

167
2e1



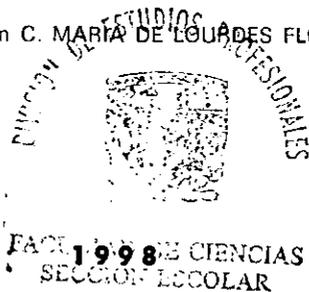
UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

"INDICES DE CONTAMINACION POR METALES PESADOS EN SUELOS DE CULTIVO DEL ESTADO DE GUANAJUATO".

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 :
MARIBEL TREJO MEDINA

DIRECTOR DE TESIS: M. en C. MARIA DE LOUDES FLORES DELGADILLO



TESIS CON FALLA DE ORIGEN

266236



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL
AVENIDA DE
MEXICO

M. en C. Virginia Abrin Batule
Jefe de la División de Estudios Profesionales de la
Facultad de Ciencias
Presente

Comunicamos a usted que hemos revisado el trabajo de Tesis:

"Indices de contaminación por metales pesados en suelos de cultivo del Estado de Guanajuato".

realizado por TREJO MEDINA MARIBEL

con número de cuenta 8640694-9 , pasante de la carrera de Biología

Dicho trabajo cuenta con nuestro voto aprobatorio.

Atentamente

Director de Tesis
Propietario

M. EN C. MARIA DE LOURDES FLORES DELGADILLO

Maria de Lourdes Flores

Propietario

DRA. AMADA LAURA REYES ORTIGOZA

Amada Laura Reyes Ortigoza

Propietario

DR. GILBERTO HERNANDEZ SILVA

Gilberto Hernandez Silva

Suplente

M. EN C. MARIA GUADALUPE BARAJAS GUZMAN

Maria Guadalupe Barajas Guzman

Suplente

M. EN C. SARA SOLIS VALDEZ

Sara Solis Valdez

Consejo Departamental de Biología

Edna Maria Suarez Diaz

DRA. EDNA MARIA SUAREZ DIAZ.

*...Para hacer producir es necesario salir de las oficinas,
internarse en el campo, ensuciarse las manos y sudar...*

*Es el único lenguaje que entienden
el suelo, las plantas y los animales.*

Dr. Norman E. Borlaug.
(Premio Nobel de la Paz).

A la memoria del M. en C. ***Nicolás Aguilera Herrera.***

Por haber sido un importante pilar en mi formación académica, ya que usted sembró en mí el gusto por el estudio de los suelos.

GRACIAS.

A mis padres:

Carlos Trejo Ramírez y María Isabel Medina Alcántara.

Que me brindaron la oportunidad de estudiar, por su apoyo y por haber tenido paciencia durante todos estos años de estudio.

A mis hermanos:

María Guadalupe, Edmundo y Leticia.

A mis sobrinos:

Said Abraham, Carlos Antonio, María Isabel

y en especial a

Josafath Israel, porque siempre has creído y confiado en mí,
dándome fuerza para seguir adelante.

AGRADECIMIENTOS:

Manifiesto sinceramente mi agradecimiento a las siguientes personas e instituciones:

A la H. Comisión dictaminadora, integrada por:

M. en C. María de Lourdes Flores Delgadillo
Dra. Amada Laura Reyes Ortigosa
Dr. Gilberto Hernández Silva
M. en C. Guadalupe Barajas
M. en C. Sara Sólis Valdés

Por sus valiosas sugerencias y observaciones en la revisión de este trabajo.

A las autoridades del Instituto de Geología, U.N.A.M., en especial al departamento de Edafología, por las facilidades otorgadas en el uso de instalaciones y manejo de equipo para la realización de este trabajo.

A la M. en C. Lourdes Flores Delgadillo por toda su atención prestada en la dirección de esta tesis, por su valiosa asesoría y desinteresada ayuda y en especial por su paciencia y consideración que me tuvo en este tiempo.

A todos los maestros, compañeros y amigos que de alguna forma colaboraron para que este trabajo fuese posible, en especial al Secretario Académico René Alcalá Martínez, Dr. David Flores Roman, Biól. Raúl López Bravo, Biól. Daniel Hernández Santiago, M. en C. Jorge A. Lugo de la Fuente, Pas. de Biól Adrian, Arq. Rosalinda L. y al personal de cómputo del Instituto de Geología.

A Irma E. Galindo Cruz, por su atento apoyo y ayuda que me ha brindado cuando así lo he requerido, así como por la amistad que me ha ofrecido sin esperar a cambio nada.

INDICE

	Pág.
RESUMEN	
1. Introducción.....	1
2. Antecedentes.....	3
3. Justificación.....	6
4. Hipótesis.....	7
5. Objetivos	
5.1. Objetivo General.....	8
5.2. Objetivos Particulares.....	8
6. Localización y descripción general del área de estudio	
6.1. Aspectos generales del Estado.....	9
6.2. Características fisiográficas de la zona de estudio.....	10
6.2.1. León.....	10
6.2.2. Purísima del Rincón (Purísima de Bustos).....	11
6.2.3. San Francisco del Rincón.....	12
6.2.4. Manuel Doblado.....	13
7. Materiales y Métodos	
7.1. Ubicación del área de trabajo.....	14
7.2. Trabajo de campo y laboratorio	
7.2.1. Muestreo.....	14
7.2.2. Procedimientos analíticos	
7.2.2.1. Análisis físicos.....	14
7.2.2.2. Análisis químicos.....	15
7.3. Índices de contaminación en los suelos	
7.3.1. Equivalente de Zinc.....	15
7.3.2. Relación Extraíble/Total (Disponibilidad relativa).....	16
7.4. Análisis estadístico.....	16

8. Resultados y Discusión

8.1. Características de los suelos.....	17
8.1.1. Textura.....	20
8.1.2. Reacción del suelo (<i>pH</i>).....	24
8.1.3. Materia orgánica.....	25
8.1.4. Capacidad de Intercambio Catiónico Total (<i>C.I.C.T.</i>).....	26
8.1.5. Carbonatos Alcalino-térreos.....	27
8.2. Metales Pesados en suelos	
8.2.1. Hierro.....	28
8.2.2. Manganeseo.....	33
8.2.3. Cobre.....	37
8.2.4. Zinc.....	42
8.2.5. Cromo.....	44
8.2.6. Plomo.....	46
8.2.7. Níquel.....	48
8.2.8. Cobalto.....	50
8.3. Índices de contaminación de los suelos	
8.3.1. Equivalente de Zinc.....	53
8.3.2. Disponibilidad relativa de los metales pesados.....	56
9. Conclusiones.....	64
10. Sugerencias.....	66
11. Referencias bibliográficas.....	67

RESUMEN

La actividad agrícola, el desarrollo industrial y el crecimiento de la población en zonas urbanas favorecen la acumulación de metales pesados en el medio ambiente. El uso de fertilizantes, la deposición aérea y el riego con aguas de mala calidad puede incrementar el contenido de metales pesados en los suelos que, al no ser degradados química ni biológicamente por la naturaleza, persisten en el medio y pueden acumularse a lo largo de la cadena trófica y, por lo tanto en los cultivos, provocando con ello que la contaminación ambiental se vuelva más grave cada día, teniendo como consecuencia la paulatina degradación química del suelo y de las aguas. Los contenidos de metales pesados en el suelo están relacionados con el material original y los parámetros edáficos (pH, CaCO_3 , materia orgánica, textura del suelo y la naturaleza de los minerales de las arcillas).

