de eliminación de la contaminación, ya que poseen una mejor capacidad que el aire o el agua para oxidar y retener los contaminantes (Bohn, 1993).

3.2. Metales en suelos.

Los metales pesados, son elementos que fácilmente pierden electrones para formar iones positivos, además poseen orbitales vacíos que son frecuentemente quelatados y complejados con materiales orgánicos del suelo (Bautista, 1990). La característica común de ellos es su tendencia a no migrar de la capa superior del suelo bajo condiciones normales.

Por otro lado, los mecanismos que permiten la entrada de estos iones metálicos a la solución del suelo incluyen: el intemperismo mineral, descomposición de la materia orgánica, las sales contenidas en el agua de riego, fertilización y liberación de iones retenidos por la fracción coloidal del suelo.

Según Bautista (1994), químicamente los elementos se clasifican en metales y no metales, a su vez los metales se separan en elementos de transición, alcalinos y alcalinotérreos.

En cuanto a la importancia biológica de los metales, Wood y Goldberg (1977) los dividen en tres grupos:

1.-*Metales ligeros*: son aquellos elementos que normalmente son transportados como cationes móviles en soluciones acuosas, entre los que se pueden mencionar son el Na, K, Ca, Mg, etc.

2.-*Metales de transición*: son aquellos elementos que pueden ser tóxicos a altas concentraciones y esenciales a bajas concentraciones, pertenecen a este grupo el Fe, Cu, Co, Mn, etc.

3.-*Metales pesados*: este término es utilizado en el caso de los metales que tienen una densidad mayor o igual a 5 g/cc y son elementos que pueden ser requeridos para actividades metabólicas a bajas concentraciones, pero a niveles ligeramente altos son tóxicos, se puede incluir en esta categoría al plomo, cobre, cromo, cadmio, platino, etc.

3.3 Presencia de metales en fuentes naturales.

Todos los elementos incluidos en la clasificación anterior pueden encontrarse en los minerales primarios y/o coprecipitados con los minerales secundarios, como pueden verse algunos ejemplos en la tabla 1, entendiéndose como minerales primarios a los constituyentes de las rocas y minerales secundarios como la cristalización o agregación de los productos del intemperismo (tabla 2).

TABLA 1. Metales pesados asociados a minerales primarios sulfurados.

Minerales Primarios Sulfurados	Metales pesados asociados
Galena (PbS)	Ag, Au, As, Ba, Bi, Cr, Hg y Ni
Esfarelita (ZnS)	Sb, Sn, Te y Tl
Calcopirita (CuFeS ₂)	Ag, Co, Ge, In, Mn, Ni, Se y Sn
Pirita (FeS ₂)	Ag, As, Au, Co, Cu, Ni, Pb, Ti y Tl
Arsenopirita	As y Fe

Tomado de Bautista, 1994.

TABLA 2. Metales pesados asociados a minerales secundarios.

Minerales Secundarios	Metales pesados asociados
Óxidos de hierro	V, Mn, Cu, Zn y Mo
Óxidos de manganeso	Fe, Co, Ni, Zn y Pb
Carbonatos de calcio	V, Mn, Fe, Co, Cd y Pb
Esmectitas	Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co y Ni
Vermiculitas	Ti, Mn y Fe

Tomado de Bautista, 1994.

En ciertos niveles de los ecosistemas, la concentración de los metales se puede elevar tanto que llegue a constituir una contaminación, la cual puede ser de origen natural de acuerdo a un ciclo biogeoquímico (Tabla 3 y 10), o bien puede ser una contaminación de origen antropogénico (Tabla 4). La contaminación natural por metales se produce a partir de las actividades volcánicas, procesos de erosión y escapes de depósitos profundos y superficiales, etc. (Vega, 1990).

TABLA 3. Niveles medios de elementos potencialmente tóxicos en rocas y suelos (ppm)

ELEMENTO	ROCAS IGNEAS		ROCAS SEDIMENTARIAS	EN SUELOS	
	Basalto	Granito		Intervalo	Media
As	1.5	1.5	7.7	0.1-40	6.0
Bi	0.031	0.065	0.4	0.1-0.4	0.2
Cd	0.13	0.09	0.17	0.01-2	0.35
Hg	0.012	0.08	0.19	0.01-0.5	0.06
In	0.058	0.04	0.044	0.2-0.5	0.2
Pb	3.0	24.0	19.0	2.0-200	15.0
Sb	0.2	0.2	1.2	0.2-10	1.0
Se	0.05	0.05	0.42	0.05	0.4
Te	<0.1	<0.1			
Tl	0.08	1.1	0.95	0.1-0.8	0.2

Tomado de Fergusson, 1990.

Existen tres tipos principales de fuentes de emisión de metales en el ambiente, el más evidente es el proceso de extracción y purificación, minería, fundición y refinación, el segundo, es la emisión de metales al quemarse combustibles fósiles como el carbón y petróleo, tales combustibles contienen cadmio, plomo, mercurio, níquel, vanadio, cromo y cobre. La tercera fuente, la más diversa es la producción y la utilización de productos industriales que contienen metales.

3.4 Presencia de metales en fuentes antrópicas

Los elementos contaminantes predominantes, de origen antropogénico y sus principales estados de oxidación incluyen a los siguientes elementos, ordenados según su número atómico y no a su importancia, Be^{2+} , F^{1-} , $Cr^{3+.6+}$, $Ni^{2+.3+}$, Zn^{2+} , $As^{3+.4+}$, Cd^{2+} , $Hg^{1+.2+}$ y $Pb^{2+.4+}$ (Fassbender, 1987).

TABLA 4. Fuentes antrópicas de los elementos pesados

FUENTES	METALES PESADOS
Lodos residuales	Cd, Pb, As, Cr, Zn, Co, B, Ba, Be, Br, Ce, Cu, Mn, Co, F, Ge, Hg, Mo, Ni, Rb, Sn, Sr, V y Zr
Riego	Cd, Pb y Se
Fundidoras	Pb, Cd, Sb, As, Se, In y Hg
Plaguicidas	Pb, As, Hg, Br, Cu, F, V y Zn
Fertilizantes	Cd, Pb, As, B, Ba, Br, Ce, Co, Cr, Cu, F, Mn, Mo, Ni, Sc, Se, Sn, Sr, Te, U, V, Zn y Zr
Minas	Pb, Cd, As y Hg
Abonos	As, Se, Ba, Br, Co, Cr, Cu, F, Ge, Mn, Ni, Pb, Sr, Zn y Zr
Automóviles	Pb y Cd
Pinturas	Pb y Cd
Carbonatos	As, B, Ba, Ce, Cr, Cu, F, Mn, Mo, Ni, Pb, Sr, V, Zn y Zr
Combustión de carbón	As, Se, Sb y Pb

Tomado de Fergusson, 1990.

3.4.1 Importancia de los metales en la industria

Un gran número de metales pesados son utilizados en la industria y en avances tecnológicos, así mismo algunos de ellos, son indispensables para la vida aunque solo se encuentren en cantidades muy pequeñas en los tejidos del cuerpo, como se indica en la tabla 5.

TABLA 5. Metales pesados más importantes, sus densidades, abundancia y su categoría como esenciales y/o contaminantes.

Elemento	Densidad g/cc	Rocas ppm	Esencial	Contaminante veg/anim.
Ag	10.5	0.07		X
Au	19.3	0.05		
Bi	9.8	0.17		X
Cd	8.7	0.2		X
Cr	7.2	100.0	X	X
Co	8.9	25.0	X	X
Cu	8.9	55.0	X	X
Fe	7.9	6x10 ⁴	X	X
Hg	13.6	0.08		X
La	6.2	25.0		X
Mn	7.4	950.0	X	
Pb	11.3	13.0		X
Mo	10.2	1.5	X	X
Ni	8.9	75.0	X	X
Pt	21.5	0.05		
Tl	11.9	0.45		X
Th	11.5	9.6		X
Sn	7.3	2.0	X	X
U	19.1	2.7		X
V	6.1	135.0	X	
W	19.3	1.5	X	X
Zn	7.1	70.0	X	X
Zr	6.5	165.0		X

Tomado de Davis 1980.

Según Vega (1990), la unión de los metales a los materiales biológicos es de gran intensidad, pero no es específica ni para el metal ni para las estructuras biológicas, en general los metales tienen la capacidad de combinarse con una gran variedad de moléculas orgánicas, especialmente con los grupos sulfhidrilos (-SH) de las proteínas. Sin embargo, la reactividad de cada metal es diferente y por lo tanto su fuerza de unión con las proteínas también lo es. Los metales al unirse con los grupos sulfhidrilos producen la inhibición de la actividad de numerosas enzimas en el organismo. El transporte de los metales a través de las membranas celulares va a diferir según las características del compuesto metálico y del tejido.

La toxicidad de un metal depende de su vía de administración y del compuesto químico al que este ligado. La combinación de un metal con un compuesto orgánico puede aumentar o disminuir sus efectos tóxicos sobre las células, en cambio la combinación de un metal con azufre forma un sulfuro y da lugar a un compuesto menos tóxico que el hidróxido y óxido correspondientes, debido a que el sulfuro es menos soluble en los fluidos corporales que el óxido. Los seres

humanos presentan una tendencia a acumular metales, como lo demuestra la prolongada vida media de algunos de ellos en el organismo, ver tabla 6.

TABLA 6. Ingestión de metales por el hombre

METAL	INGESTION MEDIA DIARIA (mg/día)		DOSIS ORAL TÓXICA (mg)	CONTENIDO CORPORAL TOTAL (mg)	VIDA MEDIA CORPORAL (DÍAS)
	COMIDA Y AGUA	AIRE			
Antimonio	0.100	0.0017	100	7.9	38
Bario	0.735	0.030	200	22	65
Berilio	0.012	0.00004		0.03	180
Bismuto	0.020	0.00076		0.23	5
Cadmio	0.160	0.0074	3	50	200
Cromo	0.245	0.0011	200	1.8	616
Cobalto	0.390	0.00012	500	1.5	9.5
Cobre	1.325	0.0114	250	72	80
Hierro	15.000	0.084		4200	800
Plomo	0.300	0.046		120	1460
Manganeso	4.400	0.0288		12	17
Mercurio	0.025				70
Molibdeno	0.335	0.0006		9.3	5
Níquel	0.600	0.00238		10	667
Plata	0.060-0.080		60	1	5
Estaño	7.300	0.0006	2000	17	35
Titanio	1.375	0.0014		9	320
Uranio	0.050			0.7	100
Vanadio	0.116	0.00916		22	42
Zinc	14.500	0.0118		2300	933
Circonio	0.490			420	450

Tomado de Stephen 1981.

3.5 Tipos de adsorción de los metales en el suelo.

Los fenómenos de retención de los elementos metálicos en el suelo más importantes que afectan el comportamiento y la biodisponibilidad de los mismos, son los de adsorción por los constituyentes de la fase líquida y sólida, estos procesos son controlados por las concentraciones de los iones metálicos y complejos en la solución del suelo. Diferentes mecanismos pueden estar involucrados en la adsorción de los iones metálicos, incluyendo intercambio de cationes (adsorción no específica), adsorción específica, complejo orgánico y coprecipitación.

Cationes intercambiables: La mayor parte de metales pesados existen como cationes en la solución del suelo y son adsorbidos por medio de la densidad de las cargas negativas de las superficies de los coloides del suelo. El orden que

mantiene la electroneutralidad, en la superficie de las cargas negativas es balanceada por una cantidad igual de cargas opuestas (Alloway, 1990).

Adsorción específica: involucra el intercambio de cationes de metales pesados y la mayor parte de aniones con superficies ligadas formando en parte enlaces covalentes. La adsorción específica depende fuertemente del pH y relaciona la hidrólisis de los metales pesados. Los metales más capaces de formar complejos hidróxidos, son en su mayoría adsorbidos específicamente en el siguiente orden de incremento de adsorción: $Cd < Ni < Co < Zn < Cu < Pb < Hg$. Los hidróxidos de Al, Fe y Mn están considerados como productos de los constituyentes involucrados en el suelo en la reacción de adsorción (Fassbender, 1987).

Coprecipitación: está definida como la precipitación simultánea de agentes químicos en conjunción con otros elementos por algún mecanismo y en alguna proporción. Los tipos de mezclas sólidas comúnmente formadas incluyen minerales de arcilla, hidruros de hierro y óxidos de manganeso y calcita en los cuales ha ocurrido la sustitución isomórfica (Alloway, 1990).

Complejación orgánica: las sustancias húmicas, como el ácido húmico, adsorbe metales para formar complejos quelantes. Los ligandos orgánicos de bajo peso molecular de origen húmico y no húmico pueden formar complejos solubles con metales incrementando su movilidad. Los grupos reactivos de los compuestos húmicos, tales como hidróxilos, fenólicos y carboxilos forman complejos coordinados con iones metálicos. La constante de estabilidad de los quelatos con metales tiende a ser en el orden decreciente siguiente: $Cu > Fe = Al > Mn = Co > Zn$. Los grupos carboxilo juegan un papel importante, predominante en el ciclo de la unión del metal en ambos ácidos húmicos y fúlvicos, donde algún metal podría ser unido en una cantidad aproximadamente igual al número de grupos carboxilo (Alloway, 1990).

3.6 Formación de enlaces entre la fracción orgánica y mineral

Existen diferentes tipos de enlace entre la fracción orgánica y el mineral, la estabilidad del complejo formado dependerá del tipo de enlace entre estos. Los enlaces más importantes por orden son:

- De tipo iónico por atracción electrostática debido a fuerzas de Coulomb (Complejos estables).
- Dipolares por fuerzas de Van der Waals (Complejos metaestables).
- Coordinados por puentes de hidrógeno (Complejos inestables) (Porta, 1994).

Los complejos organo-minerales más comunes y estables resultan de enlaces de tipo iónico, que dan lugar a fenómenos de adsorción del ion metálico (complejo organometálico) o del grupo funcional de la materia orgánica a la superficie de minerales arcillosos (complejos arcillo-húmicos). Los complejos pueden ser de

esfera interna (contacto directo entre anión e ion metálico), de esfera externa (si entre ambos se interponen una o más moléculas de agua al estar hidratado el ion) y complejos de solvatación (anión unido a moléculas de agua únicamente).

Los complejos entre la materia orgánica y el metal tienen las siguientes características.

- Estabilidad variable.
- La solubilidad depende de la carga mineral, pH, Eh, nivel y tipo de materia orgánica.
- Son de tamaño relativamente pequeño.
- Su unión es mediante la formación de quelatos.
- Constituyen un medio importante para los procesos de translocación así como de inmovilización de metales tóxicos procedentes de vertidos, fangos de depuración, etc. (Porta, 1994).

3.7 Acumulación y dispersión de los metales pesados.

La acumulación y dispersión de los metales pesados en el suelo está determinada por sus factores internos, como son las características químicas del elemento y los compuestos que forma y por factores externos del suelo, entre ellos los procesos edáficos y condiciones ambientales.

3.7.1 Factores internos

Con respecto a los factores internos se debe tomar en cuenta la relación carga (z) y el radio del ion hidratado (r)- z/r = potencial iónico, pues se ha comprobado que los elementos que forman iones de gran tamaño y de menor valencia son los más solubles .

3.7.2 Factores externos

Son los procesos edáficos que influyen tanto en la acumulación como en la dispersión de los metales pesados en suelo; en la tabla 7 se muestran algunos ejemplos (Bautista, 1994).

TABLA 7. Acumulación y dispersión de algunos elementos potencialmente tóxicos de acuerdo a algunos procesos edáficos.

PROCESO	UNIDAD DE SUELO FAO/UNESCO, 1982	ACUMULACIÓN	DISPERSIÓN
Podzolización	R, Q y Y	Co, Cu, Mn, Ni, Ti, V y Zr	B, Ba, Br, Mn, Rb, Cd, Cr, I, Li, Se y V
Aluminización	B, L, W y A	Co, Mn, Mo y V	B, Ba, Br, Cu, I, Se y Sr
Sialitización	V y F	B, Ba, Cu, Mn, Se y Sr	-----
Laterización	A, F y K	B, Ba, Cu, Co, Cr, Ni, Sr, Ti y V	-----
Alcalinización	Z, S y X	B, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Zn y V	-----
Hidromorfia	-----	Ba, B, Co, Cu, I, Mn, Mo, Se, Sr y U	B, Br, Co, Cu, Mn, Ni, U y V

A = Acrisoles, B = Cambisoles, F = Ferrisoles, K = Castanozems, L = Luvisoles, Q = Arenosoles, R = Regosoles, S = Solonetz, V = Vertisoles, W = Planosoles, X = Xerosoles, Y = Yermosoles y Z = Solonchaks.

Tomado de Kabata y Pendias, 1989.

La difusión de los metales generalmente ocurre más allá de cortas distancias dependiendo de las propiedades físicas y químicas del suelo, y el papel más importante en este fenómeno de difusión lo juegan las plantas al absorberlos. Sin embargo, el flujo másico del agua es el principal medio por el cual los metales pesados se mueven a distancias considerables dentro de los suelos, para que este desplazamiento se efectúe, es necesario que el metal se encuentre en la fase soluble o asociado con partículas móviles, como lo son los complejos órgano-metálicos. La estabilidad de los metales también permite su transporte a distancias considerables tanto por aire como por agua (Tabla 11).

Por otro lado, lo que corresponde a la inmovilización de los contaminantes metálicos por parte del suelo, va a depender de las condiciones físicas y químicas del mismo, así como de las propiedades del contaminante. Los metales que tienen una gran movilidad son el aluminio, cadmio, manganeso e hierro; el cobre y el níquel tienen una movilidad media, en tanto que el cobalto y el plomo tienen una movilidad baja. Las estructuras orgánicas de síntesis si no se encuentran en la naturaleza, pueden considerarse como potencialmente recalcitrantes, esto supone un riesgo de bioacumulación, movilización y posibles efectos lejos de su ámbito de aplicación (Baghday, 1987).

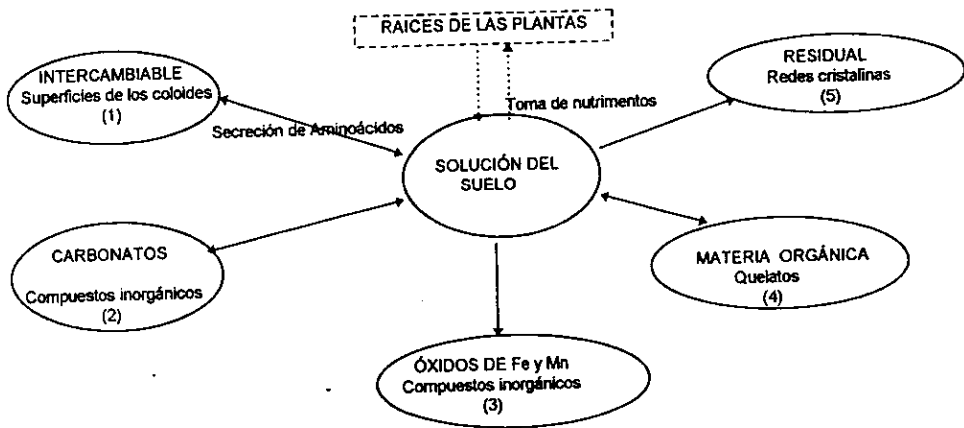
Su persistencia en el ambiente presenta dificultades especiales, a diferencia de los contaminantes orgánicos, ya que los primeros no pueden ser degradados biológica ni químicamente, sus compuestos solo pueden alterarse parcialmente persistiendo en la naturaleza los indeseables, y en algunos casos tales

reacciones desencadenan formas más tóxicas del metal, siendo el mercurio un ejemplo de ello (Bohn, 1993).

3.8 Disponibilidad de los metales.

En la retención de iones, los suelos conservan un equilibrio entre evitar las pérdidas por lixiviación y mantener cierta disponibilidad para la planta, los suelos retienen iones y moléculas mediante el intercambio de cationes y aniones, la precipitación, atracción electrostática débil, formación de complejos con la materia orgánica del suelo y retención dentro de las células microbianas (Bohn, 1993). Las fuentes inmediatas de los nutrientes que necesitan las plantas son los solutos electrólitos y no electrólitos contenidos en la solución del suelo (Fig. 1)

Fig. 1 Distribución de los elementos metálicos en las diferentes fracciones del suelo



1,2,3,4,5 Secuencia de la incorporación de metales por las plantas en las diferentes fracciones del suelo.

Por otro lado, los factores que afectan la cantidad de metales absorbidos por la planta son controlados por la concentración y especiación del metal en la solución del suelo, el movimiento del metal desde el suelo a la superficie de la raíz, el transporte del metal desde la superficie al interior de la misma y su traslocación al vástago, sin embargo, dependiendo de su tolerancia, las plantas pueden presentar diferentes grados de contaminación en relación a la concentración y tipo de contaminantes y a su vez inducir intoxicación al ser consumidos (Kabata, 1986).

En el suelo es insignificante la lixiviación de los cationes y aniones tóxicos en condiciones naturales, como consecuencia estos tienden a permanecer a escasos

centímetros de la superficie, pero si éste es removido con fines agrícolas o se provocan condiciones de acidez del mismo mediante la aplicación de mejoradores o lavados continuos, se incrementa la disponibilidad y movilización de algunos metales y consecuentemente su absorción por las plantas.

Afortunadamente a través del tiempo disminuye la disponibilidad de los iones agregados al suelo, ya que éste permite que la difusión de iones alcance los sitios de sorción más fuertes e incluso que se incorporen a los sólidos cristalinos y amorfos, contribuye también al envejecimiento de los sólidos provistos de fases pequeñas y reactivas que se vuelven a disolver para formar fases más grandes y menos reactivas (Fassbender, 1987).

3.9 Propiedades físicas y químicas del suelo.

3.9.1 Textura

La textura del suelo describe las características que dependen del tamaño y predominancia de las partículas arena, limo y arcilla.

Los suelos se agrupan en un número definido de clases de textura, tales como arenosos, limosos, francos y arcillosos recibiendo el nombre de la fracción correspondiente al análisis mecánico o clase textural, cuyas características dominan las propiedades del suelo, excepto en los suelos francos, en los que no domina fracción alguna (Russell, 1968).

El análisis de la textura del suelo es un parámetro importante, ya que de los resultados obtenidos se puede tener una idea más clara de los fenómenos que en él se llevan a cabo, como son la oxidación de materia orgánica, oxidación o reducción de las especies químicas, capacidad de intercambio del suelo, asimismo un determinado tipo textural indica en que constituyente del suelo se pudiesen estar uniendo los metales, ya que en estudios previos se ha reportado que en los suelos de textura gruesa los elementos metálicos están unidos principalmente a la materia orgánica, mientras que en los suelos de textura fina éstos presentan una mayor afinidad dependiendo del metal, ya sea a la materia orgánica o a la fracción arcilla (Shuman, 1978).

3.9.2 Capacidad de Intercambio Catiónico (C.I.C.)

Los minerales del suelo y las partículas orgánicas tienen principalmente cargas negativas de valencia, que les permiten retener cationes disociables y son por lo tanto "electrolitos coloidales".

La determinación de la capacidad de canje de cationes supone medir la cantidad total de cargas negativas por unidad de peso del material, variando según la

naturaleza del catión empleado, la concentración de la sal y el pH de equilibrio (Jackson, 1982)

La mayor parte de los metales pesados se encuentran como cationes en la solución del suelo y son adsorbidos por medio de la densidad de las cargas negativas de las superficies de los coloides del suelo, el orden que mantiene la electroneutralidad se debe a la superficie de cargas negativas balanceada por una cantidad de cargas opuestas.

La capacidad de intercambio catiónico tiene las siguientes características, es un proceso estequiométrico, reversible, de difusión controlada y hay preferencia de algún ion por el adsorbente.

La selectividad aumenta en el orden de reemplazo entre los cationes, determinada por su valencia y el grado de hidratación. La más alta valencia de un ion aumenta el poder de reemplazo y tiene un alto grado de hidratación.

La adsorción por intercambio de cationes puede también ser descrita como la formación de complejos con grupos funcionales en la superficie de los agregados, arcillas o materia orgánica, los cuales se forman mediante uniones electrostáticas.

Los iones retenidos de forma intercambiable por el suelo, son generalmente la fracción más grande de nutrimentos disponibles para las plantas.

El intercambio de aniones es diferente del cambio de cationes, donde la mayoría de los suelos posee una carga negativa permanente; por ello muestran un cambio de cationes razonablemente cuantitativo sobre un amplio rango de pH pero no poseen una carga positiva permanentemente, y así el fenómeno de cambio de aniones depende en gran medida del pH (Russell, 1986).

3.9.3 pH

El pH de una solución acuosa se define como el logaritmo negativo de la actividad del ion hidrógeno en la solución o bien, es la concentración de ion hidrógeno si la solución es muy diluida. Por consiguiente el concepto de pH en una suspensión de suelo solo se puede discutir en relación a algunas propiedades de la atmósfera iónica que rodea a las partículas.

En la reacción del suelo el pH es un factor importante en la conducta química de los metales y muchos otros procesos en el suelo. En general, los cationes de los metales pesados son más móviles bajo condiciones ácidas y al incrementar el pH usualmente se reduce su disponibilidad (Alloway, 1990).

La carga total de las partículas del suelo frecuentemente varía con el pH, la carga positiva se desarrolla a pH bajos y el exceso de cargas negativas se desarrolla a pH altos.

La mayoría de los suelos tienen carga neta negativa debido a que tanto la materia orgánica como las estructuras de los silicatos están formados de esta manera; sin embargo, ciertos suelos donde el alúmeno y algunos óxidos hidratados están presentes, poseen cargas positivas a pH bajos (Cepeda, 1991).

3.9.4 Potencial Óxido-Reducción

El suelo está sujeto a variaciones en el estado óxido-reducción y esto mayormente afecta a los elementos C, N, O, S, Fe y Mn, pero Ag, As, Cr, Cu, Hg y Pb también pueden ser afectados.

El equilibrio redox está controlado por la actividad del electrón libre en la fase acuosa, la cual puede ser expresada como pE (el negativo del Log de la actividad del electrón) o en Eh.

Grandes valores positivos de pE (o Eh) favorece la existencia de especies oxidadas, y un valor bajo o negativo de pE son asociados con especies reducidas.

El color del suelo puede indicar un buen estado de óxido-reducción, rojo y café indican condiciones oxidadas y azul - verde y gris indican condiciones reductoras.

Las reacciones redox son lentas pero son catalizadas por los microorganismos del suelo, las cuales viven en un amplio rango de pE y pH (Alloway, 1990).

Si el oxígeno en una zona del suelo quedara exhausto como pasa en los suelos inundados o compactados, los microorganismos con respiración anaeróbica predominarían y los elementos susceptibles (Mn, Cr, Hg, Fe, Cu y Mo) son gradualmente reducidos.

Pequeños cambios en el pH o pE pueden dar surgimiento a una extensiva disolución o precipitación de óxidos de Hierro.

Los sulfatos son reducidos a sulfuros abajo de un pE -2.0, los cuales pueden precipitar metales como sulfuros tales como FeS, HgS, CdS, CuS, MnS, ZnS.

Cuando las condiciones son reductoras causan la disolución de hidróxidos de Mn y óxidos de Fe, los metales co-precipitados son liberados en la solución del suelo (Alloway, 1990).

3.9.5 Materia orgánica

Los compuestos de carbono que existen en el suelo están en un continuo flujo, constantemente se están añadiendo residuos vegetales, los cuales, por formar la reserva alimenticia primaria de la población del suelo sufren una serie de descomposiciones y síntesis: parte del carbono añadido se convierte en protoplasma vivo, una porción en producto de excreción de organismos vivos y otra en formas resistentes a la descomposición. La pérdida principal de carbono en el suelo se realiza en forma de anhídrido carbónico que se difunde a la atmósfera y es arrastrado por lavado como ácido carbónico o bicarbonato, pero pueden presentarse también pérdidas bajo condiciones muy ácidas cuando se forman compuestos orgánicos móviles y son lavados de la capa superficial (Morvedt, 1983).

La velocidad de descomposición de la materia orgánica depende de la aireación del suelo, de las reservas de calcio, temperatura y microorganismos, principalmente. La materia orgánica se fermenta por la acción de los microorganismos, formándose quelatos, ácidos húmicos, ácidos fúlvicos, huminas, aminoácidos de alto y bajo peso molecular, bases púricas y pirimídicas, proteínas de bajo y alto peso molecular, azúcares, grasas y ceras, de igual forma aporta al suelo macronutrientes como el N, P, S, Ca, Na, K y Mg así como micronutrientes, entre ellos el hierro, zinc, cobre, cobalto, boro y manganeso, favoreciendo un incremento de la capacidad de intercambio catiónico total, además de que actúa como reguladora de pH, la materia orgánica al biodegradarse forma CO_2 que actúa en el intemperismo impartiendo propiedades físicas óptimas para los suelos, modifica la estructura de las capas superficiales, favorece la aireación porque actúa a manera de agente cementante, aumentando la cantidad de agregados (Jackson, 1982).

El porcentaje de materia orgánica en el suelo se considera, según Rusell (1968), como: Muy baja de 0 a 0.2 %, Baja 0.8 a 2.0%, Media de 2 a 4%, Media Alta de 4 a 8%, Alta de 8 a 15 % y Muy alta de 15 a 30 %.

La materia orgánica afecta fuertemente la movilidad de los metales en el perfil del suelo, debido a que entra en reacción de complejación o quelación con muchos metales del suelo, incluyendo K, Ca, Mg, Al, Cu, Zn y Fe, además de otros elementos traza. La magnitud de este fenómeno depende de la naturaleza y concentración del catión, tiempo de contacto y pH

Los quelatos son completamente solubles y tienden a mantener al Fe, Zn y Cu en solución como fuente de suministro de nutrientes para las plantas, a menos que uno de ellos sea desplazado del complejo por iones que se encuentren en grandes cantidades o que formen complejos más estables (Bohn, 1993).

4. Importancia de los metales en las diferentes fracciones del suelo.

Los estudios de la evaluación de los metales pesados en concentraciones totales en el suelo, hacen referencia únicamente de las cantidades de estos elementos, que comparados con las tablas reportadas en la literatura sobre las concentraciones en que aparecen los mismos naturalmente sobre la corteza terrestre, indican si dichos valores caen dentro de los criterios considerados como normales o no, pero debido a que existe una diversidad tan amplia de tipos de suelos con propiedades físicas y químicas distintas, están reportados intervalos tan grandes de concentraciones para cada metal, que difícilmente se puede decir que dependiendo el tipo de suelo bajo estudio, es la concentración de metal pesado total que le corresponde.

Así mismo las concentraciones totales de metales pesados, no nos indican en que proporción están disponibles para las plantas, que dependiendo de su esencialidad, no esencialidad y concentración pudiesen causar un problema de toxicidad y/o magnificación.

Debido a lo anterior, se ha estado aplicando con más frecuencia el método de fraccionamiento del suelo, el cual aún no ha sido estandarizado, y cada tipo de investigación posee un esquema o una modificación según los intereses que requiera el trabajo a realizar, este método se apoya en la utilización de la técnica de extracción secuencial, la que usualmente conduce a determinar como los contaminantes inorgánicos son retenidos en las diferentes fracciones del suelo, fue inicialmente usada por Chester y Hughes (1967), Gupta y Chen (1975) y Tessier *et al.* (1979).

Este procedimiento no se puede considerar como altamente selectivo, ya que a pesar de usar agentes extractantes para cada fracción, dos o mas fracciones de los constituyentes del suelo pueden liberarse.

El uso de extractantes selectivos para cuantificar el contenido de elementos en una fase en particular es ilustrado por el concepto de formación de "charcos" en el suelo, conociendo las solubilidades y movibilidades de los elementos a evaluar, pueden ser selectivamente muestreados y extraídos mediante extractantes de diferente poder (Viets, 1962).

De los diferentes extractantes empleados en esta técnica, se ha comprobado que muchos de ellos son no específicos de una sola fase o una forma particular de un elemento, por esto se ha determinado el uso de una serie de extracciones secuenciales con reactantes de mayor poder (Alloway, 1990).

Los agentes químicos son empleados para liberar diferentes metales pesados de las fracciones de los sólidos del suelo y para destruir los agentes o los mecanismos enlazantes, estos extractantes son clasificados como: electrolitos

inertes concentrados, ácidos débiles, agentes reductores, agentes complejantes, agentes oxidantes y ácidos fuertes (Tessier, *et al* , 1979).

Las fracciones del suelo más comunes a las que pueden estar ligados los metales y que se cuantifican por este método son:

4.1 Fracción intercambiable

Es el grupo de metales considerados como adsorbidos no-específicamente, retenidos únicamente como iones intercambiables en las superficies de las arcillas, compuestos orgánicos y materiales amorfos. Estos iones metálicos pueden ser reemplazados por competencia de cationes en sitios activos de materiales adsorbentes.

Esta fracción es el medio principal de retención de nutrimentos para las plantas, pero por otro lado debido a que el proceso de adsorción de cationes no es un mecanismo selectivo de elementos esenciales, no reconoce cuales resultan ser tóxicos para las mismas, por lo cual liga metales que no son esenciales y en tal concentración que esta fracción constituye un medio de biodisponibilidad.

4.2 Asociados a carbonatos

A este grupo pertenecen los metales que son precipitados o co-precipitados con los grupos carbonatos y que pueden ser liberados a cambios de pH a nivel de rizosfera.

4.3 Asociados a óxidos de hierro y manganeso

Los metales considerados en este grupo son aquellos metales los cuales son adsorbidos u ocluidos en amorfos o en óxidos de Fe y Mn pobremente cristalizados.

4.4 Asociados a materia orgánica

La asociación de los metales con la materia orgánica es mediante la formación de complejos orgánicos o quelatos, esta unión regula la movilidad de los compuestos formados y dependiendo de su estabilidad pueden estar o no disponibles para las plantas.

4.5 Fracción residual

Esta fracción es considerada como la que retiene a los elementos metálicos dentro de las redes cristalinas de los minerales, así como a la retención de los metales a otros materiales resistentes a la extracción de las fracciones anteriores (Yong, 1992).

Los resultados obtenidos de la extracción secuencial pueden ser usados cualitativamente para obtener una mejor apreciación de los roles relativos y la importancia de los diferentes constituyentes del suelo en la retención de los metales pesados.

5. Importancia de los metales pesados a estudiar.

Aunque los metales tienen muchas propiedades físicas en común, su reactividad química es muy diversa y todavía lo son más sus efectos tóxicos sobre los sistemas biológicos, debido a ello tienen importancia desde el punto de vista ambiental (Alloway, 1990).

5.1 Zinc

El zinc es un componente esencial del ser humano por formar parte de una variedad de deshidrogenasas, proteinasas y peptidasas, cierto número de estas deshidrogenasas muestran sensibilidad a la deficiencia del zinc de forma tal que el metabolismo puede ser afectado en forma fuerte y específica, asimismo provoca una disminución dramática en los niveles de ARN y en el contenido de ribosomas de las células.

Entre los fenómenos asociados con el zinc está la observación de Skoog (1990), de que plantas deficientes en zinc se comportan como si fuera también deficientes en auxinas, más tarde fue mostrado que la actividad de la triptofano sintetasa está probablemente involucrada en la vía de síntesis del indolacetato, era deprimida en *Neurospora* deficiente en zinc (Morvedt, 1983).

Este metal tiene un número de oxidación +2 y se presenta en el suelo en una proporción apreciable en la fracción arcilla, por lo tanto es poco sorprendente que los suelos arcillosos tengan frecuentemente contenidos más altos de este elemento, que puede estar incluso dentro de la estructura de las arcillas, sustituyendo isomórficamente al aluminio o al magnesio dado su tamaño similar.

La cantidad fija de zinc varía según el tipo de arcilla, por ejemplo se ha encontrado una fijación muy superior por parte de las arcillas 2:1 en comparación con la ejercida con la caolinita. La fracción orgánica también es sede de una apreciable parte del zinc total, e incluso puede inmovilizar una gran proporción, cuando se aplican cantidades fuertes de abonos verdes en suelos bajos en zinc disponible (Alloway, 1990).

Los valores no contaminantes en el suelo son altos van desde 10 a 300 mg/kg, su acumulación en el suelo va acompañada por un incremento en las plantas y productos alimenticios (Bohn, 1993).

Este elemento posee una limitada movilidad en suelos, así se sabe que el carbonato de calcio en el medio tiene una gran afinidad por el zinc, lo que provoca un fuerte descenso en su disponibilidad.

El zinc disponible para las plantas incluye fracciones pequeñas, como la que es soluble en agua, intercambiable y parte de la fracción quelatada. Sus cloruros, nitratos y sulfatos son altamente solubles en agua, y en solución acuosa tienen diferentes formas de asociación, las más estables son formadas con la participación de OH^- , SO_4^{2-} y otros aniones, formando ZnOH^+ , $\text{Zn}(\text{OH})_2$, $\text{Zn}(\text{OH})_3$, $\text{Zn}(\text{OH})_4$, ZnCO_3 , ZnHCO_3 , ZnH_2PO_4 , ZnHPO_4 , $\text{Zn}(\text{HPO}_4)_2$.

Para este elemento la adsorción específica es característica quizá por las bajas concentraciones de cadmio en la solución y ocurre posiblemente en la superficie de las goethitas y otros óxidos de hierro. La disponibilidad del zinc disminuye con el aumento del pH y con amplias aplicaciones de abonos fosfatados. El efecto combinado de los factores anteriores, fenómeno que se presenta en el caso de un encalado excesivo, comúnmente resulta en deficiencias del elemento (Bornemisza, 1982).

5.2 Plomo

Una de las rutas de ingreso de este elemento en el humano es a través de la ingestión de alimentos contaminados, las frutas, legumbres y pasturas cultivadas en zonas expuestas a descargas de fundiciones contaminadas en forma significativa, así mismo los alimentos enlatados tienen un contenido de 8 a 10 veces mayor que los correspondientes no enlatados. Un factor importante en el contenido de plomo de diversos productos en conserva parece ser la soldadura que se utilizaba en las latas, otra fuente de contaminación de los alimentos es la utilización de enseres de barro vidriado cocido a bajas temperaturas (Albert, 1995).

Este elemento adsorbido se distribuye en todo el organismo y se acumula en ciertos compartimientos, en la sangre, se disuelve en el plasma y se une a la hemoglobina del glóbulo rojo (eritrocito). Debido a que se distribuye rápidamente hacia otros tejidos, el aumento de su concentración en la sangre indica una exposición reciente por tanto, en los casos de exposiciones intermitentes y variables el dato sobre la concentración de plomo en sangre tiene un uso limitado.

Se acumula en los tejidos del organismo en forma de quelatos, principalmente en el tejido óseo (huesos y dientes). En los niños el sistema esquelético crece de una manera exponencial en la primera infancia, el esqueleto aumenta cuarenta veces su masa original y durante este periodo tiene una mayor capacidad para acumularlo (Vega, 1990).

Su forma química es un factor importante que afecta su comportamiento biológico en el cuerpo, los compuestos orgánicos tales como el tetraetilo de plomo, son rápidamente absorbidos a través de la piel o las membranas mucosas, esto llega a constituir un problema grave únicamente para un grupo de trabajadores expuestos por motivos laborales, como los que fabrican tales compuestos. Las sustancias empleadas en la gasolina, aunque orgánicas, no presentan riesgos de contaminación en forma orgánica debido a que pasan a formas inorgánicas por la combustión del carburante (Vega, 1990).

Se ha encontrado plomo en cantidades muy variables en diferentes tipos de vegetación, se estima que el nivel natural en plantas es inferior a 5 ppm esta cantidad natural puede aumentarse si se expone a las plantas a elevados niveles, ya sea en el suelo o en la atmósfera.

La mayor parte de este elemento en las plantas obtenido del suelo se localiza en el sistema radicular y solo pequeñas cantidades llegan a las partes aéreas. Su captación por parte de las plantas está más relacionado con el nivel en el suelo de compuestos solubles de plomo que con el contenido total (Morvedt, 1983).

El número de oxidación del plomo es +2 y +4, formándose en ciertas condiciones algunos compuestos como el PbO y PbO_2 . Los compuestos del Plomo +2 son muy difíciles de encontrar en la naturaleza y únicamente un pequeño número de compuestos son solubles, entre ellos el citrato de plomo $Pb(CH_3COO)_2$, cloruro de plomo $PbCl_2$, bromuro $PbBr_2$ y nitrato de plomo $Pb(NO_3)_2$.

El plomo de precipitación reciente derivado de la combustión de la gasolina y asociado fundamentalmente con haluros es relativamente soluble, sin embargo con el tiempo es convertido a una matriz menos soluble, debido a la pérdida de haluros y a la asociación con sulfatos, carbonatos y fosfatos en forma aniónica y con la materia orgánica del suelo (Morvedt, 1983).

Si el suelo contiene fosfatos solubles entonces el $Pb(OH)_2$ se convierte gradualmente en $Pb_3(PO_4)_2$ o en otras formas de fosfatos solubles como plomogumita $PbAl_3 H(OH)_6(PO_4)_2$, estos compuestos determinan grandemente la cantidad o concentración de Pb en la solución del suelo. La concentración del elemento en forma soluble en el suelo cae generalmente dentro del rango de 0.05 a 5 ppm, pero éste sufre un elevado grado de conversión a formas insolubles.

Los aniones presentes en suelos en concentraciones comparativamente altas, son CO_3^{2-} , OH^- , S^{2-} , PO_4^{3-} , influenciando grandemente su estado en el suelo, alcanzando a contaminarlo por medio de su forma de hidróxidos y en pH neutros o alcalinos (Fassbender, 1987).

Sus compuestos se utilizan como pigmentos para pinturas ya que representan solubilidades bajas en agua, buen poder de cobertura existiendo en una gran

diversidad de colores. El compuesto más usado es el plomo blanco o "Albayalde", $Pb(OH)_2PbCO_3$. "El rojo" o minio, Pb_3O_4 , es un polvo de color rojo intenso empleado como pigmento en las pinturas resistentes a la corrosión. En las fórmulas de las pinturas se obtiene un atractivo color amarillo con la inclusión de "Amarillo de cromo", $PbCrO_4$ (Cepeda, 1991).

El uso de este metal sin alear se limita primariamente a productos que deben resistir la corrosión, en forma pura se utiliza en tuberías que deben conducir productos químicos corrosivos, en láminas para forrar piletas o depósitos expuestos a sustancias corrosivas, protección de rayos X y como cobertura de cables eléctricos subterráneos o submarinos.

5.3 Cadmio

El cadmio puede ingresar al organismo por ingestión (población general) y por inhalación (trabajadores), la ingestión ocurre a través de agua o alimentos contaminados, ya que algunos pueden acumularlo, por ejemplo granos como el trigo y arroz, tejidos blandos como hígado y riñón (Vega, 1990), el cuadro de intoxicación aguda se presenta con vómitos, diarrea y dolor abdominal.

La exposición gastrointestinal prolongada daña el funcionamiento de los túbulos renales, que se expresa por una elevada prevalencia de proteinuria (presencia de proteínas en la orina), en las poblaciones expuestas, en casos extremos de exposición y preferentemente en la población femenina múltipara de más de 40 años se desarrolla una afección (enfermedad de Itai-Itai), en donde además del daño renal provoca una alteración en el metabolismo del calcio que se manifiesta como una osteomalacia (reblandecimiento óseo generalizado por disminución del calcio disponible, debido a interferencias en la función de fijación fosfocálica) con osteoporosis, desosificación con disminución absoluta de tejido óseo, lo que da como resultado un aumento en el tamaño de la médula ósea con disminución en el grosor de la corteza y de las trabéculas y debilidad estructural del hueso. El cadmio adsorbido se encuentra en la sangre tanto en los glóbulos rojos como en el plasma unido a proteínas ricas en grupos sulfhidrilos, su vida media en sangre es de 77 días, en tanto que la vida media corporal total del cadmio se ha calculado entre 10 y 30 años (Albert, 1995).