El objetivo general del trabajo fue evaluar el grado de contaminación ocasionada por algunos metales pesados en suelos agrícolas pertenecientes al Estado de Guanajuato, empleando algunos índices de contaminación tal como lo son el equivalente de zinc y la disponibilidad relativa. Determinándose a los suelos, asimismo, algunas características físicas y químicas que más relación tienen con la acumulación y distribución de los metales pesados.

El muestreo se realizó en parcelas dedicadas a actividades agrícolas y para efecto de comparación, las muestras se colectaron de zonas en donde se practica el riego con agua residual (27 sitios), algunas otras, se colectaron en zonas en donde se utiliza el riego con agua de pozo (39 sitios) y otros muestreos se realizaron en zonas de temporal (11 sitios).

Se determinó el contenido total y la fracción disponible de metales pesados en horizontes superficiales de suelo (0 – 30 cm), estableciendo la correlación entre el contenido de metal total y disponible con algunas propiedades químicas de los suelos.

Al obtener el contenido total de los ocho metales analizados (Fe, Mn, Cu, Zn, Cr, Pb, Ni y Co), se compararon con los niveles reportados para suelos no contaminados. Los niveles obtenidos permiten señalar que los niveles de metales pesados se encuentran dentro de los rangos normales, acorde con las referencias utilizadas, siendo el Mn el único elemento que sobrepasó el límite permisible, en un sitio perteneciente a los suelos regados con agua de pozo.

La disponibilidad relativa de los metales se ubica en un rango que no sobrepasa al 35%, siendo el orden de disponibilidad relativa de los elementos traza muy semejante en los tres grupos.

Se observó que una gran parte de los suelos regados con agua residual son suelos considerados como potencialmente tóxicos debido a que sobrepasan el valor límite establecido por el equivalente de zinc.

Se puede establecer, con base en el análisis estadístico, que el empleo de aguas residuales es un factor importante, que influye sobre el contenido de metales pesados totales en los suelos.

1. INTRODUCCION

El estudio del suelo representa uno de los pilares fundamentales en el conocimiento del medio, ya que permite entender mejor el papel que éste juega en la naturaleza.

En problemas relacionados con la degradación del suelo se ha suscitado, en los últimos tiempos, desde la pérdida del suelo, bosques, contaminación, uso irracional del agua, etc., hasta el impacto de estos fenómenos en la salud pública. La creciente presión sobre las tierras, el aumento en el uso de productos químicos, la desertificación y la deforestación están reduciendo la productividad de los suelos en muchas partes de México y del mundo (Hernández, 1995).

A partir de los años cuarenta, el desarrollo industrial generado en México así como el crecimiento demográfico, experimentaron un impulso e incremento notables hasta alcanzar, éste último, uno de los índices más altos a nivel mundial. Dichas circunstancias, han conducido a intensificar el aprovechamiento de los recursos naturales, mediante diversas actividades industriales las cuales, en la mayoría de los casos, se han realizado de una manera no planeada y sin tomar en cuenta su repercusión en el entorno nacional. Es así como nuestro país ha sufrido un grave deterioro en lo referente a la calidad de su ambiente pues, además, no existen buenas medidas de control a las que estén sujetos todos los residuos que se generan en los diversos procesos industriales y de servicios.

En la actualidad, nuestro país se enfrenta a serios problemas originados por el manejo inadecuado de los residuos peligrosos. Dentro de estos residuos peligrosos encontramos a los metales pesados. Dichos metales se presentan naturalmente en los suelos, cuerpos de agua y organismos, y muchos de ellos son esenciales para la vida saludable de estos últimos. Estos elementos esenciales pueden causar severos impactos tóxicos sobre los sistemas vivientes cuando se encuentran en concentraciones excesivas, lo cual podría reflejarse en la modificación de los ecosistemas a través de una consecuente pérdida de la biodiversidad, además del importante peligro que ello representa para la salud del ser humano (Rivero *et al.*, 1996).

Uno de los principales medios de dispersión de contaminantes en los suelos agrícolas, lo constituye el uso de las aguas negras o residuales para el riego, pues si bien contienen una gran cantidad de materia orgánica, que es fuente abundante de nutrimentos, también es un medio para transportar elementos y compuestos químicos que son tóxicos para las plantas, sobre todo cuando se encuentran en grandes cantidades, afectando la salud de los animales y, en consecuencia, la del hombre (Hernández *et al.*, 1991). No solo el empleo de aguas negras podría originar problemas de contaminación por metales pesados, sino que el empleo de abonos, fertilizantes, insecticidas, fungicidas y plaguicidas en general, también incorporan metales tóxicos a los suelos lo que promueve, con el paso del tiempo, la degradación química del recurso suelo, y pone en riesgo la salud de las plantas, animales y la del hombre (Rivero *et al.*, 1996).

Existen elementos que también son transportados por las aguas residuales a los que se les considera como tóxicos aún en bajas concentraciones, tal es el caso del Pb, Ni, Cd, Cr, Hg y As, entre otros, que también se les conoce como metales pesados. Todos estos metales son fuertemente adsorbidos por el complejo de adsorción del suelo, constituido por las arcillas y el humus, de manera que no pueden ser lixiviados. La contaminación del suelo debida al uso de fertilizantes, a la deposición aérea y al riego con aguas de mala

calidad, puede ser un proceso irreversible que, a su vez, causa contaminación en el entorno e, indirectamente, facilita la introducción de tóxicos en la cadena alimenticia (Gutiérrez, 1990). En efecto, la contaminación del suelo, especialmente por metales pesados, parece ser virtualmente permanente, debido a la vida media de estos elementos.

Los metales pesados son llamados así por poseer un peso específico de 5 gramos por centímetro cúbico o mayor. Varios de los metales son también llamados elementos traza por estar presentes en concentraciones de 1,000 mg/kg o inferiores, en la corteza terrestre. Algunos de los elementos traza, como ya se había mencionado, son esenciales para la vida a bajas concentraciones (micronutrientes), y sus niveles excesivos pueden deberse a fenómenos geológicos normales (procesos naturales de desgaste del material parental), o a actividades antropogénicas como son la quema de combustible fósil, extracción de minerales, fertilizantes, abonos, plaguicidas, lodos residuales, fundidoras, incineradores de basura, aerosoles y, en general, residuos industriales, agrícolas y domésticos (Alloway, 1990; Deffus, 1983 y Fergusson, 1990).

La importancia de las distintas vías de transferencia de estos elementos varía considerablemente dependiendo del elemento, especie vegetal, tipo de suelo, prácticas agrícolas, etc. y, con frecuencia, se producen alteraciones en los aportes o pérdidas de dichos elementos que modifican su ciclo, por lo que pueden encontrarse en proporciones tóxicas o deficientes (Moreno *et al.*, 1992).

Cabe señalar que existen numerosos factores que influyen en la presencia y concentración de los metales pesados en el suelo entre los que podemos mencionar la naturaleza de la roca madre, procesos pedogénicos, contenido orgánico, contenido de arcillas, contenido mineral, pH, topografía, lluvias y otras condiciones climáticas, corrientes de agua, actividad microbiana y contaminación en gran extensión. También existen otros factores que propician la asimilación de estos metales por la planta, vía radicular o vía foliar, como por ejemplo algunas condiciones de crecimiento de la planta como el pH, temperatura, aereación, condiciones redox y fertilización del suelo, además de competencia entre las plantas, tipo y tamaño de la planta, presencia del elemento en el suelo, etc. (Fergusson, 1990).

2. ANTECEDENTES

Los efectos tóxicos agudos de los metales en los organismos se conocen desde hace mucho tiempo; sin embargo, el nivel crónico de acumulación de varios de estos elementos se ha apreciado sólo en los últimos veinte años debido, por un lado, a la creciente toma de conciencia científica y pública concerniente a asuntos ambientales y, por otro, al desarrollo de técnicas avanzadas que detectan y miden con mayor exactitud la concentración de los metales en el suelo (Alloway, 1990).

Se han hecho con anterioridad algunos estudios sobre contaminación en diferentes ambientes. Por ejemplo, Ortega en 1971 evaluó los contenidos existentes de Fe, Mn, Zn y Cu, en forma total y aprovechable, en suelos de la región del Delta del Río Fuerte, en Sinaloa, y concluye que la distribución de los elementos en su contenido total, no siguen ningún patrón definido, además de que no encontró relación entre los contenidos totales y las cantidades asimilables de los elementos estudiados.

Mascareño en 1974, realizó un estudio sobre contaminación de los suelos y la producción agrícola en el Distrito de Riego 03 de Tula, Hidalgo, por el uso de aguas negras, encontrando altas cantidades de boro en suelos (0.85 - 2.94 mg/kg). El análisis de las aguas negras indicó altos niveles de sodio, bicarbonatos y cloruros, por lo que las clasificaron como no recomendables para riego de cultivos sensibles a las sales o para suelos con drenaje deficiente, textura arcillosa o clima muy seco.

Méndez en 1982, realizó un estudio sobre contaminación de suelos por riego con aguas negras en algunos sitios del Valle del Mezquital, cuantificando niveles de detergentes ABS, boro y metales pesados, y concluyó que los problemas más graves son causados, en orden de importancia, por Pb, Cr, Ni, Co, detergentes y boro soluble.

Gutiérrez en 1982, considera como problema latente un aumento de boro y sodio, acumulación paulatina de iones metálicos, así como insolubilización de micronutrientes por aumento en el pH del suelo. En este sentido, el Pb resultó ser el metal más abundante en los suelos del Distrito de Riego 03, pero en forma insoluble, por lo que no representó un peligro durante la época de estudio. Se propone el control de ciertos metales como Cu, Pb y Zn en tejidos vegetales, dado que si hubiera una disminución en los valores de pH del suelo, la disponibilidad de estos metales aumentaría.

Hernández y col., 1990, establecieron las tendencias en la concentración de Fe, Cu, Mn, Zn, Ni, Cd, Cr, Co y Pb (totales y extractables) en suelos del Distrito de Riego 063 Hidalgo, asimismo, establecen una primera aproximación para mostrar la distribución geográfica de Cr y Pb en los suelos de la región. En un lapso de 14 años, el Cu y Zn totales mostraron una tendencia a la disminución; Mn y Co indicaron un ligero ascenso; Fe y Ni indicaron una aparente estabilidad; Pb, Cr y Cd presentaron un descenso. En cuanto a los metales extractables, éstos presentaron un ascenso constante en los primeros 30 cm del suelo.

Cajuste y col. en 1991,^(b) observaron una mayor acumulación de metales pesados en suelos regados con aguas negras, en comparación con los niveles observados en suelos regados con aguas mezcladas (residuales y de escorrentía).

Velázquez y Hernández en 1991, evaluaron los contenidos de metales pesados en suelos y plantas regadas con aguas residuales, además del rendimiento y calidad de los productos agrícolas en Mixquiahuala, Hgo. Los autores encontraron que los niveles de metales pesados en el suelo (totales y extractables) tienden a aumentar, en comparación con otros resultados reportados para este distrito de riego. El contenido de metales pesados en plantas de maíz y alfalfa fue alto en las primeras etapas de desarrollo, y descendió al final del ciclo vegetativo. Al correlacionar rendimiento y concentración de metales pesados, el Fe, Mn, Cd y Ni fueron altamente significativas.

Flores *et al.*, 1991, analizaron el contenido de cadmio, cromo y plomo en suelos del Distrito de Desarrollo Rural 063, en el Estado de Hidalgo, seleccionando 114 sitios muestreados a una y dos profundidades (0 - 30 cm y 30 - 60 cm). Por otra parte, se muestrearon dos perfiles de suelo del mismo distrito de riego, para analizar la distribución y movimiento de los metales pesados (Cd, Cu, Cr, Pb) en el perfil. En los sitios donde se tomaron muestras a dos profundidades, la capa arable (0 - 30 cm), tuvo una concentración mayor de todos los metales pesados; siendo la diferencia de las concentraciones entre las dos profundidades altamente significativa, considerándose que, la acumulación de los metales pesados en la capa superficial del suelo, es el resultado del prolongado uso de aguas residuales para el riego.

Errecalde y col., 1991, realizaron un estudio en la Comarca de L'Horta, Valencia, sobre la contaminación por metales pesados en horizontes superficiales de suelo, determinando el contenido total y la fracción extraíble de Cd, Zn, Co, Cu, Ni y Pb. Al evaluar el nivel de contaminación de los suelos, según los índices utilizados, las zonas más contaminadas fueron aquellas con mayor impacto urbano e industrial, y sus contenidos totales, así como la fracción extraíble de los elementos analizados, en general, no alcanzan valores considerados como tóxicos.