Al igual que otros metales (cobre, zinc y mercurio) se une a las proteínas intracelulares que contienen un elevado número de grupos sulfhidrilos (SH), estas proteínas se denominan metalotioneínas y su síntesis se incrementa con la presencia de estos metales, en los sujetos con exposición prolongada al cadmio, la metalotioneína se encuentra tanto en el plasma como en orina (Vega, 1990).

La toxicidad del cadmio depende de su capacidad para interferir los procesos fisiológicos que para su función, integridad y estabilidad requieren de Cu, Zn o Fe.

También se acumula en el testículo y en la próstata, y existen evidencias epidemiológicas de una mayor incidencia de cáncer prostático en la población ocupacionalmente expuesta (Vega, 1990).

No se ha determinado alguna función del cadmio en las plantas, sin embargo, tiene la capacidad de bioacumularse en las partes aéreas de los cultivos, influenciado principalmente por la deposición de partículas (Morvedt, 1983).

El cadmio tiene un número de oxidación +2 y es un elemento relativamente raro en la corteza terrestre, se presenta generalmente asociado con minerales de zinc y plomo, puede encontrarse también en cantidades pequeñas en el carbón mineral y en el petróleo, es un metal de transición soluble que en cierta forma se comporta como el Ca^{+2} (Bohn, 1993).

Los cloruros, nitratos y sulfatos de cadmio son altamente solubles en agua, mostrando diferentes formas de asociación, compuestos estables son formados con la participación de OH^- , SO_4^{2-} y otros aniones (Bohn, 1993).

Como un constituyente del aerosol alcanza las plantas y el suelo durante la precipitación y por deposición directa llegando a las zonas de enraizamiento como una impureza de los fertilizantes de fósforo, provenientes principalmente de la roca de fosfato y del superfosfato. La disponibilidad del cadmio a partir de fosfatos en el suelo es desconocida, más aún, es un constituyente de los fungicidas utilizados rutinariamente en los pastos y ocasionalmente en los árboles frutales. Es también aplicado como un supresor de parásitos del tipo de los helmintos en ganado, apareciendo por lo tanto en el estiércol. Este elemento también se encuentra en la mayoría de los suelos de los caminos como resultado de su presencia en las llantas de los automóviles y en los aceites de los motores. El metal es fácilmente absorbido a través de las raíces de las plantas con importancia alimenticia y usualmente en los granos. Se ha encontrado que se mueve rápidamente y en forma fácil de las raíces hacia las hojas del rábano. Como ocurre con otros metales pesados, un incremento en el pH del suelo por alcalinización suprime en cierta forma la captación del cadmio (Morvedt, 1983).

Como este elemento es altamente resistente a la corrosión, se utiliza en galvanoplastia, especialmente en las industrias de partes para automóviles y aviones, electrónica, equipo marítimo y maquinaria industrial. Virtualmente todo el cadmio utilizado como estabilizador de plásticos pasa al medio ambiente y si el plástico es incinerado el paso es rápido (Vega, 1990).

5.4 Cromo

El cromo es un elemento esencial para el organismo humano requiriéndose en mínimas concentraciones, que unido a la niacina forma el factor de tolerancia a la

glucosa y se encuentra en grandes concentraciones en los ácidos ribonucleicos (RNA), forma parte de varias enzimas y hormonas, así mismo es importante en el metabolismo del colesterol (Chavez, 1993).

El Cr^{6+} se absorbe fácilmente a través de las membranas celulares y a nivel del retículo endoplásmico se reduce a Cr^{3+} que tiene la capacidad de formar complejos estables con las macromoléculas celulares. Las pruebas *in vitro* han mostrado que el Cr^{6+} es mutagénico, en tanto que el Cr^{3+} no lo es.

En la industria productora de cromatos y en la de pigmentos se ha asociado el incremento en la incidencia del cáncer broncogénico entre los trabajadores con exposición tanto a las formas solubles como a las insolubles del Cr^{6+} . En la práctica, probablemente la diferencia de acción entre las formas solubles e insolubles del cromo hexavalente se deba a un fenómeno de tiempo de retención e interacción con el epitelio del tracto respiratorio (Chavez, 1993).

La intoxicación aguda por ingestión de cromatos solubles produce daño del tracto gastrointestinal y shock cardiovascular, como secuelas se observa necrosis (muerte patológica de una célula o de un grupo de células, en vecindad o en contacto con células vivientes) hepática y renal, así como daño al sistema hematopoyético. La dosis letal oral de cromatos solubles en humanos es de 50-70 mg/kg (Vega, 1990).

Los niveles de cromo en la sangre humana están entre 20 y 50 ppb, las pequeñas cantidades de cromo trivalente circulando en el plasma están ligadas a la siderofilina (transferrina) que también se une con Fe^{3+} , la forma soluble transportada a través de la placenta no ha sido identificada.

Las plantas absorben cromo del suelo y los métodos sensibles actuales detectan en forma consistente este metal en las plantas, a través de algunos estudios han mostrado las respuestas de las plantas a la fertilización con este elemento, pero las funciones específicas en las plantas no han sido determinadas, sin embargo, se ha encontrado en el xilema (Morvedt, 1983).

Este metal no se halla en estado libre en la naturaleza, aunque sus compuestos están muy diseminados, trabaja con sus valencias 2^+ , 3^+ y 6^+ , siendo el Cr^{6+} más tóxico que el 3^+ , éste último se encuentra en la cromita, pero al entrar en contacto con el oxígeno del aire, se oxida convirtiéndose en Cr^{6+} .

Forma compuestos ácidos y sales de cromo como son trióxidos de cromo, cromatos, dicromatos y cromo metálico (Albert, 1995).

Por lo que respecta a la movilidad, el trivalente es mucho menos móvil y generalmente se presenta como hidróxidos y óxidos, así mismo es adsorbido por

las partículas más fuertemente, su solubilidad disminuye alrededor de pH 4 y alrededor de pH 5.5 ocurre la precipitación completa.

El Cr^{6+} es más estable en equilibrio con una atmósfera rica en oxígeno, sin embargo este tiene un alto potencial de reducción positivo y en presencia de materia orgánica es reducido a Cr^{3+} , siendo la reducción más rápida en suelos ácidos que en alcalinos (Alloway, 1990).

5.5 Hierro

El hierro es un elemento esencial en el humano para la formación de hemoglobina, sustancia transportadora del oxígeno desde los pulmones a cada célula del organismo, así mismo incrementa la resistencia a ciertas enfermedades y constituye un factor determinante en la calidad sanguínea (Chávez, 1993).

En ocasiones el mecanismo para prevenir la absorción de hierro en el hombre se vuelve defectuosa y se presenta una sobredosis de este elemento, se han observado tres condiciones de este tipo en el humano: En la hemocromatosis idiopática; en transfusiones de hemosiderosis y después de una terapia prolongada de hierro.

Por lo que respecta a las plantas, es un componente de muchas enzimas y transportadores HEME y no HEME, se ha establecido un efecto específico de la deficiencia de hierro en el metabolismo del ARN de los cloroplastos (Morvedt, 1983).

Es el elemento más abundante y el cuarto más alto en concentración en las rocas de la superficie de la tierra, presenta dos estados de oxidación +2 y +3, siendo el Fe^{3+} la forma más estable. En ciertas condiciones de acidez es de baja disponibilidad, así mismo el exceso de manganeso en el suelo también contribuye a su deficiencia (Bornemisza, 1982).

Este elemento es absorbido en asociación con minerales de zinc y plomo, también puede encontrarse en pequeñas cantidades en el carbón mineral y en el petróleo.

Sus compuestos principales son óxidos, frecuentemente hidratados uno de los cuales es la magnetita que por su meteorización muy lenta puede acumularse y permanece inalterada en el suelo tanto como óxido de Fe^{3+} o como Fe^{2+} .

Otra fracción importante del hierro total está unida a la materia orgánica del suelo, alcanzando en algunas ocasiones hasta una tercera parte del total, formando complejos muy estables de considerable importancia en el movimiento de este elemento en el suelo (Morvedt, 1983).

5.6 Cobre

El cobre es un elemento esencial que está relacionado con el metabolismo de las proteínas, así mismo es un auxiliar en el correcto desarrollo de los huesos, nervios y tejidos conectivos, es necesario también en la producción del RNA (Chávez, 1993).

Un ser humano adulto normal consume aproximadamente de 100 a 150 mg de cobre o de 1.5 a 2.0 ppm. Un amplio rango de diferentes síndromes clínicos en diferentes especies son causados por su deficiencia, entre ellos la anemia es un síntoma general para todas las especies, pero también se ha observado un crecimiento disminuido de los organismos, alteraciones de los huesos, despigmentación del pelo, piel o lana (Mortvedt, 1983).

Existe una lista impresionante y en crecimiento de Cu-proteínas, incluyendo muchas de origen vegetal, el hecho de que la citocromo oxidasa contenga Cu establece un papel metabólico esencial, sin embargo, se desconoce como la citocromo oxidasa o cualquier proteína con Cu identificado se vuelve limitante para el crecimiento de las plantas.

Este elemento se presenta en el suelo como sulfuro y debido a su carácter de metal noble (poco electropositivo), también se encuentra ocasionalmente en forma elemental. De los dos estados de valencia +1 y +2 en las reacciones del suelo, el cobre interviene con su valencia superior, ya que es la forma más estable a concentraciones mayores a 10^{-6} M en solución acuosa en medio oxidante (Bohn, 1993).

Una importante propiedad del cobre divalente es su reducida movilidad aparente, ya que permanece disponible en proporción apreciable para las plantas, posiblemente en forma de complejos orgánicos (Fassbender, 1987).

Una parte apreciable se encuentra en forma orgánica, formando un complejo muy estable entre el Cu y los ácidos húmicos, estos complejos se basan en uniones del tipo Cu-O-C-ácido húmico, esta fracción puede incluir la mayor parte en el suelo.

Este metal en los suelos puede estar en una de cuatro fracciones, ya sea como: compuesto orgánico, unido a óxidos de hierro y manganeso y el que se encuentra en los minerales primarios y secundarios principalmente silicatos excluyendo a los óxidos de hierro y manganeso.

A esta fuerte asociación del cobre con la materia orgánica se debe su pequeña movilidad en el perfil del suelo, que es del orden de pocos centímetros por decenas de años y a profundidades mayores de 30 cm comúnmente solo se

encuentran unos 30 a 50 mg/kg en algunos suelos siendo niveles que no causan problemas de toxicidad (Fassbender, 1987).

En general los suelos con pH alto retienen mejor al elemento que los suelos ácidos, particularmente por encima de pH 7 favorece su conversión a óxidos, hidróxidos y silicatos (Jackson, 1982).

Se puede concluir que entre los mecanismos de toxicidad de los metales en el hombre se incluyen, interacciones con sistemas enzimáticos, interacciones con las membranas celulares, efectos específicos sobre ciertos organelos y sobre el metabolismo celular en general (Vega, 1990).

Las tablas 8 y 9 muestran un resumen de los efectos de deficiencia y toxicidad de los metales evaluados tanto en el hombre como en las plantas.

TABLA 8. Efectos de deficiencia y toxicidad de los metales pesados evaluados en el humano.

ELEMENTO	DEFICIENCIA	TOXICIDAD
Zn	Disminución del desarrollo	Carcinogénico irritabilidad y nauseas
Cu	Anemia y despigmentación	Cirrosis hepática
Cr	Arteriosclerosis, afecciones en la tolerancia de la glucosa.	Necrosis tubular y del riñón, mutagénico
Pb	No esencial	Tejido óseo
Fe	Anemia	Hemocromatosis
Cd	No esencial	Osteoporosis, afecciones renales, vómitos y diarrea; carcinogénico

TABLA 9. Efectos de deficiencia y toxicidad de los metales pesados en plantas

Elemento	Deficiencia	Toxicidad
Zn	Disminución en la actividad de la triptofano sintetasa.	Disminuye la captación de fósforo y hierro.
Cu	Limitante en el crecimiento y desarrollo de las plantas	Clorosis de hierro y deficiencia en la captación de otros elementos (Fe)
Cr	Clorosis	Bioacumulable
Fe	Deficiencia en el metabolismo del ARN de los cloroplastos	No reportado
Cd	No esencial	Bioacumulable
Pb	No esencial	Bioacumulable

TABLA 10. Concentraciones naturales en suelos de elementos metálicos

ELEMENTO	RANGO NORMAL EN SUELOS (mg/kg)	CONCENTRACIONES CRITICAS (mg/Kg)
Ag	0.01-8	2
As	0.1-40	20-50
Au	0.001-0.02	-
Cd	0.01-2.0	3-8
Co	0.5-65	25-50
Cr	5-1500	75-100
Cu	2-250	60-125
Fe	NO REPORTADO	NO REPORTADO
Hg	0.01-0.5	0.3-5
Mn	20-10000	1500-3000
Mo	0.1-40	2-10
Ni	2-750	100
Pb	2-300	100-400
Sb	0.2-10	5-10
Se	0.1-5	5-10
Sn	1-200	50
Tl	0.1-0.8	1
U	0.7-9	-
V	3-500	50-100
W	0.5-83	-
Zn	1-900	70-400

* Tomado de Alloway, 1990.

TABLA 11. Concentraciones naturales en suelo, plantas y solución del suelo de elementos metálicos

Elemento	Valor Típico (mg/Kg) Suelo total	Intervalo (mg/Kg) Suelo total	Solución del suelo (mg/L)	Valores en (mg/Kg) Vegetales
Al	50,000	10,000-200,000	0.1-0.6	-
As	5	1-50	0.1	-
Be	1	0.2-10	0.001b	-
Cd	0.06	0.01-7	0.001b	0.1-0.8
Cr	20	5-1000	0.001b	-
Co	8	1-40	0.01b	0.05-0.5
Cu	20	2-100	0.03-0.3	4-15
Pb	10	2-200	0.001b	0.1-10
Mn	8.50	100-4,000	0.1-10	15-100
Hg	0.05	0.02-0.2	0.001	-
Ni	40	10-1000	0.056	-1
Se	0.5	0.1-2	0.001-0.01	-
Zn	50	10-300	>0.005	8-15

b= estimado en 30 veces en agua de mar

Tomado de Bohn, 1993.

Capítulo 6 UBICACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

El estado de Hidalgo forma parte de la zona centro del país y cuenta con una superficie de 20,905.12 Km², se localiza entre las coordenadas 19°36' y 21°24' de latitud Norte y 97°53' y 99°58' de longitud Oeste, colinda al Norte con Querétaro, San Luis Potosí y Veracruz, al Este con Veracruz y Puebla, al Sur con Tlaxcala y México, y al Oeste con México y Querétaro. Su territorio está constituido por cadenas montañosas, lomeríos y llanuras, aunque también hay algunos valles, mesetas y cañones. La Sierra Madre Oriental comprende toda la porción boreal de la entidad, en ella se encuentra la Huasteca Hidalguense con suelos fértiles propicios para actividades agropecuarias, existe el paisaje semiárido del flanco occidental de la sierra pasando por bosques templados de las partes altas y las selvas perennifolias de las laderas orientales (INEGI, 1994).

La Sierra Madre es surcada por los profundos cañones de los ríos Moctezuma y Amajac. La zona Austral forma parte del Eje Neovolcánico y está integrada por llanuras y lomeríos semiáridos con algunas sierras diseminadas, destacando la de Pachuca, como una de las más importantes ya que en ella se localizan los principales yacimientos de plata, oro, plomo, cobre y zinc (INEGI, 1994).

En las llanuras, la escasa precipitación no ha sido un obstáculo para la agricultura debido a la existencia de pozos o ríos, a partir de los cuales se obtiene agua para los cultivos (INEGI, 1994).

6.1 Generalidades del Municipio de Tizayuca

6.1.1 Localización.

Tizayuca está ubicado entre los 19°50' de latitud Norte y 98°59' de longitud Oeste, a una altitud de 2,260 msnm, contando con una superficie de 75.05 Km². Perteneció a la provincia de lagos y volcanes del Anáhuac con topografía de llanuras y lomeríos. Corresponde al municipio 069 del Estado de Hidalgo y pertenece al Distrito Rural de Pachuca 064 (INEGI, 1994).

6.1.2 Clima.

De acuerdo con las modificaciones hechas por García al sistema de clasificación climática de Köppen, prevalece un clima semiseco-templado (Bs1k) con temperatura media anual de 14.2 °C y una precipitación pluvial de 385.3 mm (INEGI, 1994).

6.1.3 Suelo.

El suelo que predomina en la zona es Feozem calcáreo de textura media y fase dúrica (duripan a menos de 50 cm de profundidad), seguido de Feozem ócrico y por último Litosol (INEGI, 1994).

6.1.4 Uso del suelo.

El uso de suelo esta orientado hacia la agricultura de riego y de temporal así como pastizal inducido. Se hace posible la agricultura mecanizada continua, con zonas de aptitud de labranza alta y media con desarrollo de cultivos medios y altos con zonas de riego alto, medio y bajo. Se tiene la posibilidad de uso pecuario por el desarrollo de especies forrajeras y por el establecimiento de pastizal. La condición de la vegetación natural aprovechable es regular y no existe la posibilidad de un uso forestal (INEGI, 1994).

Por otra parte se localiza el sector industrial en la zona sureste del municipio de Tizayuca, destacando la industria de alimentos, metal mecánica, cementera, textil, productos químicos, vidrio, papel y cartón, entre otras.

Las zonas más importantes en cuanto a densidad de población es la zona centro con más de 40 000 habitantes y la zona sureste con más de 2 500 habitantes (López, 1994).

6.1.5 Hidrología.

Tizayuca se localiza en la región hidrológica número 26 correspondiente al río Panuco en la cuenca del Río Moctezuma y subcuenca 10 Valle de México.

La subcuenca del Valle de México presenta una geología muy compleja de formaciones del cuaternario (gravas, suelos residuales y tobas alteradas) de naturaleza permeable también existen rocas semipermeables del terciario y rocas ígneas intrusivas impermeables. El volumen escurrido es de 325.8 Mm³ al año (22%) con una evaporación de 63.3 % e infiltración del 14.8 %.

De la cuenca del valle de México hay dos acuíferos, el del Valle de Pachuca-Tizayuca y el de Apan, el primero está constituido de rocas volcánicas de mediana permeabilidad principalmente de tobas y brechas piroclásticas. También existen calizas con dolomitas. Cuenta con dos zonas de recarga, una situada al sur del Mineral del Monte y otra en los cerros de Arandas, El Rosal y Santa Rosa.

Dentro de está subcuenca las profundidades a nivel estático del agua subterránea varía de 50 a 100 m y en el área circundante al municipio de Tizayuca entre 40 y 50 m.

Los arroyos que forman el río las Avenidas de Pachuca, son corrientes de tipo torrencial, esto quiere decir que no tienen un flujo base, debido principalmente a la escasa precipitación, a la topografía accidentada y la poca extensión de su curso (1209 km²) aunque la mayoría de las corrientes pertenecen a cuencas cerradas de las lagunas de Apan, Tecocomulco, Puerco y Tochac (López, 1994).

La presa "El Manantial" tiene una temperatura de 14.5 °C y una precipitación de 531.42 mm en promedio anual (INEGI, 1994).

Capítulo 7 JUSTIFICACIÓN

El suelo y el subsuelo constituyen un recurso natural difícilmente renovable que desempeña diversas funciones entre las que destacan su papel como medio filtrante durante la recarga de acuíferos y de protección de los mismos, también están integrados al escenario donde ocurren los ciclos biogeoquímicos, hidrológicos y de la red alimentaria, además de ser el espacio donde se realizan actividades agrícolas y ganaderas, así como las áreas verdes para la generación de oxígeno.

Como parte de las actividades agrícolas, industriales, de servicio y transporte, una gran cantidad de contaminantes se derraman al suelo irresponsable o accidentalmente, generando como resultado la lixiviación de rellenos sanitarios y tiraderos a cielo abierto, fugas de alcantarillados, la infiltración de canales a cielo abierto y ríos contaminados, la lixiviación de materiales en cementerios industriales, fugas de tanques y ductos, lixiviación de agroquímicos y la disposición incontrolada de residuos peligrosos.

Debido a que la principal fuente alimentaria para la humanidad son los vegetales, que extraen sus nutrimentos del suelo entre los cuales se encuentran los metales, siendo algunos de estos esenciales y no esenciales para su metabolismo, mismos que pueden llegar a ser tóxicos si rebasan los límites tolerables por las plantas dependiendo de la forma química en que se encuentren, surge la necesidad de evaluar la calidad del suelo para tomar acciones de control en la dispersión de contaminantes minimizando sus efectos.

Para la zona de Tizayuca en particular surge la necesidad de evaluar el estado actual del suelo, ya que como consecuencia del uso continuo de agua residual tanto de origen doméstico como industrial sin tratamiento previo para la irrigación de los cultivos, existe una fuente importante de incorporación de metales pesados los cuales pueden pasar al nivel trófico inmediato magnificando un problema de toxicidad en la red alimentaria, por otro lado la continua deposición de estiércol al suelo de manera inadecuada, causa la incorporación de grandes cantidades de sales, además provoca la movilización de elementos metálicos no esenciales como es el caso del cadmio y la quelatación de elementos esenciales de alta afinidad a la materia orgánica como es el caso del cobre.

Los suelos que están contaminados deben ser remediados independientemente de su valor, de su uso y de la cercanía de los asentamientos humanos.

Capítulo 8 OBJETIVOS

8.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar el impacto del uso de las aguas residuales en suelos agrícolas, cuantificando a los metales pesados tales como el Cu, Cd, Zn, Cr, Fe y Pb, mediante el método de fraccionamiento aplicando la técnica de extracción secuencial, así como determinar el riesgo potencial de magnificación al siguiente nivel trófico.