Graña y col., 1991, determinaron los contenidos totales de cobre, níquel y zinc en horizontes superficiales de suelos de cultivo de la Provincia de Lugo, encontrando que las concentraciones de cobre total varían entre 16 y 93 mg/kg, los de níquel entre 5 y 124 mg/kg, y los de zinc entre 35 y 422 mg/kg. Además, relacionaron los contenidos y formas de estos elementos con características del suelo y el sitio. Concluyeron que los valores totales de los tres elementos, así como sus formas químicas, presentan relaciones positivas, muy significativas, con las fracciones finas del suelo y con los óxidos de hierro y manganeso.

Inglés y col. en 1992, evaluaron el efecto que presenta el riego con aguas residuales urbanas depuradas sobre la disponibilidad de metales pesados para la planta. Para ello, se utilizó la capa arable (0 - 20 cm) de un Fluvisol calcáreo localizado en las cercanías de la Villa de Orsiva, Granada. Se observó que el riego con este tipo de agua promovió un aumento de la concentración de Mn y Zn en hojas, tallos y raíces; de Cu en hojas y raíces, y Fe en hojas de cultivos de tomate. Además, se observó un aumento de Zn extraído con DTPA y una disminución de Fe y Mn extraídos con DTPA del suelo. Los contenidos de Cd, Ni y Pb extraídos del suelo, fueron escasamente afectados y a nivel de planta, sus concentraciones en hojas y tallos estuvieron por debajo de los límites de detección del método analítico utilizado.

Flores *et al.*, 1992, analizaron los niveles de metales pesados (Cd, Cu, Mn y Zn) presentes en perfiles de suelo en el Estado de Hidalgo. En los sitios que estuvieron regados con aguas residuales, observaron que las concentraciones medias de los

metales en los horizontes Ap fueron más altas en comparación con los horizontes de abajo. La diferencia en el contenido medio de Cu entre los horizontes Ap y los subsuperficiales fue altamente significativa, lo cual indica una gran acumulación del elemento en la capa superficial. La concentración de Mn fue estadísticamente igual a lo largo del perfil. Las concentraciones significativas de Cd y Zn abarcaron los dos horizontes superficiales de los perfiles de suelo. Se logró observar una diferencia altamente significativa entre los suelos regados con aguas contaminadas y los suelos no regados con éstas.

Según Lácatusu y Ghelase (1994), la abundancia de los metales pesados en el suelo está determinada, como un aspecto comparativo cuantitativamente, por los elementos de los sistemas suelo-roca, suelo-suelo y suelo contaminado-suelo. Los indicadores de abundancias geoquímicas y pedoquímicas son: coeficiente de abundancia geoquímica y pedoquímica tanto regional como local, intensidad, índice de abundancia antropogénica y contraste. Estos indicadores sirven para evaluar la contaminación antropogénica.

En estudios realizados en el transecto Tellez - Pachuca, Hidalgo, Méndez *et al.*, 1994, detectaron valores de Pb que van de 493.10 a 3.10 mg/kg. En los sitios donde fueron encontradas estas altas concentraciones se presentan acumulaciones de aguas provenientes de minas. El Cr y Co fluctúan desde 1.47 a 0.00 y desde 13 a 0.0 mg/kg, respectivamente; estos valores se encuentran en los sitios localizados cerca de la Ciudad de Pachuca; las concentraciones de estos dos elementos son similares a las reportadas por Cajuste *et al.*, 1991^(b) y Mejía *et al.*, 1990, quienes trabajaron en suelos con condiciones similares. Las concentraciones de Cu fluctúan desde 77.50 a 0.9 mg/kg. Los valores de Mn y Zn varían de 87.37 a 10.74 y de 104.80 a 0.41 mg/kg, respectivamente. Además, las propiedades del suelo, tales como: pH, materia orgánica, textura y capacidad de intercambio catiónico, también influyen en la acumulación de metales pesados en el suelo. Los estos resultados muestran que los valores altos de Cu, Mn, Zn, Pb y Cd, en el Valle del Mezquital, podrían ser causados por las aguas residuales provenientes de las minas de Pachuca, que son ricas en estos elementos.

En 1994, Armirjanian, reportó la influencia que tiene la contaminación de tipo industrial sobre algunos índices de fertilidad en suelos pertenecientes a la República de Armenia. El autor indicó que en los suelos fuertemente contaminados, en este caso por industrias cementeras, comparados con los que no lo están, el contenido de humus decrece; asimismo, la reacción del suelo cambia de neutral (pH 7.1 - 7.5) a ligera y medianamente ácido (pH 4.8 - 5.5) y, a causa de la contaminación, el contenido de los nutrientes decrece considerablemente en el suelo, tal es el caso del nitrógeno, fósforo y potasio. Consecuentemente, la producción de cereal y la recolección anual de hierba en el suelo contaminado es 30 - 40% menor que en los suelos no contaminados. El autor observó que la alteración de los nutrientes (N, P, K) y la concentración de los metales pesados en los suelos contaminados son la principal causa de clorosis. Concluyó que en un periodo de 5 años los contenidos de metales pesados totales (Cu, Mo, Fe, Pb, Ni, Ca), en suelos próximos a los centros industriales, incrementan aproximadamente de 7.0 - 12.0%, de aquí que sea posible predecir las condiciones en dichos suelos para los próximos años.

Tamariz realiza, en 1996, un estudio sobre contaminación de suelos agrícolas por metales pesados en el municipio de Atlixco, Puebla. Tomando muestras de suelo en 29 parcelas a una profundidad de 0 - 20 cm, además colectó muestras de los cultivos encontrados en dichas parcelas y muestras del agua, tomadas de las canaletas que se utilizan para el riego de las diferentes parcelas. De ello obtuvo que, los metales pesados

totales analizados en los suelos, se encontraron dentro de los rangos normales, en las parcelas que son regadas con agua de pozo, con aguas mezcladas y las parcelas de temporal. En el caso de las parcelas que son regadas con aguas negras las concentraciones permisibles en Pb, Co, Cu y Ni totales sobrepasaron los límites permisibles, aunque se observó que el porcentaje de disponibilidad relativa es bajo, por lo que consideró que no se presenta un problema por contaminación de metales pesados que afecte a los cultivos. Por su parte, las aguas para riego analizadas, sobrepasaron los niveles máximos permitidos para Cu, Cr, Co, Ni, Pb y Fe para el caso de aguas negras. Las aguas mezcladas rebasaron el límite permitido en Cu y Cr. Las aguas de pozo, no rebasaron los límites en ningún metal analizado en este estudio. Con ello concluye que, el empleo de aguas negras, es el factor que más influye en el contenido de los metales pesados totales en dichos suelos.

3. JUSTIFICACIÓN

En un Estado de la República Mexicana altamente productivo como es el de Guanajuato, cuyos suelos agrícolas han estado sujetos a la intensa fertilización, a la aplicación de abonos y de una gran variedad de plaguicidas y fungicidas, además de la incorporación de contaminantes a través del empleo de aguas residuales para riego y de la depositación aérea también de contaminantes debida a la gran actividad industrial, se hace muy evidente la necesidad de incrementar y profundizar las investigaciones dirigidas hacia el estudio del efecto que tienen diversos contaminantes sobre suelos agrícolas. En muy pocos lugares del país, se realizan estudios sistemáticos e integrales tendientes a evaluar las transformaciones degradativas que sufren los suelos al estar bajo la influencia de contaminantes.

Por lo tanto, se considera de gran interés realizar un estudio en el Estado de Guanajuato, dirigido a evaluar los contenidos de metales pesados, en su forma total y disponible para las plantas, valorando así, el grado de contaminación que presenten los suelos, a través de índices formulados para tal fin. Ya que, el conocimiento de la forma y cantidad en las que se encuentran los metales pesados en un suelo, proporciona información sobre la existencia de problemas de contaminación, los cuales pueden ser evitados o controlados, si su detección se hace a tiempo y, su control, se realiza en la forma adecuada.

totales analizados en los suelos, se encontraron dentro de los rangos normales, en las parcelas que son regadas con agua de pozo, con aguas mezcladas y las parcelas de temporal. En el caso de las parcelas que son regadas con aguas negras las concentraciones permisibles en Pb, Co, Cu y Ni totales sobrepasaron los límites permisibles, aunque se observó que el porcentaje de disponibilidad relativa es bajo, por lo que consideró que no se presenta un problema por contaminación de metales pesados que afecte a los cultivos. Por su parte, las aguas para riego analizadas, sobrepasaron los niveles máximos permitidos para Cu, Cr, Co, Ni, Pb y Fe para el caso de aguas negras. Las aguas mezcladas rebasaron el límite permitido en Cu y Cr. Las aguas de pozo, no rebasaron los límites en ningún metal analizado en este estudio. Con ello concluye que, el empleo de aguas negras, es el factor que más influye en el contenido de los metales pesados totales en dichos suelos.

3. JUSTIFICACIÓN

En un Estado de la República Mexicana altamente productivo como es el de Guanajuato, cuyos suelos agrícolas han estado sujetos a la intensa fertilización, a la aplicación de abonos y de una gran variedad de plaguicidas y fungicidas, además de la incorporación de contaminantes a través del empleo de aguas residuales para riego y de la depositación aérea también de contaminantes debida a la gran actividad industrial, se hace muy evidente la necesidad de incrementar y profundizar las investigaciones dirigidas hacia el estudio del efecto que tienen diversos contaminantes sobre suelos agrícolas. En muy pocos lugares del país, se realizan estudios sistemáticos e integrales tendientes a evaluar las transformaciones degradativas que sufren los suelos al estar bajo la influencia de contaminantes.

Por lo tanto, se considera de gran interés realizar un estudio en el Estado de Guanajuato, dirigido a evaluar los contenidos de metales pesados, en su forma total y disponible para las plantas, valorando así, el grado de contaminación que presenten los suelos, a través de índices formulados para tal fin. Ya que, el conocimiento de la forma y cantidad en las que se encuentran los metales pesados en un suelo, proporciona información sobre la existencia de problemas de contaminación, los cuales pueden ser evitados o controlados, si su detección se hace a tiempo y, su control, se realiza en la forma adecuada.

4. HIPÓTESIS

Algunos de los metales pesados, considerados como tóxicos y que se encuentran presentes en el suelo, están interviniendo en el deterioro de los suelos agrícolas de la zona de "El Bajío" en el Estado de Guanajuato, deterioro que se refleja en el decremento de la productividad y calidad de los cultivos. Los metales pesados encuentran en el suelo diversos factores que favorecen su distribución y acumulación tales como: valor de pH, contenido de carbonatos, materia orgánica, textura, tipo y cantidad de arcilla, y capacidad de intercambio catiónico total, entre otros. Debiendo existir una relación entre estas propiedades físicas y químicas del suelo y los índices de contaminación por metales pesados, la cual ha sido provocada por el uso continuo de agua de mala calidad y el gran desarrollo industrial de la región.

5. OBJETIVOS

5.1. OBJETIVO GENERAL

Estudiar el grado de contaminación ocasionada por algunos metales pesados en horizontes superficiales de suelo, en zonas de cultivo expuestas a distintas fuentes de contaminación, pertenecientes a las subcuencas del Río Turbio y San Juan de Otates en el Estado de Guanajuato.

5.2. OBJETIVOS PARTICULARES

Determinar las características físicas y químicas de mayor relación con la distribución y acumulación de metales pesados, en la capa arable (0 - 30 cm) de 77 sitios, ubicados dentro de los municipios de León, San Francisco del Rincón, Purísima de Bustos y Ciudad Manuel Doblado.

Determinar el contenido total y fracción disponible de algunos metales pesados (Fe, Mn, Cu, Zn, Cr, Pb, Ni y Co) en horizontes superficiales de suelos en las zonas mencionadas.

Establecer la relación entre los metales pesados (en su forma total y disponible) y las características edáficas.

Comparar las concentraciones de los metales pesados determinados en forma total en las muestras de suelo de la zona de estudio, con los niveles reportados para suelos agrícolas sin problemas de contaminación.

Evaluar el nivel de contaminación de los suelos, empleando los índices de contaminación del Equivalente de Zinc y la Relación Extraíble/Total (Disponibilidad relativa).

6. LOCALIZACIÓN Y DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

6.1. ASPECTOS GENERALES DEL ESTADO

El Estado de Guanajuato es una de las entidades federativas de la Mesa Central o parte sur de la Altiplanicie Mexicana; se localiza en la parte central del territorio nacional, entre los paralelos 22° y 19° de latitud norte y los meridianos 99° y 103° de longitud oeste. Ocupa la parte sur de la mesa del centro y parte del centro del Eje Neovolcánico o Sierra Transversal. Limita al norte con el Estado de San Luis Potosí; al oeste con Querétaro; al sur con Michoacán y al oeste con Jalisco (Fig. 1).

Por sus 30,491 Km² de extensión, ocupa el vigésimo segundo lugar entre las entidades federativas del país. Políticamente, se divide en 46 municipios, siendo la capital del Estado, la Ciudad de Guanajuato (Galván *et al.*, 1988). Su población total en 1990 era de 3 982 593 habitantes.

El sistema hidrográfico de Guanajuato pertenece a la vertiente del Océano Pacífico y a la del Golfo de México. De la vertiente del Océano Pacífico, encontramos el río Lerma (límite con Michoacán) y sus afluentes: el río Apaseo que se une con el de la Laja, el río Irapuato que se une al Silao, y el río de Los Gómez o Turbio. Estos ríos riegan la mayor parte del Estado. De la vertiente del Golfo de México, el río Santa María y el nacimiento del río Extórax, ambos de la cuenca del Moctezuma-Pánuco. En el sur se encuentra el lago de Yuriria, y en el Valle de Santiago varios cráteres-lagos.