8.2 OBJETIVOS PARTICULARES

- * Evaluar las características físicas y químicas del estado actual del suelo.
- * Determinar las concentraciones totales de Cu, Cd, Zn, Cr, Fe y Pb, así como sus formas químicas asociadas a las diferentes fracciones del suelo.
- * Contrastar las proporciones totales así como las diferentes formas químicas de Cu, Cd, Zn, Cr, Fe y Pb en diferentes tipos de suelo irrigados con agua de pozo, agua residual de tipo industrial, doméstica y mezcla doméstica-industrial.
- * De acuerdo a la forma química en que estén presentes en las diferentes fracciones del suelo el Cu, Cd, Zn, Cr, Fe y Pb, evaluar el riesgo potencial que representan para ser transferidos al siguiente nivel trófico.

Capítulo 9 HIPÓTESIS

Debido al uso extensivo de las aguas residuales sin tratamiento previo en las actividades agrícolas en el municipio de Tizayuca, y por las condiciones físicas y químicas aparentes que presentan las diferentes parcelas a muestrear, se espera encontrar concentraciones importantes de los elementos Cu, Cd, Zn, Cr, Fe y Pb de manera disponible, constituyendo un riesgo potencial de magnificación al siguiente nivel trófico.

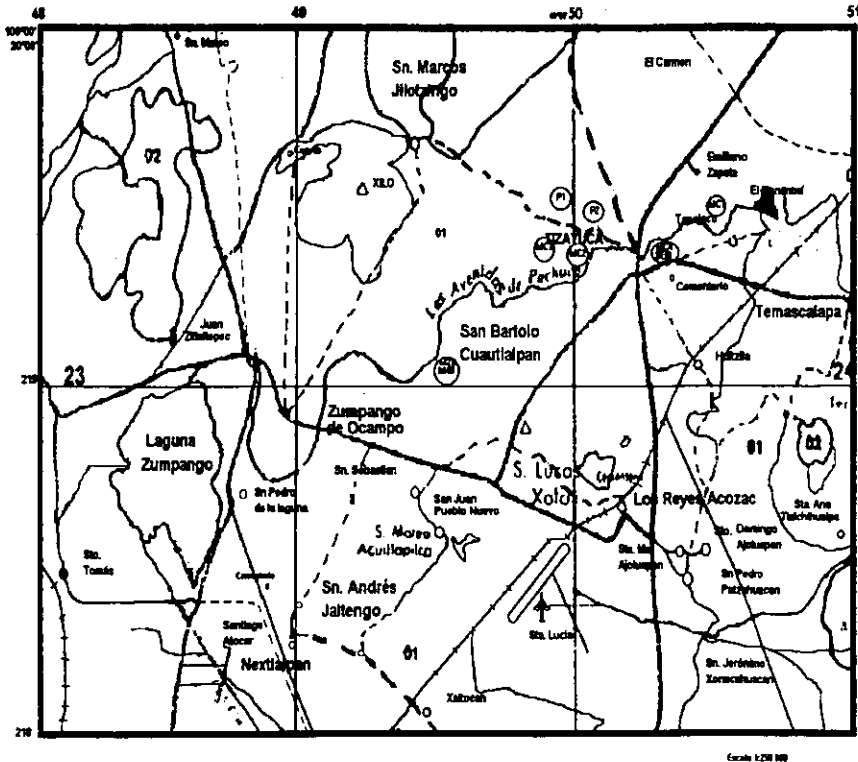
Capítulo 10

DISEÑO Y DESARROLLO EXPERIMENTAL

Cuando se requiere evaluar el grado de contaminación de un suelo no basta con conocer el contenido total del elemento, ya que el resultado no expresa en que proporción y bajo que condiciones este puede solubilizarse y causar problemas, es necesario utilizar métodos y técnicas que permitan obtener datos para conocer en que componentes de la fase sólida se acumulan los contaminantes y cuales son los posibles cambios que pueden ocurrir, de acuerdo a las condiciones externas ya sean de origen natural o antrópico.

La compleja composición del suelo dificulta el aislamiento de estas especies, por lo que se han desarrollado métodos analíticos que permiten determinar las cantidades presentes en las diversas fracciones que componen la fase sólida y acuosa, también es posible determinar las formas nativas de los metales pesados, así como corregir deficiencias de aquellos que actúan como micronutrientes para las plantas, predecir su acumulación y/o desplazamiento a través del perfil y proponer soluciones en los casos de toxicidad (Yong, 1992).

Para el desarrollo del presente trabajo se seleccionaron 7 sitios de muestreo, los cuales se encuentran ubicados en el mapa 1.



Mapa 1. Ubicación de los sitios de muestreo.

Las muestras fueron tomadas en diferentes zonas de uso agrícola, el primer sitio de muestreo (P1) corresponde a una parcela con un cultivo de zanahoria que ha sido irrigada con agua de pozo. En este lugar se realizó un perfil con 3 horizontes a profundidades de 0-23, 23-45 y 45-63 cm.

El segundo sitio de muestreo (P2) correspondió a una parcela de temporal, con un cultivo de avena, en este lugar se muestreo un perfil con 4 horizontes a profundidades de 0-13, 13-25, 25-36 y 36-46 cm.

El tercer sitio de muestreo (MC1) correspondió a una parcela con un cultivo de tomate, situada a orillas del Río Papalotes que ha sido irrigada con aguas residuales, el cual presenta en este lugar una contaminación de tipo orgánica, ya

que los vertidos que en él se depositan provienen de las actividades domésticas de la comunidad aledaña. De la parcela se tomaron 6 muestras simples para preparar una muestra compuesta.

El cuarto sitio de muestreo correspondió a una muestra compuesta (MC2) que se preparó de una parcela ubicada a aproximadamente 100 m de distancia del caudal del Río Papalotes, el cual presenta en este sitio una mezcla de los vertidos que se descargan al mismo que son tanto de tipo orgánico como inorgánico, durante el muestreo tenía un cultivo de maíz.

El quinto sitio de muestreo (MC3) se situó a la orilla del caudal del Río a 100 m de distancia de la muestra anterior, correspondiendo a una parcela con un cultivo de maíz, fue elaborada a partir de 6 muestras simples para preparar una muestra compuesta.

El sexto punto de muestreo (MC4) corresponde a una parcela con un cultivo de alfalfa, en las cercanías del canal de desagüe de las aguas residuales de la zona industrial, con la cual han sido irrigados los cultivos que en ella se establecen. De este lugar se tomaron 6 muestras simples para preparar una muestra compuesta, además se colectaron sedimentos que se forman a orillas del canal de desagüe de las aguas residuales de la zona industrial.

El séptimo sitio de muestreo (M20 y M40) corresponde a una parcela en la cual se practican cultivos de temporal, los cuales han sido irrigados con agua residual mezclada, debido a que las parcelas están situadas a la orilla del caudal del Río Papalotes que presenta en esta zona una contaminación por compuestos tanto orgánicos como inorgánicos. De este lugar se tomaron dos muestras a profundidad de 20 y 40 cm.

Todas las muestras fueron colocadas en bolsas de plástico, posteriormente se secaron al aire, para ser tamizadas en un tamiz con malla de 2 mm, procediendo después a elaborar las muestras compuestas correspondientes de las parcelas MC1, MC2, MC3 y MC4.

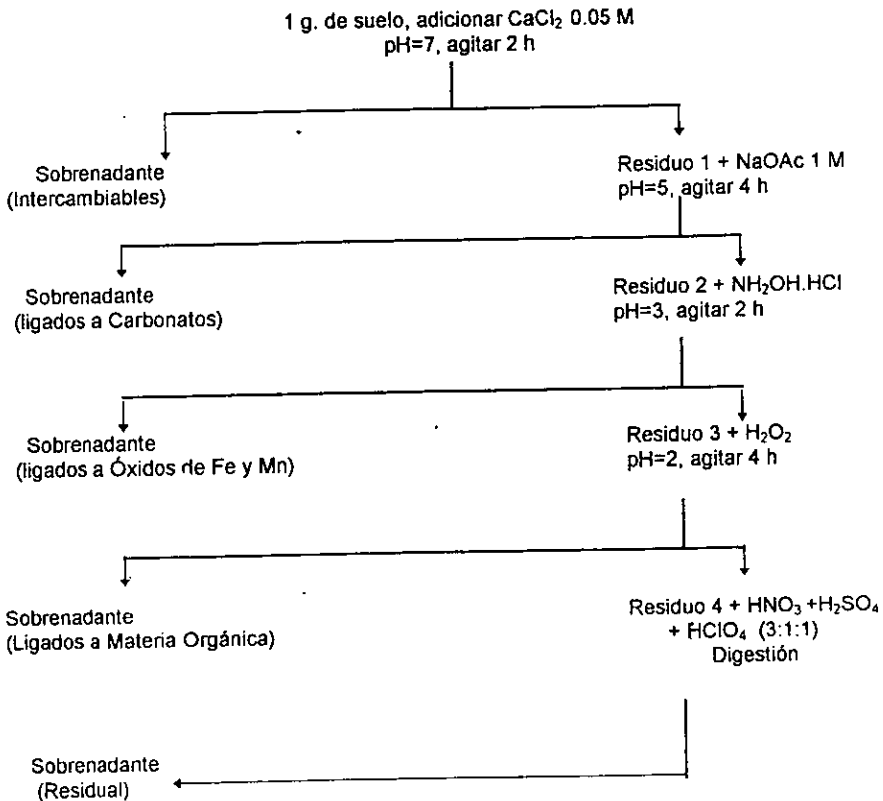
Se evaluaron los parámetros físicos y químicos a cada muestra, entre los que se determinaron: pH, Textura, Capacidad de Intercambio Catiónico y porcentaje de Materia Orgánica, posteriormente se les determinó las concentraciones totales de los elementos Cd, Pb, Zn, Cu, Fe y Cr mediante la aplicación de una digestión ácida con una mezcla 3:1:1 de ácido nítrico, perclórico y sulfúrico.

Finalmente a todas las muestras, con excepción de los sedimentos, se les practicó la extracción secuencial en las diferentes fracciones del suelo de los metales antes mencionados (Ver diagrama de flujo).

Las técnicas y métodos a seguir para la cuantificación de los diferentes parámetros fueron los siguientes:

PARÁMETRO	MÉTODO
pH real	Potenciométrico (1:2.5 suelo-agua)
pH potencial	Potenciométrico (1:2.5 suelo-KCl)
Textura	Método de Bouyoucos
Materia orgánica	Análisis Vía húmeda de Walkley- Black
Capacidad de Intercambio Catiónico	Centrifugación y EEA
Metales totales (Cu, Zn, Pb, Cd, Fe y Cr)	Digestión ácida y EAA
Especiación química (Cu, Zn, Pb, Cd, Fe y Cr)	Método de Fraccionamiento, mediante la técnica de extracción secuencial y EAA

DIAGRAMA DE FLUJO DE LA EXTRACCIÓN SECUENCIAL (Yong, 1992)



Para el análisis cuantitativo de los metales totales y de las diferentes fracciones del suelo, se empleó la técnica de Espectrofotometría de Absorción Atómica, debido a que es un procedimiento altamente específico, sensitivo y casi libre de interferencias, utilizándose un espectrofotómetro modelo PYE-UNICAM SP 192.

El análisis cuantitativo por absorción atómica se basa en el conocimiento de la cantidad de energía absorbida y su relación directa con la concentración del elemento a cuantificar, se hace notar que esta energía absorbida tiene asociada una longitud de onda o línea de resonancia típica para cada elemento (Orozco, 1970).

Capítulo 11 RESULTADOS

CUADRO 1. RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS FÍSICOS Y QUÍMICOS DE LOS SUELOS

Muestra (cm.)	Riego	pH Real	pH Potencial	M.O. (%)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	Na ⁺ , Ca ²⁺ , K ⁺ , Mg ²⁺ (meq/100g)
Perfil 1								
H1(0-23)	Agua de pozo	7.21	6.74	2.13	36.36	38.08	25.64	21.2—6.80—1.28—46.2
H2(23-45)		7.73	6.83	3.24	32.36	36.70	30.88	20.6—4.60—1.29—39.9
H3(45-63)		8.19	6.89	1.13	41.48	46.00	10.92	14.3—13.0—1.06—41.5
Perfil 2								
H1(0-13)	Agua de pozo	8.27	7.17	1.48	49.08	31.60	19.28	19.0—0.92—1.51—35.5
H2(13-25)		8.54	7.15	1.13	49.08	26.00	24.92	18.5—1.70—1.43—40.4
H3(25-36)		8.67	7.10	1.31	47.08	30.00	22.92	18.4—30.7—1.46—37.2
H4(36-46)		8.62	7.17	1.10	51.08	28.00	20.92	25.6—31.1—3.23—30.0
MC1(0-20)	Res-Dom	8.63	7.68	1.64	32.72	36.70	28.56	21.0—4.45—1.28—45.5
MC2(0-20)	Res-Mez	8.21	7.21	0.82	68.36	20.70	10.92	14.7—2.45—7.43—36.9
MC3(0-20)	Res-Mez	7.60	6.92	1.24	31.28	26.30	42.36	15.4—3.42—15.3—47.2
MC4(0-20)	Res-Ind	8.11	6.63	5.79	33.28	32.10	34.57	19.1—2.60—18.7—57.6
M20(0-20)	Res-Mez	7.35	6.40	2.50	23.28	64.50	12.21	28.6—1.10—15.3—39.3
M40(20-40)		7.08	6.29	2.44	23.14	29.50	47.36	17.9—0.79—21.1—32.5
Sedimento	Orig. Ind	8.64	8.09	0.85				11.7—1.70—0.67—16.7

Res-Dom: Agua residual doméstica.

Res-Mez: Agua residual mezclada.

Res-Ind: Agua residual industrial.

Orig. Ind: Sedimento de origen industrial.

CUADRO 2. METALES TOTALES

Muestra	Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Cr (mg/kg)
Perfil 1						
H1	5.80	76.00	5.80	11.40	381.60	60.00
H2	7.06	90.00	5.80	7.20	410.40	74.00
H3	7.08	110.00	4.00	8.00	391.50	74.00
Perfil 2						
H1	7.40	122.00	4.60	9.00	372.60	34.00
H2	8.00	144.00	4.60	8.60	278.10	60.00
H3	7.20	152.00	3.60	5.00	447.30	60.00
H4	9.40	174.00	4.60	7.20	481.50	60.00
MC1	7.23	174.00	2.60	13.60	241.20	20.00
MC2	7.03	194.00	3.00	13.00	297.00	34.00
MC3	6.33	230.00	6.80	16.80	278.10	60.00
MC4	6.00	90.00	4.60	16.40	325.80	34.00
M20	7.00	122.00	5.70	16.00	334.80	34.00
M40	7.00	182.00	3.60	17.20	372.60	60.00
Sedimento	9.00	20.00	5.10	27.00	81.00	34.00

Resultados del Fraccionamiento de Metales Pesados.

CUADRO 3. CADMIO

Perfil 1	FRACCIÓN (mg/kg)					Total
	Intercambiable	CaCO ₃	Óxidos de Fe y Mn.	Orgánica	Residual	
0-23	0.90	2.40	1.80	ND	0.70	5.80
23-45	0.90	3.80	0.86	ND	1.50	7.06
45-63	0.90	3.80	0.42	ND	1.96	7.08
Perfil 2						
0-13	2.00	3.20	1.30	0.90	ND	7.40
13-25	1.60	3.80	1.60	0.80	0.20	8.00
25-36	0.90	3.00	0.50	0.20	2.60	7.22
36-46	2.00	3.20	0.20	0.20	3.80	9.40
MC1	2.40	4.60	ND	0.20	0.03	7.23
MC2	1.60	3.20	2.00	0.20	0.03	7.03
MC3	0.90	3.40	2.00	ND	0.03	6.33
MC4	1.00	3.00	2.00	ND	ND	6.00
M20	0.90	2.80	2.40	0.20	0.70	7.00
M40	2.00	1.30	2.00	ND	1.70	7.00

ND.No Detectado por Espectrofotometría de Absorción Atómica

CUADRO 4. PLOMO

Perfil 1	FRACCIÓN (mg/kg)					
	Intercambiable	CaCO ₃	Óxidos de Fe y Mn.	Orgánica	Residual	Total
0-23	8.00	22.00	2.00	8.00	36.00	76.00
23-45	8.00	20.00	6.40	6.40	49.20	90.00
45-63	8.00	23.60	3.60	2.00	72.80	110.00
Perfil 2						
0-13	4.80	22.00	6.40	6.40	82.40	122.00
13-25	7.80	22.00	6.40	5.20	102.80	144.00
25-36	4.80	23.60	5.20	8.00	110.40	152.00
36-46	10.80	22.00	9.20	10.00	122.00	174.00
MC1	6.40	30.40	6.40	10.80	120.00	174.00
MC2	6.40	28.00	3.60	4.00	152.40	194.00
MC3	4.80	28.40	3.60	4.00	191.20	230.00
MC4	4.80	30.40	6.40	2.00	46.40	90.00
M20	6.40	20.00	8.00	4.00	83.60	122.00
M40	6.40	20.00	9.20	5.20	141.20	182.00

CUADRO 5. COBRE

Perfil 1	FRACCIÓN (mg/kg)					
	Intercambiable	CaCO ₃	Óxidos de Fe y Mn.	Orgánica	Residual	Total
0-23	0.40	0.80	0.40	0.80	3.40	5.80
23-45	0.40	1.20	0.40	0.40	3.40	5.80
45-63	ND	1.20	0.40	0.80	1.60	4.00
Perfil 2						
0-13	0.80	1.20	0.40	0.80	1.40	4.60
13-25	ND	1.20	0.80	0.80	1.80	4.60
25-36	ND	0.80	1.20	0.40	1.20	3.60
36-46	ND	0.80	0.80	0.40	2.60	4.60
MC1	ND	0.80	0.40	0.80	0.60	2.60
MC2	ND	0.80	0.80	0.40	1.00	3.00
MC3	1.60	1.20	1.20	0.80	2.00	6.80
MC4	1.60	1.20	ND	0.80	1.00	4.60
M20	1.60	1.60	0.40	0.80	1.30	5.70
M40	1.60	1.20	ND	0.40	0.40	3.60

CUADRO 6. ZINC

Perfil 1	FRACCIÓN (mg/kg)					
	Intercambiables	CaCO ₃	Óxidos de Fe y Mn.	Orgánica	Residual	Total
0-23	0.40	0.94	1.20	0.54	8.32	11.40
23-45	0.90	0.94	0.92	0.46	3.98	7.20
45-63	0.90	1.28	0.40	0.56	4.86	8.00
Perfil 2						
0-13	0.84	0.94	0.40	0.48	6.34	9.00
13-25	0.94	1.34	0.40	0.48	5.44	8.60
25-36	1.28	1.28	0.40	0.56	1.48	5.00
36-46	1.24	0.56	0.50	0.86	4.04	7.20
MC1	0.20	0.56	0.80	0.86	11.18	13.60
MC2	0.20	0.44	0.40	0.56	11.36	13.00
MC3	0.20	0.56	1.56	0.80	13.63	16.80
MC4	0.20	0.56	0.80	0.88	13.96	16.40
M20	0.52	0.92	0.86	0.88	12.82	16.00
M40	0.52	0.80	0.80	0.94	14.14	17.20

CUADRO 7. FIERRO

Perfil 1	FRACCIÓN (mg/kg)					
	Intercambiable	CaCO ₃	Óxidos de Fe y Mn.	Orgánica	Residual	Total
0-23	24.00	40.00	10.00	24.00	283.60	381.60
23-45	24.00	47.20	10.00	24.00	305.20	410.40
45-63	24.00	47.20	10.00	24.00	286.30	391.50
Perfil 2						
0-13	10.00	47.20	20.00	47.20	248.20	372.60
13-25	10.00	47.20	10.00	24.00	186.90	278.10
25-36	24.00	47.20	10.00	40.00	326.10	447.30
36-46	10.00	40.00	10.00	47.20	374.30	481.50
MC1	24.00	10.00	24.00	40.00	143.20	241.20
MC2	20.00	20.00	24.00	47.20	185.80	297.00
MC3	10.00	20.00	20.00	47.20	180.90	278.10
MC4	20.00	20.00	10.00	40.00	235.80	325.80
M20	10.00	40.00	20.00	24.00	240.80	334.80
M40	10.00	40.00	10.00	20.00	292.60	372.60

CUADRO 8. CROMO

Perfil 1	FRACCIÓN (mg/kg)					
	Intercambiable	CaCO ₃	Óxidos de Fe y Mn.	Orgánica	Residual	Total
0-23	ND	1.80	ND	5.60	52.60	60.00
23-45	ND	1.80	ND	5.60	66.60	74.00
45-63	ND	1.80	ND	5.60	66.60	74.00
Perfil 2						
0-13	ND	5.60	ND	5.60	22.80	34.00
13-25	ND	10.00	ND	10.00	40.00	60.00
25-36	ND	1.80	ND	5.60	52.60	60.00
36-46	ND	1.80	ND	10.00	48.20	60.00
MC1	2.00	1.80	ND	5.60	10.60	20.00
MC2	2.00	1.80	ND	10.00	20.20	34.00
MC3	ND	1.80	ND	10.00	48.20	60.00
MC4	ND	1.80	ND	1.80	30.40	34.00
M20	ND	5.60	ND	1.80	26.60	34.00
M40	ND	5.60	ND	1.80	52.60	60.00

Capítulo 12

ANÁLISIS DE RESULTADOS

PERFIL 1 (Profundidades 0-23, 23-45, 45-63 cm).

De acuerdo a los resultados obtenidos en la determinación de los parámetros físicos y químicos, se presentó un incremento en el pH real en relación a la profundidad del perfil, ya que los valores fueron 7.21, 7.73 y 8.19, lo cual se traduce en un pH de neutro a ligeramente alcalino según la clasificación de Bohn (1993), lo anterior puede ser debido al movimiento y acumulación de sales en los horizontes más profundos, a consecuencia de los procesos naturales de lixiviación, ya sea por la precipitación pluvial o por riego.

Con respecto al porcentaje de materia orgánica en el perfil y según la clasificación de Rusell (1968), los dos primeros horizontes caen en un rango medio con valores de 2.13 y 3.24%, mientras que el último horizonte tiene un valor bajo con 1.13% estas cantidades favorecen la estructura del suelo, ya que mediante la unión de la materia orgánica con los minerales se promueve la formación de agregados facilitando la penetración de las raíces, intercambio gaseoso, retención de humedad, además de incrementar la capacidad de intercambio catiónico.

Por lo que respecta a la textura del perfil, de acuerdo al cuadro 1, existen proporciones aproximadamente equivalentes de los tres componentes minerales arena, limo y arcilla, dando una clase textural de migajón, que aunado al contenido de materia orgánica, presenta condiciones adecuadas para el crecimiento de las plantas.

En otro orden de ideas, pasamos al análisis de los metales pesados evaluados tanto en concentraciones totales como en las diferentes fracciones del suelo.

El cadmio total presentó concentraciones de 5.80, 7.06 y 7.08 mg/kg sobrepasando por varias unidades el valor del rango normal en suelos (0.01-2.0 mg/kg) de acuerdo con Alloway (1990). Estas concentraciones son muy altas a pesar de que esta parcela ha sido irrigada con agua de pozo y aparentemente no recibe aportes de aguas residuales, por lo que se puede decir que el incremento en las concentraciones de este metal es debido principalmente al uso de grandes cantidades de fertilizantes y/o plaguicidas.

Por otro lado en el cuadro 2, se observa que a lo largo del perfil, el cadmio ha migrado acumulándose en los horizontes más profundos, como consecuencia del uso agrícola del suelo, ya que en condiciones normales los metales permanecen a escasos centímetros de la superficie, asimismo y de acuerdo a Mortvedt (1983), en condiciones reductoras este elemento tiende a acumularse, como ocurre en situaciones bajo riego.

Los resultados del fraccionamiento, mediante la extracción secuencial, muestran los siguientes valores, relacionados con las condiciones físicas y químicas de la parcela.

En la fracción intercambiable una concentración de 0.90 mg/kg para cada horizonte, mientras que para la fracción carbonatos se presentó en cantidades de 2.40, 3.80 y 3.80 mg/kg, para la fracción óxido de hierro y manganeso fue de 1.80, 0.86 y 0.42 mg/kg, este elemento no se detectó en la fracción orgánica, finalmente en la fracción residual se encontraron concentraciones de 0.70, 1.50 y 1.96 mg/kg (Gráfico 1).

Farrah y Pickering (1977), mostraron que la adsorción del cadmio se incrementa a pH arriba de 7.5, debido a lo anterior y a los valores de pH encontrados en este perfil (7.21, 7.73 y 8.19) este elemento esta adsorbido en mayor concentración en las fracciones precipitables, predominando los carbonatos, como se muestra en el grafico 1. Sin embargo, se presentó en la fracción intercambiable en cantidades de 0.90 mg/kg, lo cual no constituye un problema de toxicidad ya que debido al pH real que predomina en la parcela, este elemento tiende a precipitarse quedando inmovilizado.

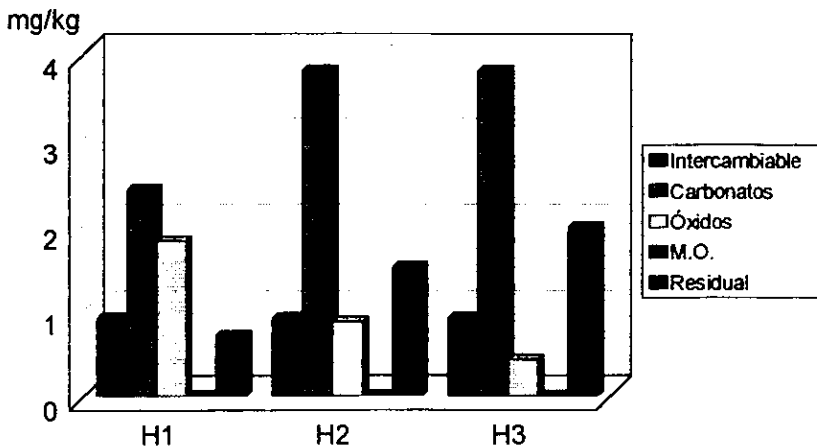


Gráfico 1. Concentración de la especiación química del cadmio en el perfil 1.

Por su parte el plomo total se encontró en concentraciones totales de 76.00, 90.00, y 110.00 mg/kg respectivamente a lo largo del perfil, los cuales caen dentro de un rango normal en los suelos de acuerdo a Alloway (1990), que es de 2 a 300 mg/kg, sin embargo este autor reporta un valor crítico de concentración de este elemento de 100 a 400 mg/kg, con lo cual se puede observar que el último horizonte cae dentro de este intervalo, pudiendo constituir un riesgo de toxicidad para las plantas con raíces profundas.

Para este elemento se puede notar el mismo comportamiento que tiene el cadmio, el cual migra y se acumula en los horizontes más profundos, e igualmente se considera que es debido al tipo de uso de suelo.

Según los resultados del análisis del fraccionamiento a las tres profundidades fueron; para la fracción intercambiable 8.00 mg/kg respectivamente en cada una, para la fracción ligada a carbonatos de 22.00, 20.00, 23.60 mg/kg, para óxidos de Fe y Mn 2.00, 6.40, 3.60 mg/kg, materia orgánica 8.00, 6.40 y 2.00 mg/kg y fracción residual 36.00, 49.20 y 72.80 mg/kg.

Alloway (1990), señala que las fracciones más importantes del plomo son la solución del suelo y la adsorción en las superficies de complejos intercambiables arcilla-humus, secundariamente las formas precipitadas (óxidos de hierro y manganeso, carbonatos), humus y las redes de los minerales, dependiendo del pH y textura del suelo.

Bajo este contexto, se puede mencionar que los parámetros físicos y químicos del suelo juegan un papel muy importante en la dinámica de este contaminante, ya que son variables que van a intervenir en el mecanismo de unión a las diferentes fracciones del suelo. Según las características de este perfil se encontró al plomo de manera intercambiable (Gráfico 2), lo cual no representa un problema de toxicidad para las plantas, ya que la tendencia en el perfil es hacia su inmovilización en la fracción más recalcitrante.

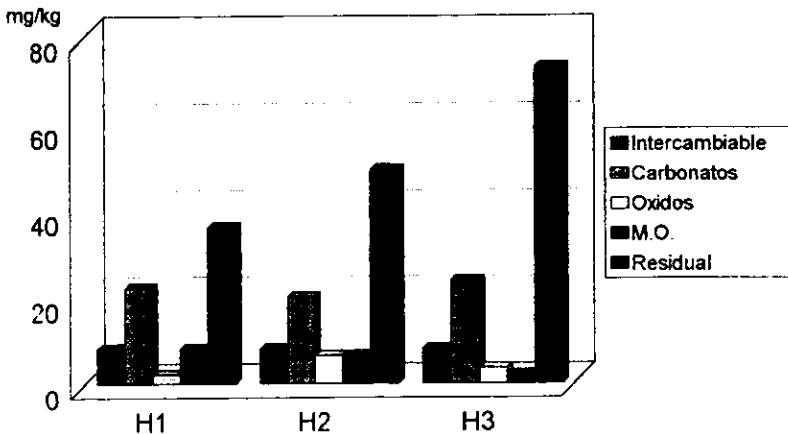


Gráfico 2. Concentración de la especiación química del plomo en el perfil 1.

Asimismo este elemento está presente en cantidades apreciables en la fracción carbonatos que por su naturaleza de disolverse a ligeros cambios de pH pueden liberar al plomo, como por ejemplo en el efecto "rizósfera", que posteriormente pasa a la solución del suelo y es absorbido por las raíces.

El cobre total se encontró en concentraciones de 5.80, 5.80 y 4.00 mg/kg, que no representan ningún riesgo de contaminación del suelo, ya que están dentro del intervalo considerado como normal de 2-250 mg/kg (Alloway, 1990).

Según el análisis de fraccionamiento del suelo se obtuvieron los siguientes resultados, para intercambiables se obtuvieron concentraciones de 0.40 mg/kg para los dos primeros horizontes, mientras que para el horizonte más profundo no se logró detectar, para la fracción ligada a carbonatos se obtuvieron concentraciones de 0.80, 1.20, 1.20 mg/kg respectivamente, para óxidos de Fe y Mn 0.40 mg/kg para cada horizonte, en la fracción orgánica estuvo presente en cantidades de 0.80, 0.40, 0.80 mg/kg y finalmente en la fracción residual 3.40, 3.40, 1.68 mg/kg respectivamente.

El cobre inmediatamente disponible para las plantas es el que se encuentra retenido en la superficie de los coloides, ya que el tipo de unión del elemento es de manera electrostática.

Por otro lado este elemento tiene gran afinidad a formar complejos solubles e insolubles muy estables con la materia orgánica y a menudo gobierna su conducta en el suelo, por lo tanto debido al porcentaje de materia orgánica en este perfil (2.13, 3.24 y 1.13%), el cobre esta ligado a esta fracción disminuyendo sus valores en forma intercambiable como se muestra en el gráfico 3.

A medida que el pH se acerca a 6.5 la formación de hidróxidos de cobre se vuelve dominante y arriba de 7 puede aparecer en cualquiera de sus diferentes formas precipitables (Morvedt, 1983). De acuerdo a lo anterior y al pH neutro a ligeramente alcalino presentes en la parcela, se favorece en este caso la formación de carbonatos y óxidos de cobre.

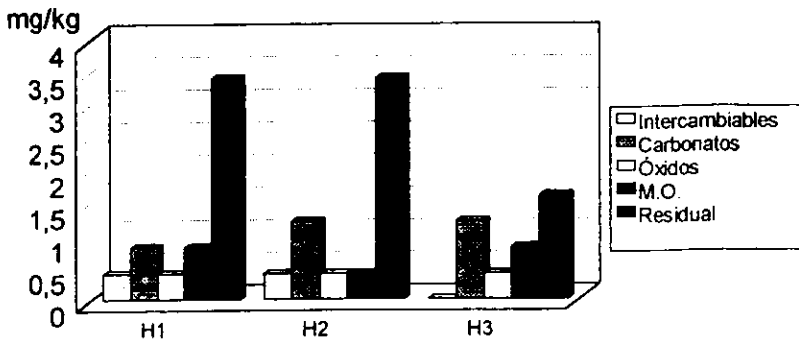


Gráfico 3. Concentración de la especiación química del cobre en el perfil 1.

Este metal es un elemento nativo de los minerales primarios, por lo tanto no sorprende su presencia en una mayor concentración en la fracción residual.

El zinc, al igual que el cobre se encontró en concentraciones totales que caen dentro de un rango considerado como normal en los suelos (1-900 mg/kg), según Alloway (1990), con una concentración de 11.40, 7.20 y 8.00 mg/kg, respectivamente para cada horizonte.

Según este mismo autor el zinc se encuentra distribuido en las siguientes formas: iones libres (Zn^{2+}), adsorbido e intercambiado en la fracción coloidal, como compuesto en las partículas de arcilla, compuestos húmicos, oxi-hidróxidos de Fe y Mn, minerales secundarios y compuestos insolubles.

De acuerdo a los resultados obtenidos del análisis de fraccionamiento, este elemento se encontró presente en todas las formas antes mencionadas, en concentraciones para la fracción intercambiable de 0.40, 0.90, 0.90 mg/kg, de 0.94, 0.94, 1.28 mg/kg asociados a carbonatos, 1.20, 0.92, 0.40 mg/kg en óxidos de Fe y Mn, 0.54, 0.46, 0.56 mg/kg en materia orgánica y por último 8.32, 3.98, 4.86 mg/kg para la fracción residual.

Los estudios realizados en relación a la adsorción del Zn, han mostrado que las arcillas y la materia orgánica son las fracciones que pueden adsorberlo más fuertemente (Alloway, 1990), manteniendo una reserva de este elemento en la solución del suelo impidiendo su total lixiviación.

La especie predominante a pH menor a 7.7 es el Zn^{2+} , mientras que las especies precipitadas dominan por arriba de este pH (Alloway, 1990). De acuerdo a lo anterior y a las condiciones de pH neutras a ligeramente alcalinas además del uso agrícola en la parcela, destaca que las especies de carbonatos y óxidos de Fe y Mn fueron las más abundantes.

Por otro lado, una concentración importante respecto al contenido total de este metal se encontró en la fracción residual, debido a que forma parte de los minerales primarios, además forma agregados estables a través del tiempo, por lo que no existe riesgo alguno de toxicidad por zinc, ya que los elementos ligados a esta fracción, van a ser liberados únicamente por intemperismo de los minerales o a un cambio de pH extremadamente ácido.

Las concentraciones totales de hierro encontradas para cada horizonte del perfil son 381.60, 410.40, 391.50 mg/kg respectivamente, debido a que forma parte de los minerales primarios en grandes cantidades, aún no se tiene establecido un límite de concentraciones naturales de este metal en el suelo, por lo tanto no existe un parámetro de referencia.

Las concentraciones totales se encontraron distribuidas en las siguientes fracciones, para la fracción intercambiable se obtuvieron 24.00 mg/kg para cada horizonte, en la forma de carbonatos 40.00, 47.2 y 47.20 mg/kg, ligados a óxidos de Fe y Mn 10.00 mg/kg respectivamente para cada horizonte, unido a materia orgánica 24.00 mg/kg en cada horizonte y en la fracción residual 283.60, 305.20, 286.30 mg/kg.

Debido a la propiedad del hierro a oxidarse rápidamente, se mueve principalmente como Fe_2O_3 coloidal según Bohn (1993), el cual es estabilizado en parte por la materia orgánica y por la adsorción en la superficie de los coloides.

La tendencia a la alcalinidad en este sitio, favoreció la presencia de hierro en forma de carbonatos y ligado a los óxidos de Fe y Mn lo cual constituye una reserva de este nutrimento para las plantas.

La mayor concentración de este elemento se localizó en la fracción residual ya que es un metal nativo de los minerales primarios, así mismo a medida que el pH aumenta en la solución del suelo, la adsorción del mismo se incrementa y la formación de minerales de Fe se hace posible (Bohn, 1993).

Los valores de cromo total son 60.00, 74.00 y 74.00 mg/kg, los cuales caen dentro del rango normal de concentración para el suelo, que va de 5 a 1500 mg/kg (Alloway, 1990).

Del resultado del análisis de fraccionamiento, se puede decir que en este perfil existe una concentración apreciable de este elemento en forma de complejos organo-metálicos, debido a que este metal tiene una gran afinidad por la materia orgánica, por lo cual se encontró ligado a esta fracción en concentraciones de 5.60 mg/kg para cada horizonte.

Por otro lado, se conoce que la solubilidad del Cr^{3+} decrece a pH cercanos a 4 y arriba de pH 5.5 ocurre la precipitación completa (Alloway, 1990), de este modo debido al pH predominante en este sitio, se favorece a que precipite en forma de carbonatos en concentraciones 1.80 mg/kg en cada horizonte, la cual puede quedar en determinado momento disponible para las plantas a nivel de rizósfera, debido al cambio de pH que provoca la secreción radicular para poder absorber los nutrimentos (Gráfico 4).

De esta forma el cromo, para este perfil, se encuentra inmovilizado en las fracciones menos biodisponibles, como en la fracción residual con 52.6, 66.6 y 66.6 respectivamente.

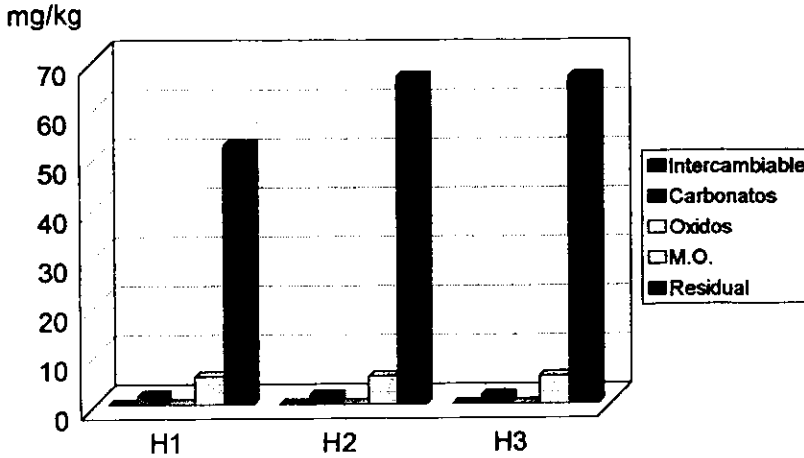


Gráfico 4. Concentración de la especiación química del cromo en el perfil 1.

PERFIL 2 (Profundidades 0-13, 13-25, 25-36, 36-46 cm).

El perfil 2 presentó un pH de alcalino a fuertemente alcalino según la clasificación de Bohn (1993), con valores de 8.27, 8.54, 8.67, 8.62, lo cual indica la presencia de grandes cantidades de sales que provocan un incremento en este parámetro.

Cuenta con un porcentaje de materia orgánica baja según la clasificación de Rusell (1968), con valores de 1.48, 1.13, 1.31 y 1.10%, y una clase textural migajón, debido a las proporciones aproximadamente equivalentes de las partículas arena, limo y arcilla que favorecen el cultivo de las plantas y proporcionan una buena disponibilidad de nutrimentos.

Por otro lado, de los resultados del análisis de metales pesados tanto en concentraciones totales como en las diferentes fracciones del suelo, se encontró al cadmio total en concentraciones de 7.40, 8.00, 7.20 y 9.40 mg/kg respectivamente para cada horizonte, estos valores tan elevados sobrepasan los criterios considerados como normales (ver tabla 10), constituyendo un problema importante de contaminación por este elemento.

El cadmio es un elemento constitutivo de las rocas, además se utiliza en la elaboración de fertilizantes que son aplicados en los cultivos establecidos en la parcela, por lo que se considera que el incremento en los valores normales de este metal se deben principalmente por el uso excesivo de estos agroquímicos, ya que en condiciones naturales se encuentra en concentraciones muy bajas, en un intervalo de 0.01 a 2 mg/kg.

Debido al pH de alcalino a fuertemente alcalino, el cadmio se encontró principalmente ligado a la fracción carbonatos en concentraciones de 3.20, 3.80, 3.00 y 3.20 mg/kg, lo cual no favoreció su precipitación completa, ya que también se encontró adsorbido a la fracción intercambiable en concentraciones de 2.00, 1.60, 0.90 y 2.00 mg/kg respectivamente para cada horizonte, constituyendo probablemente un problema de toxicidad debido a su inmediata disponibilidad para las plantas (Gráfico 5).

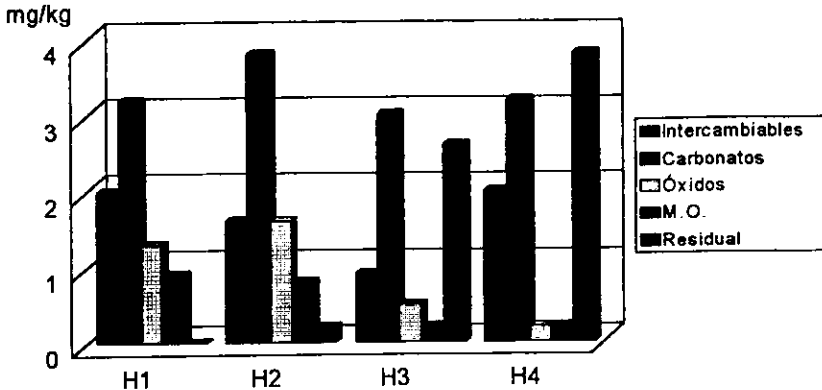


Gráfico 5. Concentración de la especiación química del cadmio en el perfil 2.

Por su parte el plomo total se obtuvo en concentraciones de 122.00, 144.00, 152.00 y 174.00 mg/kg, que caen dentro del rango del valor crítico establecido por Alloway (1990), (ver tabla 10). Debido a que el agua de irrigación es de pozo, la contaminación de esta parcela es el resultado del uso de fertilizantes del suelo así como de plaguicidas.

Se ha reportado que este metal tiende a acumularse en los horizontes superficiales (Alloway, 1990), pero en este perfil se muestra un comportamiento diferente, ya que se ha acumulado en los horizontes más profundos, esto como consecuencia de las condiciones de pH, así como a las prácticas agrícolas.

De los resultados del análisis de fraccionamiento se encontró al plomo en concentraciones de 4.80, 7.60, 4.80 y 10.80 mg/kg para la fracción intercambiable, 22.00, 22.00, 23.60 y 22.00 mg/kg en forma de carbonatos, 6.40, 6.40, 5.20 y 9.20 mg/kg para óxidos de Fe y Mn, 6.40, 5.20, 8.00 y 10.00 mg/kg unido a la materia orgánica y finalmente 82.40, 102.80, 110.40 y 122.00 mg/kg en la fracción residual (Gráfico 6).

Según estos resultados se puede observar que el plomo se ha acumulado en la fracción residual, ya que las condiciones extremas de pH y el tiempo que ha permanecido en el suelo, son factores que contribuyen a la disminución de la

disponibilidad de los iones agregados al suelo, permitiendo que la difusión de iones alcance sitios de sorción más fuertes, e incluso que se incorporen a los sólidos cristalinos y amorfos, así mismo Wright (1995), demostró que las rocas silíceas del suelo se enriquecen marcadamente de plomo.

La segunda fracción más importante en concentración de plomo, fueron los carbonatos, confirmando lo descrito por Santillan y Medrano (1975), quienes concluyeron que la solubilidad del plomo en suelos calcáreos es regulada por los carbonatos de plomo. A pesar de que cantidades importantes de este elemento están ligadas a fracciones que las plantas no absorben como fuente inmediata, existe de manera biodisponible este metal en la superficie de los coloides.