La mitad sur del Estado tiene clima subhúmedo semicálido al suroeste, y templado al sureste; en la mitad norte predomina clima semiseco templado, excepto en la Sierra de la Media Luna en donde es subhúmedo templado. La estación lluviosa es el verano (García y Falcón, 1993).

En el Bajío predominan suelos arcillosos, profundos y ricos en materia orgánica (Vertisoles); en la mitad norte, suelos oscuros, también ricos en nutrientes y de consistencias suaves (Feozems). Algunas áreas están cubiertas por suelos lateríticos de color rojizo (Luvisoles y Planosoles), que son un poco ácidos (García y Falcón, 1993).

Los tipos de vegetación en la entidad son: en la mitad norte áreas con matorrales de zonas áridas como el crasicaule y desértico micrófilo, así como de pastizales. Al este se tiene un área de vegetación de bosque de pino-encino. En la parte sur se localizan grandes áreas con vegetación de matorrales (Galván *et al.*, 1988).

Las actividades económicas del Estado son: la agricultura, la cual es la base de su desarrollo económico, produciéndose sorgo, trigo, maíz, frijol, alfalfa, papa, jitomate, ajo, cebolla y chile verde. Frutales como, fresa, aguacate, guayaba y vid; además del cultivo de girasol importante para la obtención de aceites comestibles. Dentro de la ganadería, el ganado comercialmente más importante es el bovino y porcino, famoso por su buena calidad, seguido por el ovino, caprino, equino, mular y asnal.

En cuanto a las actividades industriales encontramos la minera, con la que se extraen: plata, mercurio, fluorita y oro. La industria de la transformación representada por la

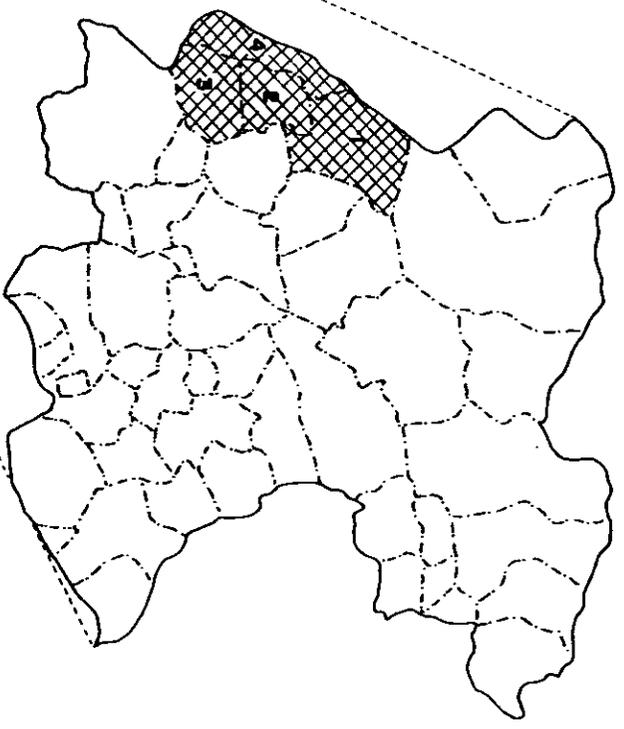
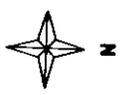
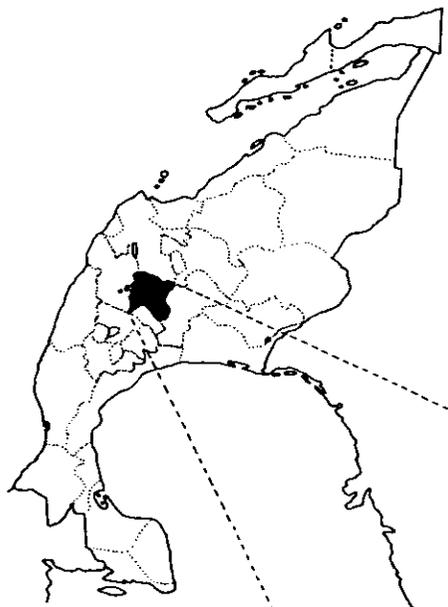


FIG1-UBICACION DE LA ZONA DE ESTUDIO EN EL ESTADO DE GUANAJUATO MEXICO.

- 1-León
- 2-San Francisco del Rincón
- 3-Cd. Manuel Doblado
- 4-Purísima del Rincón

industria petrolera y petroquímica, curtiduría y calzado, alimentación, textil, y del papel, entre otras (García y Falcón, 1993).

6.2. CARACTERÍSTICAS FISIGRÁFICAS DE LA ZONA DE ESTUDIO

La zona de estudio abarca parte de los municipios de León, Purísima de Bustos, San Francisco del Rincón y Ciudad Manuel Doblado (Fig. 1). Estos municipios forman parte de la subprovincia del Bajío Guanajuatense y Los Altos de Jalisco. Por una parte, los Altos de Jalisco es una subprovincia de tierras altas que penetran por el oeste del Estado de Guanajuato, ésta cubre parte de los municipios de Ciudad Manuel Doblado, Purísima de Bustos y la parte occidental de León; además de otros municipios. En cuanto al Bajío Guanajuatense, éste es una gran llanura interrumpida por relativamente pocas sierritas volcánicas, mesetas lávicas y lomeríos; en ella se incluye todo el municipio de San Francisco del Rincón y parte de los municipios de León, Purísima de Bustos y Ciudad Manuel Doblado, entre otros 16 municipios más. Esta subprovincia cuenta con obras de irrigación de tal magnitud, que han convertido a esta región en la zona agropecuaria más importante del país (SPP-INEGI, 1980).

A continuación se hace mención de las características fisiográficas particulares de cada uno de los municipios de estudio.

6.2.1. LEÓN

La Ciudad de León está situada a los 101°41'00" de longitud oeste del Meridiano de Greenwich, y a los 20°07'22" latitud norte. El área del territorio municipal comprende 1 183.20 Km², y tiene los siguientes límites: al norte, con el municipio de San Felipe; al este, con los de Guanajuato y Silao; al sur, con los de Silao, Romita y San Francisco del Rincón; y al noroeste, con el de San Francisco del Rincón y el Estado de Jalisco.