La materia orgánica también juega un papel importante en la fijación del plomo, sin embargo Morvedt (1983), señala que los quelatos de materia orgánica-Pb son de baja solubilidad.

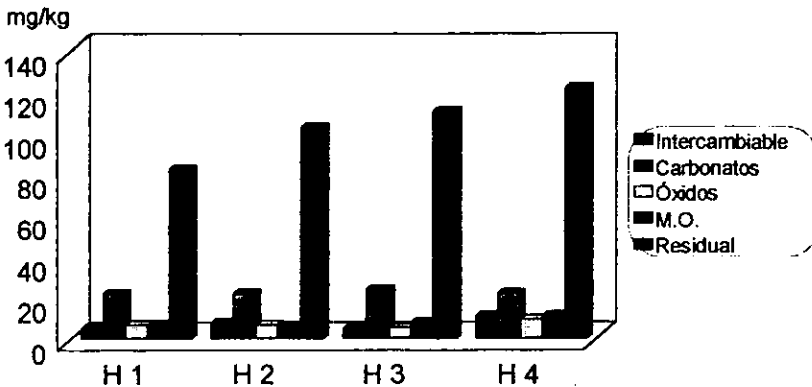


Gráfico 6. Concentración de la especiación química del plomo en el perfil 2.

Por otro lado los valores obtenidos para cobre total fueron de 4.60, 4.60, 3.60 y 4.60 mg/kg, los cuales caen dentro del rango normal de concentración de 2-250 mg/kg, (Alloway, 1990).

De los resultados del fraccionamiento se obtuvo que la concentración total de este elemento se distribuyó de acuerdo a las características físicas y químicas del perfil de la siguiente manera:

Considerando que el pH se encuentra en un rango de 8.27 a 8.67 y que este metal precipita fácilmente con aniones como sulfuros, carbonatos e hidróxidos, se favorece este fenómeno incrementado las cantidades de cobre asociado a carbonatos en concentraciones de 1.20, 1.20, 0.80, 0.80 mg/kg y a óxidos de Fe y Mn en 0.40, 0.80, 1.20, 0.80 mg/kg.

Debido a que el cobre tiene una gran afinidad por la materia orgánica, la formación de compuestos estables organo-metálicos se favoreció provocando una disminución de la interacción de este elemento con la superficie de las arcillas y en este perfil en particular no se logró detectar este elemento a partir de los 13 cm de profundidad (Gráfica 7).

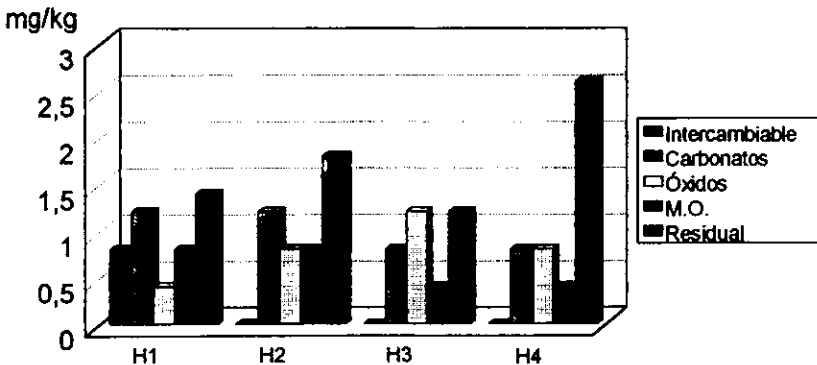


Gráfico 7. Concentración de la especiación química del cobre en el perfil 2.

Por su parte zinc total se encontró en concentraciones de 9.00, 8.60, 5.00 y 7.20 mg/kg las cuales caen dentro del rango considerado como normal según Alloway (1990), (Tabla 10), estas concentraciones totales resultaron distribuidas en las siguientes fracciones sólidas del suelo; para la fracción intercambiable se obtuvo en cantidades de 0.84, 0.94, 1.28 y 1.24 mg/kg, ligado a carbonatos 0.94, 1.34, 1.28 y 0.56 mg/kg, unido a óxidos de Fe y Mn 0.40, 0.40, 0.40 y 0.50 mg/kg, ligado a la materia orgánica 0.48, 0.48, 0.56 y 0.86 mg/kg y finalmente para la fracción residual 6.34, 5.44, 1.48 y 4.04 mg/kg.

Según estudios realizados por Fassbender (1987), se concluyó que este elemento posee una limitada movilidad en los suelos, asimismo encontró que el carbonato de calcio en el medio, tiene una gran afinidad por el Zn y aunado a condiciones extremas de alcalinidad, causan una reducción fuerte en su disponibilidad.

Por otro lado los resultados del análisis experimental para determinar la concentración de fierro total son 372.60, 278.10, 447.30 y 481.50 mg/kg, siendo estas concentraciones distribuidas en las siguientes fracciones 10.00, 10.00, 24.00 y 10.00 mg/kg para la intercambiable, 47.20, 47.20, 47.20 y 40.00 mg/kg unido a carbonatos, 20.00, 10.00, 10.00 y 10.00 mg/kg ligado a óxidos de Fe y Mn y 47.20, 24.00, 40.00 y 47.20 ligado a materia orgánica.

La presencia de grupos carboxil e hidroxil fenólicos de la materia orgánica en el suelo reaccionan con el hierro de tal forma que estos complejos llegan a controlar la biodisponibilidad de dicho elemento en una alta proporción.

Por otra parte, debido a las prácticas de labranza en la parcela, la formación de óxidos de hierro se hizo posible, ya que de acuerdo a Morvedt (1983), en suelos bien aireados los óxidos, hidróxidos y fosfatos de hierro y manganeso podrían ser de primordial importancia en la concentración de este micronutriente en la solución y como consecuencia su disponibilidad para las plantas.

El cromo total se encontró en concentraciones de 34.00, 60.00, 60.00 y 60.00 mg/kg, lo cual indica que el suelo de la parcela presenta concentraciones normales (Tabla 10).

Debido al pH y al contenido de materia orgánica, las principales fracciones a las cuales se unió el cromo fueron: los carbonatos en concentraciones de 5.60, 10.00, 1.80, 1.80 mg/kg y a la fracción orgánica (5.60, 10.00, 5.60, 10.00 mg/kg) asimismo gran parte de este metal se encontró ligada a la fracción residual (22.80, 40.00, 52.60, 48.20 mg/kg) debido a que el tiempo de permanencia de los metales en el suelo es un factor importante en la inmovilización de los mismos, por lo tanto se puede decir que este elemento se encuentra fijado principalmente en los minerales (Gráfico 8).

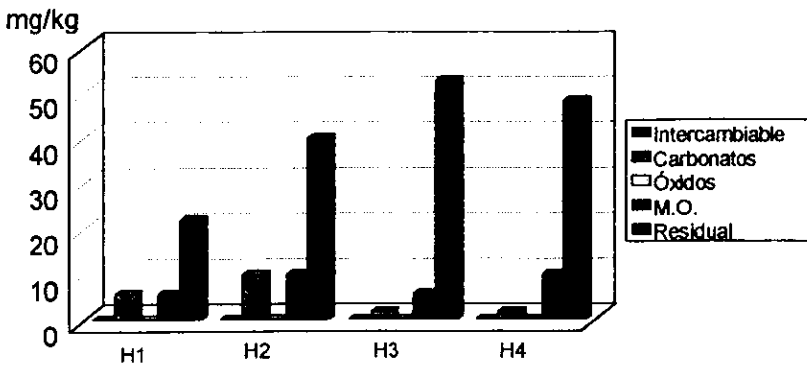


Gráfico 8. Concentración de la especiación química del cromo en el perfil 2.

MUESTRA COMPUESTA 1 (MC1).

Esta muestra compuesta presentó un pH de 8.60 que le confiere la característica de fuertemente alcalino según la clasificación de Bohn (1993), correspondiendo al valor esperado, ya que los estudios realizados del agua del río en este sitio de muestreo, reportan que contiene grandes cantidades de sales disueltas que son

producto de las descargas que se vierten en él, aparte del agua de riego la presencia de sales en el suelo también se debe al uso de fertilizantes inorgánicos aunado a la aplicación de estiércol como mejorador.

En cuanto al contenido de materia orgánica en esta parcela se encontró un porcentaje de 1.64 que cae en un rango bajo de acuerdo a la clasificación de Rusell (1968).

Tiene una textura de migajón-arcillosa, la cual favorece el incremento de sitios de intercambio, pero se pueden presentar algunos problemas de endurecimiento del suelo en la época de secas.

En cuanto a las concentraciones de cadmio total se encontraron cantidades por encima del rango considerado como normal (Tabla 10), ya que se obtuvo un valor de 7.23 mg/kg, esta concentración puede ser debida al tipo de agua residual empleada así como a las prácticas de mejoramiento del suelo antes mencionadas.

Asimismo existe una fuente de contaminación por cadmio en el aire, ya que cerca de esta zona de cultivo existen fabricas de pinturas y de hules que arrojan cadmio en sus emisiones gaseosas, así como de humos de los escapes de los automóviles que circulan por las calles aledañas.

Se encontró que este elemento esta principalmente unido a carbonatos en una concentración de 4.60 mg/kg la cual resultó ser la más alta de todos los suelos analizados, esto como consecuencia del pH fuertemente alcalino, pero a pesar de su mayor cantidad en esta fracción, también se encontró de manera intercambiable en una concentración de 2.40 mg/kg, la cual se encuentra biodisponible con la posibilidad de causar efectos tóxicos, debido a su no esencialidad (Gráfico 9).

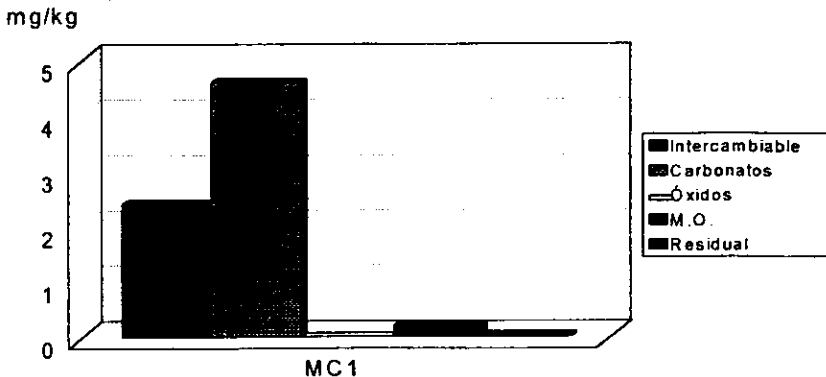


Gráfico 9. Concentración de la especiación química del cadmio en la muestra compuesta 1.

Por lo que respecta al plomo total, se encontró en una concentración de 174.00 mg/kg, la cual cae por encima del rango crítico de concentración según Alloway (1990), constituyendo un problema de toxicidad para las plantas.

Este incremento en las concentraciones naturales de plomo en el suelo se considera que son atribuidas principalmente al uso de pesticidas, a la irrigación con agua residual cruda y a la deposición de partículas que lo contienen.

Del resultado del fraccionamiento se encontró este elemento disponible para las plantas en la fracción intercambiable en una concentración de 6.40 mg/kg, pero el pH fuertemente alcalino presente en este sitio (8.61) favorece la precipitación del plomo en forma de carbonatos, en una concentración de 30.40 mg/kg.

Por otro lado se encontró ligado a la materia orgánica una concentración de 10.80 mg/kg, lo cual favorece en gran medida la inmovilización del mismo, debido a la estabilidad de los complejos que forman según lo reportado por Zimdahl y Skogerboe (1977). Otra fracción estable a la cual se encontró ligado el plomo fué a la residual en una concentración de 120.00 mg/kg (Gráfico 10).

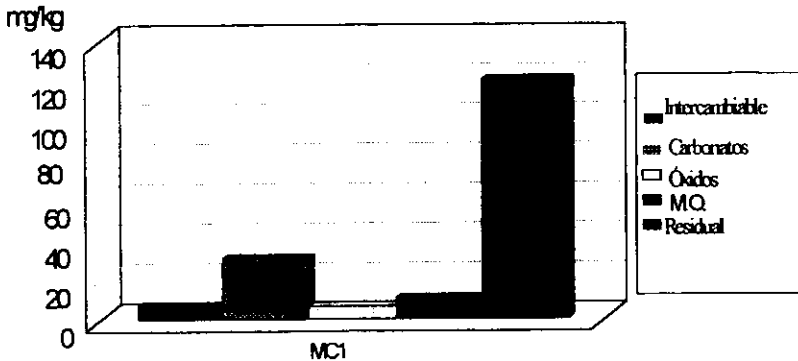


Gráfico 10. Concentración de la especiación química del plomo en la muestra compuesta 1.

El cobre como se puede observar en la tabla 10, presenta un amplio rango de concentración normal en el suelo, lo cual significa que este elemento forma parte de los minerales primarios en grandes concentraciones y que estos son fácilmente intemperizables.

En esta muestra se encontró en una concentración total de 2.60 mg/kg, con la cual el suelo no presenta condiciones tóxicas para el desarrollo de las plantas.

Según los resultados del análisis de fraccionamiento ésta cantidad total se distribuyó principalmente en las siguientes fracciones, para la intercambiable este elemento no se logró detectar, mientras que para la fracción carbonatos se obtuvo un valor de 0.80 mg/kg, ligados a óxidos de Fe y Mn 0.40 mg/kg; unido a materia orgánica 0.80 mg/kg y finalmente en la fracción residual 0.60 mg/kg (Gráfico 11).

De acuerdo a las características propias del metal y a las condiciones físicas y químicas que presenta esta parcela, se puede observar según los resultados presentados anteriormente, que este elemento está principalmente ligado a la fracción carbonatos y a la fracción residual como consecuencia del pH fuertemente alcalino (8.60) y por otro lado debido a su gran afinidad por la materia orgánica se favorece la formación de complejos organo-metálicos muy estables que provocan la disminución de la concentración de cobre en la fracción intercambiable.

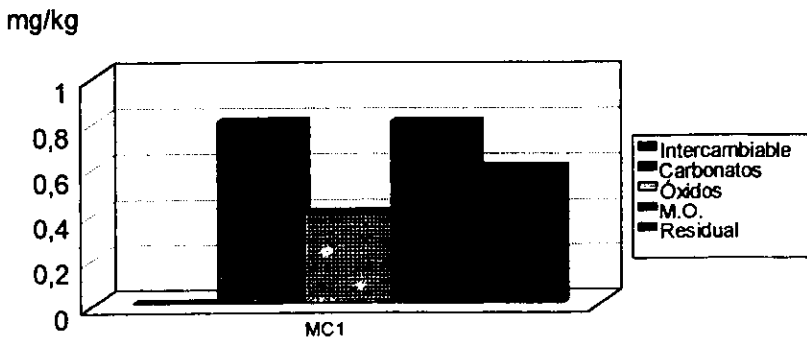


Gráfico 11. Concentración de la especiación química del cobre en la muestra compuesta 1.

En cuanto a la concentración de zinc total en la muestra, también se obtuvo un valor que cae dentro del rango normal (Tabla 10), con una cantidad de 13.60 mg/kg, de la cual una concentración de 0.20 mg/kg esta retenida en la fracción intercambiable constituyendo la fuente inmediata de este nutrimento para las plantas, asimismo por la fuerte alcalinidad de la parcela se esta precipitando en forma de carbonatos y óxidos de Fe y Mn en concentraciones de 0.56 y 0.80 mg/kg respectivamente.

Por su parte el fierro presenta una gran afinidad por las arcillas, por otro lado este elemento forma compuestos estables en forma de agregados que a través del tiempo se endurecen formando nuevos minerales. Debido a lo anterior, la fracción del suelo en la cual se obtuvo el mayor valor es la fracción residual con una concentración de 143.20 mg/kg.

En el cuadro 7 se puede ver que este metal se encuentra unido a la materia orgánica en una concentración de 40.00 mg/kg ya que igual que el cobre, tiene una gran afinidad por la misma, pero debido a que el fierro total se presenta en grandes concentraciones (Cuadro 2), la fracción intercambiable no ha sido afectada por este fenómeno, ya que se detectó una cantidad de 24.00 mg/kg.

Por lo que corresponde al cromo total se obtuvo en una concentración de 20.00 mg/kg y según los criterios establecidos por Alloway (1990), esta muestra compuesta no presenta contaminación por este elemento ya que no se rebasan dichos criterios (Tabla 10).

De los resultados obtenidos del análisis del fraccionamiento, se encontró al cromo en la fracción intercambiable en una concentración de 2.00 mg/kg, sin embargo una cantidad de 5.60 mg/kg esta siendo quelatada por la fracción orgánica, por otro lado este elemento ha precipitado en forma de carbonatos en una concentración de 1.80 mg/kg y en la fracción residual con 10.60 mg/kg, debido a la fuerte alcalinidad de la parcela, por lo tanto estas fracciones constituyen un medio de inmovilización del mismo (Gráfico 12).

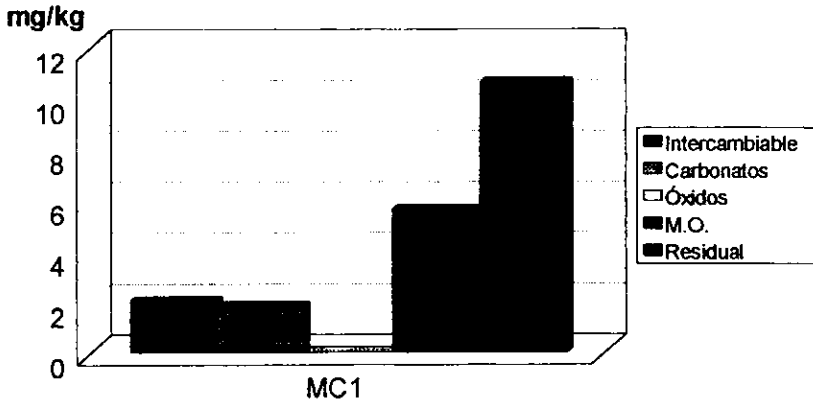


Gráfico 12. Concentración de la especiación química del cromo en la muestra compuesta 1.

MUESTRA COMPUESTA 2 (MC2).

El suelo de esta parcela presentó un pH real de 8.21, lo cual le confiere la característica de alcalino según la clasificación de Bohn (1993), este valor de pH es consecuencia de la irrigación de los cultivos con agua del río que contiene grandes cantidades de sales, producto del vertimiento de los residuos de la fabricación de ladrillos, de las descargas de aguas residuales de los procesos

industriales de varias empresas localizadas en la zona, del lavado de los sitios de crianza de ganado, así como del desagüe de letrinas de la colonia establecida a lo largo del río. Presenta una clase textural migajón limoso y un porcentaje de materia orgánica bajo, de acuerdo a la clasificación de Rusell (1968) (Cuadro 1).

Por lo que corresponde a los metales totales evaluados así como al análisis de fraccionamiento, se obtuvo para cadmio total una concentración de 7.03 mg/kg, la cual cae por arriba del rango considerado como normal según Alloway (1990) (Tabla 10). Esta contaminación es consecuencia, al igual que en las parcelas anteriores, del uso excesivo de fertilizantes que en su composición se encuentra el cadmio en pequeñas cantidades así como de la irrigación de los cultivos con agua del río contaminada, tanto con desechos de tipo orgánico como inorgánico.

Las fracciones más representativas a las cuales se encontró unido el cadmio, por orden de concentración son; carbonatos, óxido de fierro y manganeso, intercambiable, materia orgánica y residual, presentándose en concentraciones de 3.20, 2.00, 1.60, 0.20 y 0.03 mg/kg respectivamente (Gráfico 13).

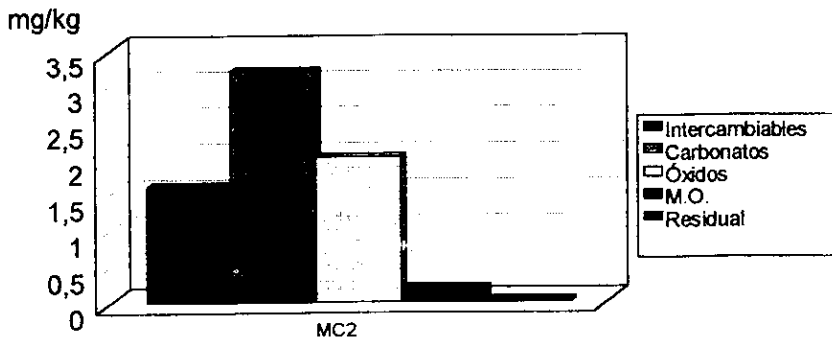


Gráfico 13. Concentración de la especiación química del cadmio en la muestra compuesta 2.

Por su parte el plomo total se obtuvo en una concentración de 194.00 mg/kg, lo cual representa una contaminación de la parcela ya que entra en el rango crítico establecido por Alloway (1990).

La distribución de este elemento en las diferentes fracciones sólidas del suelo, presenta una mayor concentración en la residual con 152.40 mg/kg, seguida de la fracción carbonatos (28.00 mg/kg) las cuales se vieron favorecidas por el pH alcalino presente en la parcela, por otro lado existe una cantidad de 4.00 mg/kg unido a la materia orgánica la cual va a regular la movilidad de dicho metal, sin

embargo 6.00 mg/kg se encontró ligado a la fracción intercambiable de manera biodisponible, lo cual no significaría un riesgo, ya que la tendencia de acumulación de este metal en la parcela es en las fracciones más recalcitrantes (Gráfico 14).