Su hidrografía está compuesta por las corrientes que bajan de la sierra de Comanja, las cuales se depositan en la presa El Palote. El río de Los Gómez, afluente del río Turbio, atraviesa la Ciudad de noroeste a suroeste; se le unen los arroyos Marichés y El Muerto. Los Castillo, Ojo de Agua de los Reyes, El Puerto Colorado, Las Canoas, El Rancho y La Virgen son corrientes que forman el arroyo de Alfaro. Otros de menor importancia son los de San Juan de Otates, El Juaché, El Frande y El Cundo, que unidos forman el arroyo de los Sauces.

El clima es templado, con temperatura media anual de 19.2°C; la precipitación pluvial media anual es de 697.6 milímetros; los vientos dominantes provienen del oeste.

Orográficamente, en la parte norte de la Ciudad, el territorio se va haciendo paulatinamente accidentado hasta encontrarse con la sierra de Comanja e Ibarra, al noroeste está el cerro del Gigante con 2 884 msnm. Al norte destacan los cerros Gordo, Corral de Piedra, Buena Vista, Lomas de la Soledad y otros; mientras que, la zona sur, suroeste y sureste son planas, formando parte de lo que es el rico Valle del Bajío.

Los suelos del municipio tienen una estructura que va de blocosa a blocosa subangular, de consistencia firme a muy firme, con una textura de franco a arcillo arenoso, un pH de 6 a 8.9 y de origen aluvial (Galván *et al.*, 1988).

En el municipio las especies forrajeras existentes son: el zacatón (*Muhlenbergia macroura*), triguillo (*Phalaris tuberosa* L.), navajitas (*Bouteloua* spp), mezquite (*Prosopis laevigata*), flechilla (*Stipa* spp), lanudo (*Acacia* sp), cola de zorra (*Perezia* sp) y navajita filiforme y glanular (*Bouteloua* sp). Entre las especies forestales se encuentran encino (*Quercus* sp) y mezquite (*Prosopis* sp), y entre los no forrajeros hay pingüica, nopales (*Opuntia* spp), huisache (*Acacia* sp), casahuate (*Ipomea* sp), cuajote (*Bursera* sp), pochote (*Ceiba aesculifolia*), órgano (*Cephalocerus* sp), garambullo (*Myrtillocactus geometrizans*), vara dulce (*Eysenhardtia polystachya*) y mezquite (*Prosopis laevigata*) (Galván *et al.*, 1988; Martínez, 1978).

La industria que más destaca en la entidad es la del cuero, básica para la existencia y desarrollo de la industria del calzado, la cual tiene un gran reconocimiento nacional, así como internacional por su alta calidad de productos (SPP-INEGI, 1980).

6.2.2. PURÍSIMA DEL RINCÓN (PURÍSIMA DE BUSTOS)

El municipio de Purísima del Rincón está ubicado en la zona oeste del Estado de Guanajuato, entre las coordenadas 101°51'05" de longitud oeste del Meridiano de Greenwich, y a los 20°52'02" y 21°03' de latitud norte. Tiene una extensión territorial de 209.5 Km². Su altura promedio asciende a 1 748 msnm. Limita al norte y este con el municipio de San Francisco del Rincón, al sur con el de Manuel Doblado y al oeste con el Estado de Jalisco.

El municipio se ubica en la subcuenca del Río Turbio, que nace en el municipio de León y se interna en Purísima de Bustos por su parte sur. En su trayecto por el municipio recibe los escurrimientos de los ríos La Loma y León. Existen corrientes de menor importancia, pues solamente en época de lluvia tienen caudal, como son los ríos Santiago, Jalpa y Cañón de Jalpa, así como los arroyos La Presita, La Arena, La Alameda, Las Covachas y Los Tanques.

Su clima es cálido-húmedo y subhúmedo; los meses más calurosos son mayo y junio, con temperatura máxima de 37°C, mientras que, los más fríos son diciembre, enero y febrero, con temperatura mínima de 0.3°C, siendo la media anual de 19.9°C. La precipitación media anual llega a los 525 milímetros, los vientos dominantes tienen la dirección de oeste a noreste y de este a sureste.

El municipio está constituido por una franja accidentada en forma de media luna que abarca el norte, oeste y suroeste del mismo, denominada sierra de La Comanja. Las principales elevaciones son la mesa del Palenque, con 2 000 msnm, y la mesa de La Cañada, con 2 050.

En cuanto a la clasificación y uso del suelo se sabe que, la mayor parte del terreno, está compuesto por una gran variedad de suelos como son el Vertisol pélico, Feozem háplico, Planosol éutrico y el Litosol; de textura fina y media, con pendientes hasta del 20 por

ciento. Del total de la tierra agrícola de Purísima del Rincón, 6 623 hectáreas son de riego, 6 103 de temporal y 7 588 de agostadero (Galván *et al.*, 1988).

En este municipio la agricultura es la actividad más importante, predominando los cultivos de sorgo y maíz y, en menor escala, trigo, papa, alfalfa y algunos frutales como el membrillo y el nogal. Destaca la cría de ganado vacuno, porcino y caprino.

La industria establecida en el municipio se dedica a fabricar alimentos, bebidas, prendas de vestir y calzado, y a procesar tabaco y cuero.

La flora del lugar está compuesta principalmente por zacatón (*Muhlenbergia macroura*), falsa grama (*Cynodon* sp) y triguillo (*Phalaris tuberosa* L.), se encuentran también nopal (*Opuntia* spp), huisache (*Acacia* spp), mezquite (*Prosopis laevigata*), maguey (*Agave* spp) y palma china (*Yucca decipiens*) (Galván *et al.*, 1988; Rzendowski, 1988).

6.2.3. SAN FRANCISCO DEL RINCÓN

Este municipio limita al norte y al este con el municipio de León, al suroeste con el de Romita, al sur con el de Manuel Doblado, y al oeste con el de Purísima de Bustos. El municipio está compuesto por 86 localidades. San Francisco del Rincón se sitúa a los 101°51'36" al oeste del meridiano de Greenwich y a los 21°01'22" de latitud norte. Su altura sobre el nivel del mar es de 1 721 metros. El área de territorio municipal comprende 517.70 Km².

La principal corriente del municipio es el río Santiago, afluente del Lerma. Al norte del municipio se encuentra la presa de San Juan, al sur la presa de Silva y la ciénega de Enmedio. En general, el terreno del municipio es plano y las pocas elevaciones que tiene son los cerros El Jardín, Los Calzones, Los Salados, San Cristóbal y California. La altura promedio de estas elevaciones es de 2 900 msnm.

El clima es templado, presentando una temperatura máxima de 37°C y la mínima de 0.3°C, siendo la media anual de 19.4°C. La precipitación pluvial por año es de 967 milímetros.

Los suelos del municipio son de estructura blocosa angular, con una consistencia firme a muy firme; de textura arcillosa a arcillo-arenosa, con un pH de 6.8 a 8.9, de origen aluvio-coluvial. El 17.1% de la superficie agrícola es de riego, el 29.2% de temporal, y el 26% de agostadero (Galván *et al.*, 1988).