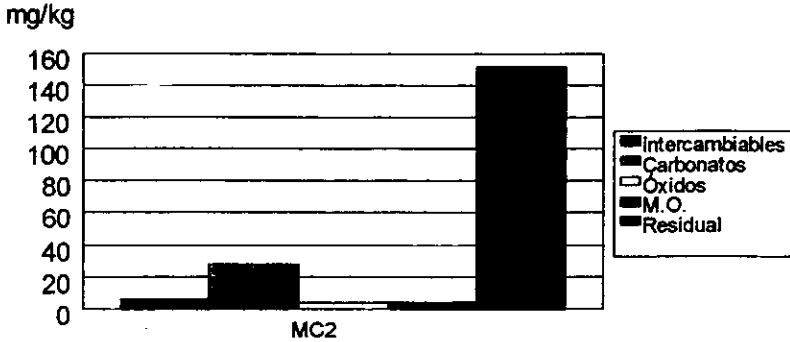


Gráfico 14. Concentración de la especiación química del plomo en la muestra compuesta 2.

Por su parte el cobre no representa un problema en la muestra analizada, ya que únicamente se encontraron 3.00 mg/kg, lo cual indica que se haya en condiciones aceptables dentro del rango normal en el suelo (Tabla 10).

La no detección de este elemento en el complejo de cambio, es consecuencia de su gran afinidad por la materia orgánica con la cual formó complejos estables en una concentración de 0.40 mg/kg y del pH alcalino en esta zona la cual favorece la precipitación de este elemento como óxidos de fierro y manganeso (0.80 mg/kg), carbonatos (0.80 mg/kg) y en la fracción residual con 1.00 mg/kg (Gráfico 15).

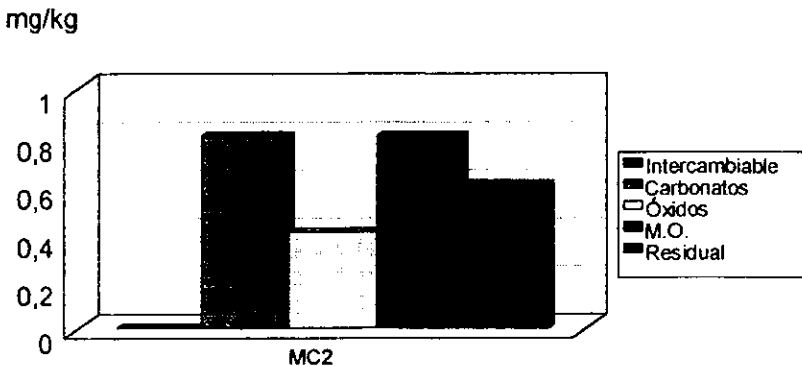


Gráfico 15. Concentración de la especiación química del cobre en la muestra compuesta 2.

El zinc total se obtuvo en una concentración de 13.00 mg/kg quedando dentro de los límites normales establecidos por Alloway (1990).

Debido a las condiciones físicas y químicas que presenta esta parcela, se obtuvieron los siguientes resultados en el análisis de fraccionamiento: ligados a la fracción intercambiable 0.20 mg/kg, en carbonatos 0.44 mg/kg, óxidos de Fe y Mn 0.40 mg/kg, materia orgánica 0.56 mg/kg y fracción residual 11.36 mg/kg.

Con estos resultados y conociendo el comportamiento del Zn, se puede decir que este elemento principalmente forma parte de compuestos en forma de precipitados, pero por otro lado ha sido retenido por la materia orgánica en forma de complejos organo metálicos que favorecen una moderada movilidad del mismo. Debido a que el zinc se presenta en grandes cantidades en los minerales (Ver tabla 10), su mayor concentración se encontró en la fracción residual.

Por su parte el contenido de cromo total fue de 34.00 mg/kg, los cuales caen dentro del rango considerado como normal (Tabla 10), pero a pesar de esto existe un problema de disponibilidad inmediata para las plantas, ya que se obtuvo una concentración de 2.00 mg/kg de manera intercambiable pero el tiempo de permanencia de este elemento en el suelo esta provocando su inmovilización hacia la fracción más recalcitrante en una concentración de 34.00 mg/kg.

Debido a que la materia orgánica tiene una alta afinidad para asociarse a elementos que presentan una mayor valencia, para este metal no fue la excepción la formación de quelatos, ya que una proporción importante (10.00 mg/kg) está unida a los compuestos orgánicos.

Entre los minerales primarios, los silicatos ferromagnesianos son la fuente principal de hierro en el suelo, los cuales son compuestos de reducida resistencia a la meteorización dejando libre a este elemento en dicho proceso (Fassbender, 1987), debido a su abundancia se obtuvo en esta muestra una concentración total de 297.00 mg/kg.

Esta cantidad se encontró distribuida en las cinco fracciones sólidas del suelo evaluadas (Cuadro 7), sobresaliendo en concentración la fracción residual y la orgánica en cantidades de 297.00 y 47.20 mg/kg, ya que según Alloway (1990), este elemento en dichas fracciones puede alcanzar hasta un tercio del hierro total.

MUESTRA COMPUESTA 3 (MC3).

Este sitio se ubicó aproximadamente a 100 metros de distancia del anterior, y a pesar de la cercanía, tiene características físicas y químicas diferentes, tiene un pH neutro (7.6) según Bohn (1993), un porcentaje de Materia Orgánica de 1.24, el cual es aproximadamente el doble con respecto a la muestra anterior, textura arcillosa, la cual incrementa la capacidad de canje, debido a la mayor superficie de contacto de las partículas de arcilla favoreciendo el amortiguamiento del suelo a los cambios bruscos de pH, así como en la retención de humedad.

A pesar de que esta muestra es irrigada con el mismo tipo de agua que la anterior (MC2), se observó una disminución del contenido de cadmio total, esta variación puede ser debida a la cercanía de la parcela al río, ya que en el sitio de muestreo de MC2, además de ser irrigado con esta agua contaminada, hay una infiltración extra debido a que el río no tiene un revestimiento en sus paredes por lo que hay un contacto constante del suelo con estas aguas, las cuales llevan una gran cantidad de contaminantes, entre ellos desechos de las actividades pecuarias e industrias aledañas.

Por otra parte estos suelos han sido trabajados con fertilizantes, plaguicidas y fungicidas, los cuales contribuyen al incremento de este elemento en el suelo.

En lo que respecta al contenido de cadmio total, se obtuvo en una concentración de 6.33 mg/kg, la cual cae por encima del rango normal en el suelo (0.01-2.00 mg/kg) establecido por Alloway (1990).

En el gráfico 13 se puede observar que ésta concentración total de cadmio se distribuyó principalmente en las fracciones intercambiable con una concentración de 0.90 mg/kg, carbonatos con 3.40 mg/kg y óxidos de Fe y Mn con 2.00 mg/kg. Destacando una mínima cantidad en la fracción residual con 0.03 mg/kg, lo que indica que el cadmio se encuentran en otras fracciones de mayor movilidad.

Debido a que esta parcela presenta condiciones muy ligeras de alcalinidad (pH 7.6), los continuos aportes de materia orgánica fresca forman micrositios ácidos que favorecen la disolución de los carbonatos dejando libres en la solución del suelo a los metales ligados a ellos causando su disponibilidad, lo cual implica que sean absorbidos por las plantas provocando un efecto tóxico para las mismas.

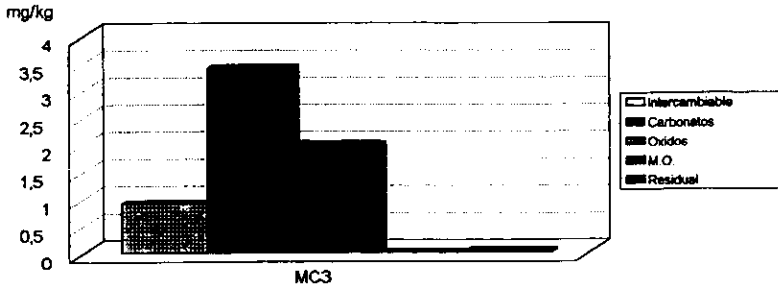


Gráfico 16. Concentración de la especiación química del cadmio en la muestra compuesta 3.

Por su parte el plomo total para esta muestra fué de 230.00 mg/kg, la cual se encuentra dentro del valor crítico de concentración en el suelo (Tabla 10) representando un problema de contaminación.

Esta alta concentración puede deberse al tipo de agua residual empleada, a la aspersión de fungicidas y pesticidas que contienen a este elemento en pequeñas cantidades, así como también a su deposición por diversas fuentes.

El plomo que alcanza el suelo, entra a un nuevo ciclo de procesos que siguen a la incorporación del mismo dentro de la capa superficial, dependiendo de las formas químicas su disponibilidad para las plantas.

Debido a la importancia de lo mencionado anteriormente, mediante los resultados del análisis del fraccionamiento se pudo conocer que este elemento está presente en el suelo de manera intercambiable en una concentración de 4.80 mg/kg la cual sería la fracción inmediatamente disponible para las plantas, que es la principal fuente de nutrientes, asimismo una concentración de 26.40 mg/kg se encontró en la fracción carbonatos y que debido a la secreción de sustancias entre ellas aminoácidos por las raíces de las plantas, pueden disolverse estos compuestos y bajo estas condiciones ser absorbido.

Por otro lado, una importante concentración de este metal se encontró en la fracción residual (191.20 mg/kg), con lo cual se puede decir que este elemento a través del tiempo se ha estado inmovilizando mediante la formación de compuestos de plomo muy estables (Gráfico 17).

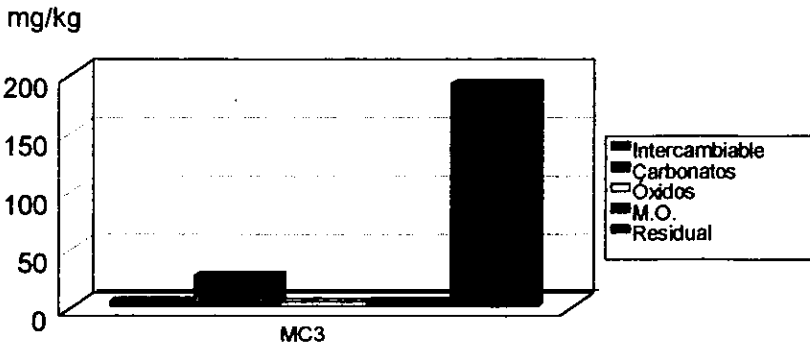


Gráfico 17. Concentración de la especiación química del plomo en la muestra compuesta 3.

En cuanto a la concentración de cobre en la parcela, éste no representa problemas de contaminación, ya que se obtuvo en una concentración de 6.80 mg/kg quedando dentro del intervalo normal (Tabla 10).

Debido al estado actual del suelo en la parcela, éste elemento se encontró distribuido de la siguiente forma; intercambiables 1.60 mg/kg, ligado a carbonatos 1.20 mg/kg, unido a óxidos de Fe y Mn 1.20 mg/kg, en materia orgánica 0.80 mg/kg y fracción residual 2.00 mg/kg.

Por su parte el zinc total también se encontró dentro del límite normal (Cuadro 2), y las fracciones a las cuales se unió predominantemente fueron: la fracción residual, ligada a la materia orgánica, asimismo existe una cantidad equivalente de compuestos precipitados en forma de carbonatos y óxidos de hierro y manganeso (Cuadro 6). La mayor parte se encuentra de manera precipitada (13.63 mg/kg) y una pequeña cantidad se encontró de manera intercambiable (0.20 mg/kg).

Éstos resultados corroboran lo establecido por Alloway (1990), cuando menciona que los componentes del suelo más importantes que ayudan a la retención del Zn son los minerales de arcilla, óxidos minerales hidratados y la materia orgánica.

Por lo que correspondió al hierro total, se obtuvo en una concentración de 278.10 mg/kg, encontrándose de manera inmediatamente disponible una concentración de 10.00 mg/kg, ligada a carbonatos en 20.00 mg/kg, unidos a óxidos de hierro y manganeso 20.00 mg/kg, quelatado con la materia orgánica 47.20 mg/kg y 180.90 mg/kg en la fracción residual.

A partir de estos resultados se puede observar que una cantidad importante se encuentra unida a la materia orgánica formando compuestos estables lo cual

disminuye su solubilidad, asimismo se puede decir que en la parcela se presenta el hierro de manera disponible para ser absorbida por las plantas.

El valor encontrado para cromo fue de 60.00 mg/kg, por lo que no representa un problema de contaminación en cuanto al contenido total se refiere.

Del análisis de las fracciones se puede decir que el cromo no está inmediatamente disponible, ya que no se detectó unido a la fracción intercambiable, pero debido a su presencia en la fracción carbonatos (1.80 mg/kg) y como consecuencia de la variación del pH en la parcela debido a la naturaleza del agua de irrigación, pueden llegar a solubilizarse y representar un riesgo de toxicidad para las plantas.

Por otro lado éste elemento se encontró ligado a la materia orgánica en una concentración de 10.00 mg/kg lo cual permitiría su solubilidad y por lo tanto un incremento de su movilidad (Alloway, 1990), sin embargo, la fracción residual contiene la mayor cantidad (48.2 mg/kg) como se muestra en el gráfico 18.

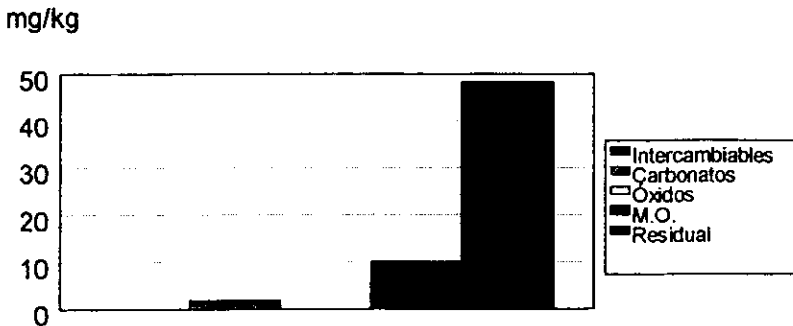


Gráfico 18. Concentración de la especiación química del cromo en la muestra compuesta 3.

MUESTRA COMPUESTA 4 (MC4).

Ésta parcela presentó un pH de 8.11 considerado como alcalino según Bohn (1993), debido al aporte de una gran cantidad de sales disueltas en el agua de irrigación entre otros contaminantes, asimismo presenta un porcentaje de materia orgánica de 5.79 considerada como media alta según Russell (1968), cuenta con una textura migajón limoso lo cual favorece la capacidad de intercambio catiónico, retención de humedad y estructura del suelo proporcionándole características adecuadas para el establecimiento de los cultivos.

En cuanto al contenido de cadmio total ésta muestra se encuentra por arriba del valor normal, en una concentración de 6.00 mg/kg (Ver tabla 10) .

A pesar de que en éste perfil presenta un buen porcentaje de materia orgánica (5.79), la formación de complejos orgánicos no fué favorecida debido a que el pH es un factor primordial en el comportamiento del cadmio provocando su adsorción a las fracciones de carbonatos con 3.00 mg/kg, óxidos de Fe y Mn con 2.00 mg/kg e intercambiable con 1.00 mg/kg (Gráfico 19).

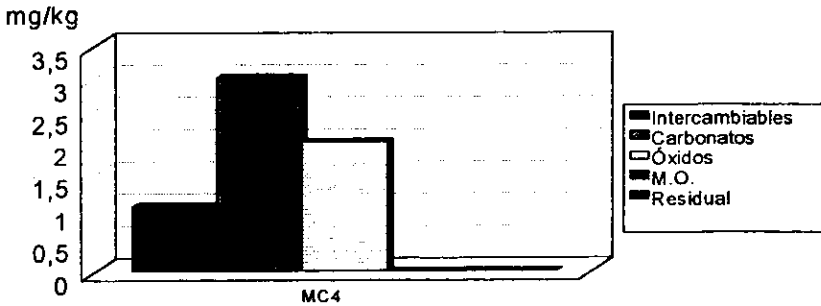


Gráfico 19. Concentración de la especiación química del cadmio en la muestra compuesta 4.

Con respecto al plomo total se obtuvo en concentraciones que caen fuera tanto del límite normal como del valor crítico, según la clasificación de Alloway (1990) (Cuadro 2).

Esta cantidad se encuentra principalmente fijado a las fracciones residual en una concentración de 46.40 mg/kg, carbonatos con 30.40 mg/kg, óxidos de Fe y Mn en 6.40 mg/kg y materia orgánica con 2.00 mg/kg.

A pesar de que la mayor proporción de este elemento está de manera no disponible inmediatamente, existe una cantidad indicativa en la fracción intercambiable de 4.80 mg/kg (Gráfico 20), que puede ser tomada por las plantas y constituir un problema de toxicidad, debido a su no esencialidad.

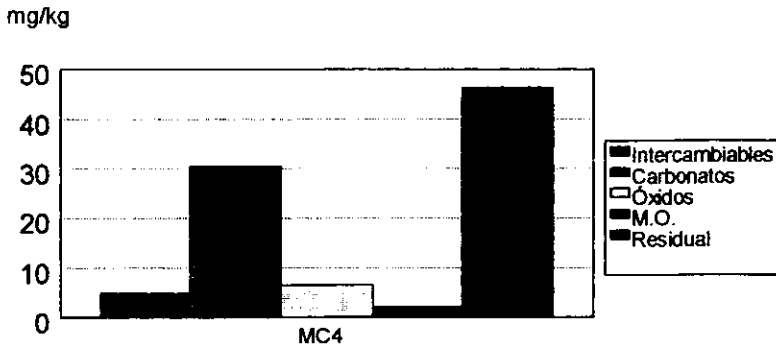


Gráfico 20. Concentración de la especiación química del plomo en la muestra compuesta 4.

Por otro lado se puede observar en el cuadro 2 que el cobre total se encontró dentro de los límites normales y en cuanto al análisis de fraccionamiento, se tiene que la mayor concentración del mismo está en la fracción residual (2.0 mg/kg) e intercambiable (1.60 mg/kg) seguida de la fracción ligada a carbonatos (1.20 mg/kg).

A pesar del alto contenido de materia orgánica, solo se encontró una concentración de 0.80 mg/kg de cobre ligado a esta fracción, por lo tanto se puede decir que la principal propiedad del suelo que está controlando la biodisponibilidad del cobre es el pH, ya que como señaló Bautista (1994), la solubilidad de las formas aniónicas y catiónicas decrece a pH mayores de 7.8.

Por lo que correspondió al zinc total, se obtuvo en una concentración de 16.40 mg/kg, por lo que la parcela no presenta problemas de contaminación, ya que se encuentra dentro del intervalo reportado como normal (Tabla 10).

De esta cantidad total una concentración de 0.20 mg/kg se detectó de manera intercambiable con lo cual se puede decir que pudiera estar disponible para las plantas debido a los mecanismos electrostáticos de enlace del mismo en la superficie de los coloides.

Por su parte el hierro se encontró en una concentración de 325.80 mg/kg y a partir de los resultados del análisis de las fracciones se puede decir que este metal se presenta de manera intercambiable sobre las superficies de los coloides para ser absorbido inmediatamente por las plantas en una concentración de 20.00 mg/kg y por otro lado, al igual que en las otras muestras analizadas, la mayor cantidad de este elemento se encuentra unido a la fracción residual (180.90 mg/kg), a la materia orgánica (47.20 mg/kg) debido a su alta afinidad por la misma.

Por otra parte, el cromo total se encontró en concentraciones dentro de los límites normales en el suelo según Alloway (1990), con una cantidad de 34.00 mg/kg.

Según el comportamiento del cromo en la parcela de acuerdo a sus características físicas y químicas, se puede decir que el pH y el contenido de materia orgánica, son los dos factores que han actuado de manera importante para que éste metal no quede de manera disponible para las plantas, por otro lado hay que destacar que la mayor concentración está ligada a la fracción residual (48.20 mg/kg) y compuestos orgánicos (10.00 mg/kg).

MUESTRA 20 y 40 (M20, M40).

Según los resultados mostrados en el cuadro 1, estas muestras presentaron un pH neutro de 7.35 y 7.08 respectivamente, un porcentaje de materia orgánica medio de acuerdo con Rusell (1968), y una textura migajón limoso-arcilloso, notándose a una profundidad de 40 cm iluviación de arcilla, provocando la retención de los metales, entre otros contaminantes sobre las superficies de las mismas.

Con respecto al análisis de los metales pesados evaluados se encontró el cadmio total en concentraciones de 7.00 mg/kg para ambas muestras, las cuales caen dentro de un valor crítico en el suelo (Tabla 10), esto debido al aporte de contaminantes disueltos en el agua residual mezclada (Industrial-doméstica), que se utiliza para el riego de esta parcelas, al uso de fertilizantes, así como de diversas actividades antrópicas que se desarrollan en zonas aledañas al sitio de muestreo.

Las concentraciones más altas de este metal en las fracciones del suelo estuvieron ligadas a los carbonatos y óxidos de hierro y manganeso, sin embargo también se encontró una cantidad importante en la fracción intercambiable para la muestra 40 (2.00 mg/kg), ya que el alto porcentaje de arcilla en dicha muestra favorece la captación de este elemento, lo cual representa un problema de biodisponibilidad, asimismo la fracción unida a carbonatos es factible de ser solubilizada a nivel de rizósfera como consecuencia de los cambios de pH que producen las raíces por la secreción de sustancias para tomar los nutrimentos.

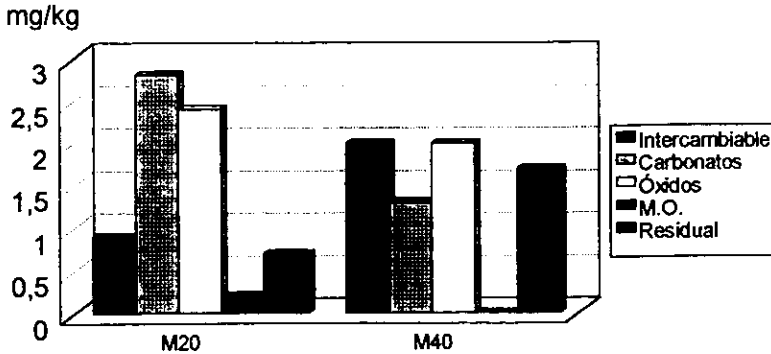


Gráfico 21. Concentración de la especiación química del cadmio en las muestras 20 y 40.

En cuanto al plomo total, éste se obtuvo en concentraciones que caen dentro del rango crítico (Cuadro 2) y se encuentra distribuido en las siguientes fracciones 83.60 y 141.20 mg/kg en la residual, carbonatos 20.00, 20.00 mg/kg, óxidos de fierro y manganeso 8.00 y 9.20 mg/kg, intercambiable 6.40 mg/kg para ambas y para materia orgánica de 4.00 y 5.20 mg/kg, para las profundidades 20 y 40 cm, respectivamente.

Según el análisis de fraccionamiento, se encontró la posibilidad inmediata de disponibilidad del plomo, ya que se detectó en la fracción intercambiable, al igual que para el cadmio unido a la fracción carbonatos, existe el riesgo de que se solubilice el plomo encontrado en esta misma fracción al ocurrir la acidificación del suelo.

Por su parte, el cobre no representó un problema de toxicidad, ya que se encontró en concentraciones normales de acuerdo al contenido total en el suelo (Tabla 10).

En lo que respecta a sus formas precipitables se presentan de la siguiente manera, ligados a carbonatos 1.60 y 1.20 mg/kg respectivamente, óxidos de fierro y manganeso 0.40 mg/kg para M20 mientras que no se detectó para M40. Por otro lado, destaca la fracción intercambiable, ya que presenta valores de 1.60 mg/kg para ambas profundidades.

Por otro lado, el zinc total encontrado para estas muestras es de 16.00 y 17.20 mg/kg, respectivamente cayendo dentro de las concentraciones normales según Alloway (1990) (Tabla 10).

Debido a la esencialidad de este elemento para el metabolismo de las plantas, se puede decir que existe la presencia de este elemento de manera disponible, ya que se encuentra unido electrostáticamente en una concentración de 0.52 mg/kg.

Con respecto al hierro total, para la muestra 20 la cantidad obtenida fue de 334.80 mg/kg, para la muestra 40 es de 372.60 mg/kg, notándose una ligera acumulación después de los primeros 20 centímetros de profundidad, ésta acumulación puede ser atribuida a la formación de compuestos solubles de hierro, que se lixivian por las prácticas de cultivos y efecto de la lluvia y a través del tiempo se ocluyen formando nuevos minerales.

Existe una correspondencia en cuanto al contenido de materia orgánica en las dos muestras y la cantidad de hierro ligada a la misma, por lo tanto se puede decir que la mayor concentración se presenta en la fracción residual (240.80 y 292.60 mg/kg para M20 y M40 respectivamente). Pero a diferencia de todas las muestras anteriores analizadas, la concentración de hierro ligada a la materia orgánica, no resulta ser la más alta.

El cromo no se presenta en concentraciones tóxicas, ya que los valores obtenidos del análisis de las muestras caen dentro del rango normal (34.00 y 60.00 mg/kg respectivamente).

Los cultivos que se establecen en ésta parcela no corren riesgo de contaminarse con cromo, ya que no se encontró la presencia de éste metal de manera intercambiable, las formas representativas en cuanto a concentración de este metal según el análisis de extracción secuencial fueron las asociadas a la fracción residual (26.60 y 52.60 mg/kg) y a carbonatos (5.60 mg/kg para cada una) (Cuadro 8). Debido a que la práctica de cultivos no es continua el tiempo esta ayudando a inmovilizar a este elemento (Gráfico 22).

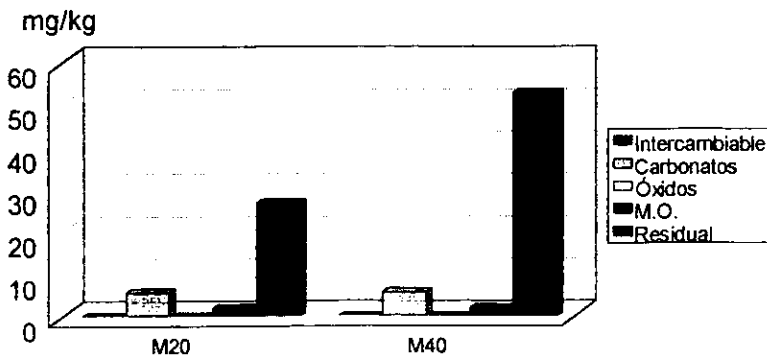


Gráfico 22. Concentración de la especiación química del cromo en las muestras 20 y 40.

SEDIMENTOS.

Ésta muestra corresponde al sedimento formado en los márgenes del cauce del canal de desagüe de aguas residuales de las industrias establecidas en el municipio.

Este material presenta un pH de 8.64 considerado como fuertemente alcalino de acuerdo con Bohn (1993), debido a que el mayor porcentaje de éste sedimento son sales que provienen de los procesos de producción y transformación de la materia prima, presenta un bajo contenido de materia orgánica de 0.65%, considerada como muy bajo según la clasificación de Rusell (1968).

El análisis para determinar las concentraciones totales de metales muestran los siguientes resultados, cadmio 9.00, plomo 20.00, cobre 5.10, zinc 27.00, hierro 81.00 y cromo 34.00 mg/kg, respectivamente.

Debido a la presencia de metales pesados, sobre todo de cadmio, este sedimento constituye una fuente de contaminación ya que estos pueden llegar a solubilizarse, lo cual facilita su penetración al suelo y que en un nuevo ciclo de procesos provocan, entre otras cosas, un incremento en las concentraciones normales de estos elementos y dependiendo de las propiedades físicas y químicas del sitio llegar a la disponibilidad de cantidades excesivas de estos metales pesados, provocando efectos tóxicos para las plantas y como consecuencia la magnificación de un problema de toxicidad.

RIESGO POTENCIAL DE MAGNIFICACIÓN

De los estudios realizados para la evaluación de las concentraciones de metales pesados en el suelo, los de fraccionamiento secuencial son los más importantes, ya que mediante ellos se simulan las condiciones en las que las plantas toman los nutrimentos, asimismo se puede conocer el grado de toxicidad de los elementos que no son esenciales para ellas, así como de aquellos que en grandes concentraciones representan un efecto tóxico a las mismas, por otro lado a partir de éstos estudios se puede determinar en que fracción sólida del suelo están ligados los metales y su concentración. De esta forma, se pueden inferir los posibles parámetros del suelo que están influenciando la disponibilidad, precipitación y acumulación de estos elementos, para posteriormente dar posibles soluciones a los problemas que favorece su disponibilidad de los mismos.

La fracción que esta inmediatamente disponible para las plantas es la ligada a la superficie de los coloides, ya que únicamente los elementos están retenidos a ellos mediante enlaces electrostáticos y que fácilmente pueden ser intercambiados o liberados para posteriormente ser adsorbidos por las raíces.

De acuerdo a lo anterior, se puede decir que de los metales pesados evaluados, el que constituye un riesgo de magnificación de un problema de toxicidad para las plantas de manera inmediata, es el cadmio debido a la no esencialidad del mismo y a su presencia en la fracción intercambiable en el horizonte superficial del perfil 2, en MC1 y M40. Por otro lado, debido al pH neutro del horizonte superficial del perfil 1 y de la M40 así como a la acumulación de éste elemento en la fracción carbonatos, pueden en determinado momento quedar disponible como consecuencia tanto del uso de agroquímicos o por el agua de riego (Tabla 13).

Tabla 12. Muestras donde los metales pesados sobrepasan los límites normales en suelo según Alloway (1990).

	PERFIL 1			PERFIL 2				MC1	MC2	MC3	MC4	M20	M40
	H1	H2	H3	H1	H2	H3	H4						
Cd	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Pb		♣	♣	♣	♣	♣	♣	♣	♣	♣	♣	♣	♣
Cu													
Zn													
Fe													
Cr	♣	♣	♣		♣	♣	♣			♣			

X. concentración que sobrepasa el límite normal.

♣. concentración que sobrepasa el valor crítico.

♣. concentraciones cercanas al valor crítico.

Tabla 13. Fracción del suelo donde se presenta la acumulación de los metales pesados.

	PERFIL 1			PERFIL 2				MC1	MC2	MC3	MC4	M20	M40
	H1	H2	H3	H1	H2	H3	H4						
Cd	C/O	C/R	C/R	I/C	C	C/R	C/R	I/C	C/O	C/O	C/O	C/O	I/O
Pb	C/R	C/R	C/R	C/R	C/R	C/R	C/R	C/R	C/R	C/R	C/R	C/R	C/R
Cu	R	R	C/R	C/R	C/R	O/R	R	C/M	R	I/R	I/C	I/C	I
Zn	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R
Fe	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R
Cr	M/R	M/R	M/R	M/R	M/R	M/R	M/R	M/R	M/R	R	R	R	R

I. intercambiable, C. carbonatos, O. óxidos, M. materia orgánica, R. residual.

En lo que corresponde al cromo, se presentó de manera intercambiable en las muestras compuestas 1 y 2, lo cual no representa un riesgo de toxicidad para las plantas, ya que a pesar de estar biodisponible en pequeñas cantidades, la mayor concentración está siendo inmovilizado por la fracción orgánica y residual en todas las parcelas. Por otro lado su unión con la materia orgánica favorece la reducción del Cr^{6+} a Cr^{3+} disminuyendo el grado de toxicidad de este elemento.

Para el H1 del perfil 1, M20, M40 y la MC3, debido a que presentaron pH cercanos a la neutralidad y a su contenido de plomo en la fracción carbonatos, con un ligero cambio de pH a nivel de rizósfera las plantas pueden absorberlo y translocarlo en raíces y tallos, que posteriormente puede ser ingerida por el ganado o directamente por el hombre.

Resumiendo el análisis anterior, se puede decir que el tipo de agua residual empleada para las muestras compuestas 1, 2, 3, 4 así como para la Muestra 20 y 40, esta contribuyendo a la presencia de un contenido mayor de los elementos plomo y zinc, mientras que en los sitios irrigados con agua de pozo resultan ser ligeramente más elevadas en las concentraciones de cadmio, ésto como consecuencia del uso excesivo de agroquímicos.

Capítulo 13 CONCLUSIONES

De los resultados obtenidos, se derivaron las siguientes conclusiones.

- 1.- Todas las parcelas analizadas presentaron concentraciones de cadmio total en niveles que sobrepasan el límite de concentración natural en suelos.
- 2.- El plomo total en todas las parcelas a excepción de la muestra compuesta 4 cae dentro de un rango crítico de concentración en el suelo.
- 3.- La mayor parte del contenido total de plomo en las parcelas muestreadas se encontró acumulado en la fracción residual.
- 4.- En el perfil 1, MC3, M20 y M40 existe un riesgo de biodisponibilidad de los compuestos carbonato de cromo y plomo como consecuencia de la secreción de compuestos ácidos por las raíces de las plantas.
- 5.- El uso de fertilizantes, herbicidas y mejoradores de suelo, están contribuyendo en gran medida a la incorporación de metales pesados al suelo en las parcelas de los perfiles 1 y 2, ya que el agua utilizada para el riego es de pozo.
- 6.- El uso excesivo de materia orgánica contribuye a que elementos esenciales como el cobre se encuentre en forma de quelatos y no se detecte en la fracción intercambiable en el perfil 2, MC1 y MC2.
- 7.- Debido a la formación de compuestos orgánicos de cromo y cadmio, pudiera estar propiciando, bajo ciertas condiciones de un pH ácido, un incremento en su movilidad y disponibilidad en las parcelas.
- 8.- Los sedimentos analizados constituyen una fuente importante de contaminación, ya que contienen moderadas cantidades de metales pesados.
- 9.- En todas las parcelas muestreadas se encontró que los metales pesados están siendo inmovilizados en fracciones estables tales como, óxidos de fierro y manganeso y residual.

Capítulo 14 SUGERENCIAS

- 1.- La primer sugerencia es que las aguas residuales tanto de origen doméstico, como industrial, reciban un tratamiento previo desde su fuente generadora antes de ser vertida al río.
- 2.- Que se oriente a los agricultores en el uso adecuado de fertilizantes inorgánicos.
- 3.- Orientar al campesino hacia el composteo y aplicación adecuada del estiércol.
- 4.- Realizar un análisis del agua de pozo, ya que como el suelo de esa zona es muy somero, probablemente presente cierto grado de contaminación.
- 5.- Realizar un estudio de las especies vegetales en las parcelas muestreadas para conocer la incorporación de metales pesados a las mismas.

**ESTA TESIS NO DEBE
SALIR DE LA BIBLIOTECA**

Capítulo 15
BIBLIOGRAFÍA

1. Albert, A. 1995. Toxicología Ambiental . 2a. ed. Ed. Limusa. México; 325 pp.
2. Alloway, B. J. 1990. Heavy Metals in soils. 1a ed. Ed. John Wiley & Sons, Inc. Gran Bretaña; 339 pp.
3. APHA; AWWA; WPCF. 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. (Métodos Normalizados para el análisis del agua y aguas residuales), 18ª ed. E.U.A; 1084 pp.
4. Aubert, A. y M. Pinta, 1977. Trace Elements in Soils. 1a. ed. Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdam-Oxford-New York; 395 pp.
5. Baghdady, F. C. and Hodgson. 1987. Interrelationships between the soil characteristics and the total available contents of micropoyutants (Cr, Ni, Cd, Pb and Hg). Mitteilgn. Dtsch. Bondenkundl. Gesellsch., 55 (1): pp.271-276
6. Bautista, F. 1990. La contaminación del suelo por metales pesados: reflexiones sobre el análisis químico. Universidad Ciencia y Tecnología 3 (2): Universidad Autónoma de Morelos México. pp. 24-32.
7. Bautista, Z. F. 1994. Contaminación del suelo por metales pesados. Departamento de Manejo y conservación de recursos naturales tropicales. Coordinación de Biología, Facultad de Medicina veterinaria y Zootécnia. Universidad Autónoma de Yucatán. 50 pp.
8. Bohn, L. 1993. Química del Suelo. 1a. ed . Ed. Limusa, S.A. de C.V. México; 370 pp.
9. Bornemisza E. 1982. Introducción a la química del suelo. Serie de química monografía No. 25. Washington, D.C; 74 pp.
10. Cajuste, L. J., Carrillo, R., Cota G. and Laird R. 1991. The distribution of metals from wastewater in the Mexican Valley of Mezquital. Water, Air and Soil Pollution. México; pp. 57-58 : 673-771.
11. Cantú, M. 1992. Contaminación ambiental. 1ª ed .Ed Diana, México; 80 pp.
12. Carrillo, G. R., Cajuste L. y Hernández L. 1990. Distribución Horizontal de metales pesados en un predio irrigado con aguas residuales. Mem. XXIII congreso Nal. Soc. Mex. de la Ciencia del suelo. Torreón, Coahuila; México.

13. Cepeda, J.M. 1991. Química de los suelos. 2ª ed. Ed. Trillas. México; 167 pp.
14. Cuadra, M.J., 1981. Agricultural effects of waste constituents on the food chain. México; pp.152-240.
15. Chávez, M. 1993. Nutrición efectiva. 1ª ed. Ed. Diana; México 427 pp.
16. Chester, R. and Hughes, R. M. 1967. A Chemical Technique for the separation of Ferromagnese Minerals, Carbonate Minerals and Adsorbed Trace Elements form Pelagic Sediments, Chem. Geol. Vol. 2, pp. 831-832.
17. Christensen. 1984. Water, Air and Soil pollution Vol. 21. USA; pp. 105-114.
18. Davis, B. 1980. Applied soil trace elements. John Wiley & Sons Ltd. USA; 351 pp.
19. Dowdy, R.H. y V.V. Volk., 1986. Chemical Mobility and Reactivity in Soil Systems. Publicado por Soil Science Society of America , American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin.
20. Farrah y Pickering,1977. Water, Air and Soil Pollution. Vol 8. pp.189-197.
21. Fassbender W. Hans, 1987. Química de suelos. 2a ed. Servicio Ed. IICA. San José Costa Rica; 420 pp.
22. Fergusson, J.E., 1990. The Heavy elements: Chemistry, Enviromental Impact and Health Effects. Pergamon Press. USA; 549 pp.
23. Flores, D. L., Hernández S., Mejía B., M. y Sánchez, B. 1990. Algunos metales pesados en suelos regados con aguas residuales. 1er Simposio Nal. Degradación del suelo. Instituto de Geología. UNAM; México.
24. García, Z. A M., Cajuste, J. L. y Cruz, D. 1988. Estudio del grado de contaminación por plomo, cadmio y cromo, en suelos y tejidos vegetales por el uso de aguas residuales en los municipios de Tlaxcoapan, Tlalhuelilpan y Atitalaquía, Hgo., México; pp. 78.
25. García-Miraga y Page. 1978. Water, Air and Soil Pollution. Vol. 9. pp. 289-299.
26. Gupta , S. M. and Chen, K. Y. 1975. Partitioning of Trace Metals in Selective Chemical Fractions of Near Shore Sediments. Enviromental, Lett., Vol. 10. pp. 129-158.
27. Hernández, M. 1992. Depuración de aguas residuales. 2ª ed. Ed. Colección Seivor No. 5.

28. Homer D. 1973. Métodos de Análisis para Suelo, Plantas y Aguas. Ed. Trillas; México.
29. Huizar R. 1996. Hydrochemistry of the aquifers in the Rio Las Avenidas basin, Pachuca, Hidalgo, México. Instituto de Geología, Universidad Nacional autónoma de México. pp. 186-191.
30. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. México 1993; 532 pp.
31. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. México 1994; 532 pp.
32. Jackson L. M. 1982. Análisis Químico de Suelos. 4a. ed. Ediciones Omega. Barcelona; 235 pp.
33. Jiménez, J.R. 1989. Agua de mayor calidad, Revisión Agua potable Vol. 4, No.51:34-41.
34. Kabata -Pendias, A. y Pendias H. 1986. Trace elements in soils and plants. Vol. 1 CRC. Press, Inc. Boca Ratón. Florida; USA.
35. López, L. y Hernández, E. 1994. Sinopsis Geohidrológica del estado de Hidalgo. Chapingo, México; 80 pp.
36. Mascareño, C. F. 1974. Estudio preliminar sobre contaminación de suelos y de la producción agrícola en el distrito de riego 003, por el uso de aguas negras de la Ciudad de México. Tesis de Maestro en Ciencias. Colegio de Postgraduados, Chapingo, México.
37. Maltigod and Page, 1983. Water, Air and Soil Pollution. Vol. 7 pp. 245-249.
38. Mejía, B.M., Sánchez, S., Hernández, S., Flores D., Villareal, L. y Guajardo, V. 1990. Metales pesados en maíz (*Zea mays* L.) y alfalfa (*Medicago sativa* L.) y su correlación con los extractables en suelos del DDR 063, Hgo. 1. Simposio Nal. Degradación del suelo Instituto de Geología. UNAM.
39. Méndez G., Guevara D. y Huizar A. 1994. Contaminación por metales pesados en aguas residuales de Pachuca, Tizayuca y Ciudad Sahagun en Hidalgo, México. Instituto de Geología, U.N.A.M., México. pp. 401-407.
40. Mendoza, M.H. 1981. Land treatment: A viable solution for management of wastewater in the metropolitan area the Valley of México. pp. 163-194.
41. Mortvedt, J.J. 1983. Micronutrientes en agricultura. 1a. ed. AGT Editor, S.A. México; 742 pp.
42. Orozco, F. 1970. Análisis químico cuantitativo. Ed. Porrúa. México; 347 pp.

43. Ramos O. M. 1996. Curso de Protección ambiental. CONIQQ. México; 110 pp.
44. Russell. 1968. Las condiciones del suelo en el crecimiento de las plantas. 4a ed. Ediciones Aguilar S.A. España; 801 pp.
45. Sahab, H.E. 1989. El recurso agua y su aprovechamiento, Revisión Agua Potable, Vol. 4, No. 51; pp. 6-11.
46. Santillan y Medrano, J. 1975. Soil Science Society American Proc. 39; USA; pp. 851- 856.
47. Seoanez C. 1995. Ecología Industrial: Ingeniería medioambiental aplicada a la industria y a la empresa.. Ediciones Mundi-Prensa. España; 522 pp.
48. Shuman, L. M. 1978. Zinc, Manganese, and Copper in soil fractions. Soil Science. U.S.A; Vol. 127, No. 1.
49. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo 1994. DXXIV Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo. Investigación Edafológica en México 1990-1991. pp. 70-72.
50. Stephen, L. 1981. Química Ambiental. 1a. ed. Ed. Blume, Barcelona; 320 pp.
51. Tessier, A., Campbell, P. G. C. and Bisson, M. 1979. Analisis Chemical. Vol. 51. USA; 844 pp.
52. Tiller, G. 1989. The sorption of Cd, Zn and Ni by soil clay fraction: procedures for partition of bound forms and their interpretation. Geoderma 34, pp 1-16.
53. Tovar S.; J.L. y R. Quintero. 1991. La investigación Edafológica en México 1990-1991. Memorias XXIV Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. Pachuca . Hidalgo; México.
54. Vega, S. 1990. Evaluación epidemiológica de riesgos causados por agentes químicos ambientales. 1a. ed. Ed. Limusa. México; 720 pp.
55. Viets, 1962. Agricultural Fd.Chemical. Vol 10. USA; 174 pp.
56. Wood J.M and Goldberg, E.D. 1977. Impact of metals on the Biosphere. In. Stumm, W. Global Chemicals Cycles and their Alterations by Man. Dahlem Konferenzen, Physical and Chemical Sciences Research Report 2, Berlin; 347 pp.
57. Wright, J.R. 1955. Soil Science Society American Proc. Vol. 19. USA; pp. 340-344.

58. Yong, R. N. and Mohamed, A. M. 1992. A Study of Particle Interaction Energies in Wetting of unsaturated Expansive Clays. *Can. Geotech. J.*
55. Zimdahl, R.L. and Stogerboe, R.K. 1977. *Environmental Science Technology* Vol. 11. USA; pp. 1202-1207.