La flora municipal está integrada por especies forrajeras, tales como zacatón (*Muhlenbergia macroura*), lanudo (*Acacia crinita*), navajita (*Bouteloua gracilis*) y mezquite (*Prosopis laevigata*); además de otras especies como huisache (*Acacia schaffneri*) y nopal (*Opuntia* spp).

Su actividad económica está basada en el cultivo de maíz, frijol, sorgo, garbanzo, cebada, papa, alfalfa y cebolla. Se explota fundamentalmente ganado bovino, porcino, y la avicultura, aunque esta última en menor escala.

La industria está conformada por establecimientos productores de calzado, escobas, cepillos, sombreros, productos químicos, ladrillo y la extracción de grava y arena (Galván *et al.*, 1988).

6.2.4. MANUEL DOBLADO

La Ciudad de Manuel Doblado, cabecera municipal, está situada a los 101°57'12" de longitud oeste del Meridiano de Greenwich, y a los 20°43'49" de latitud norte. Su altura sobre el nivel del mar es de 1 725 metros. El área del territorio municipal comprende 801.10 Km². Limita al norte con los municipios de Purísima de Bustos, San Francisco del Rincón y Romita; al sureste con el de Cuernavaca; al sur con el de Pénjamo y al oeste con el Estado de Jalisco.

El río Turbio penetra al municipio por lo que fue la hacienda de Jalpa, se alimenta de los arroyos El Carrizo, Isabelota, Sauz, río Colorada, La Peña, Jaramillo y Providencia del Valle. Existen algunas presas como la de El Sauz, Los Sauces, El Castillo, La Piedra, El Tabaco y presa Nueva de Jalpa.

Presenta un clima templado, con una temperatura media anual de 20.5°C y precipitación pluvial de 787.2 milímetros anuales.

Orográficamente, al norte del municipio están las serranías de Trinidad, Atotonilco, Chilarillo, Pénjamo, San Gregorio, Las Pichachos, La Lechuguilla, Santa Cruz y El Xoconoxtle.

Los suelos son de estructura blocosa a blocosa subangular, de consistencia firme a muy firme, con una textura limosa a arcillo-arenosa y un pH de 6.8 a 6.9, de origen aluvión coluvial.

La flora está constituida por especies forrajeras como zacatón (*Muhlenbergia macroura*), falsa grama (*Cynodon* spp), cola de zorra (*Perezia* spp), flechilla (*Stipa* spp) y lanudo (*Acacia crinata*). Además, se cuenta con otras especies como huisache (*Acacia schaffneri*), cuajote (*Bursera* spp), palo blanco (*Acacia* sp), pochote (*Ceiba aesculifolia*), órgano (*Cephalocercus hoppenstedtii*), garambujo (*Myrtillocactus geometrizans*), vara dulce (*Eysenhardtia polystachya*), casahuate (*Ipomea wolcottiana*) y mezquite (*Prosopis laevigata*).

Su productividad agrícola está basada en el cultivo de trigo, sorgo, maíz, garbanzo, cebada, alfalfa, papaya y cebolla.

En el municipio se cría ganado bovino, porcino, caprino, equino y ovino. La actividad industrial está constituida por la industria extractiva que se limita a la explotación de las arenas y gravas; la industria tabiquera y, por último, la industria de la transformación, la cual se localiza en la cabecera municipal constituida por diversos talleres, como por ejemplo, de costura, talabartería y curtiduría (Galván *et al.*, 1988).

7. MATERIALES Y MÉTODOS

7.1. UBICACIÓN DEL ÁREA DE TRABAJO

Se ubicaron los puntos de muestreo (Fig. 2), con el empleo de las siguientes cartas topográficas y edafológicas: León F-14-C-41 (1978) y (1980), San Roque de Torres F-14-C-51 (1978) y (1973) y Manuel Doblado F-14-C-61 (1988) y (1982) respectivamente, a la escala 1:50 000, elaboradas por CETENAL (ahora INEGI).

El presente estudio forma parte de un proyecto de investigación que se realiza en el Departamento de Edafología del Instituto de Geología, U.N.A.M. Comprendiendo dicho trabajo una mayor área de estudio en el Estado de Guanajuato.

7.2. TRABAJO DE CAMPO Y LABORATORIO

7.2.1. MUESTREO

El muestreo se realizó en parcelas dedicadas a las actividades agrícolas. Para efectos de comparación, algunas muestras se colectaron en zonas donde se practica el riego con aguas residuales (27), otras, se colectaron en zonas donde se utiliza el riego con agua de pozo (39) y, las restantes fueron obtenidas en zonas de temporal (11).

En cada sitio se tomaron 3 submuestras de horizontes superficiales de suelo, para formar, posteriormente, una muestra representativa de cada sitio, habiéndose realizado una mezcla homogénea de las tres submuestras obtenidas. Los horizontes seleccionados tuvieron una profundidad de 0 - 30 cm, por ser ésta la parte del suelo más expuesta a la contaminación por metales. El número correspondiente a cada sitio no presenta un orden consecutivo debido a que, como ya se mencionó, la zona de estudio forma parte de un proyecto de investigación del Instituto de Geología.

Las muestras se colocaron en bolsas de plástico y se etiquetaron debidamente cada una de ellas, para ser trasladadas al invernadero del Instituto de Geología, U.N.A.M., en donde se secaron a temperatura ambiente. Ya secas, las muestras fueron molidas y tamizadas a través de una malla de 2 mm de abertura, para proceder a realizar las siguientes determinaciones físicas y químicas.

7.2.2. PROCEDIMIENTOS ANALÍTICOS

7.2.2.1. ANÁLISIS FÍSICOS

TEXTURA : Se realizó por el método del hidrómetro de Bouyoucos, modificado por Villegas *et al.*, 1978.

7.2.2.2. ANÁLISIS QUÍMICOS

pH : Fue medido usando un potenciómetro con electrodo de vidrio, en una suspensión de suelo-agua en relación 1:2.5 y un período de equilibrio de 30 minutos (Jackson, 1970).

C.I.C.T. : Fue determinado por el método propuesto por Bower y col. (Richards, 1974).

MATERIA ORGÁNICA : Se determinó por oxidación húmeda mediante la técnica de Walkley y Black, modificada por Walkley (Jackson, 1970).

CaCO₃ : Determinados por titulación mediante la técnica propuesta por el Departamento de Salinidad de los Estados Unidos de América (Richards, 1974).

METALES PESADOS TOTALES : Se determinaron en extractos obtenidos al digerir 0.5 gramos de suelo molido previamente con mortero de ágata y homogeneizado con un tamiz del No. 100 con malla de 0.005 mm de abertura, secando la muestra en estufa a 105°C durante 2 horas, antes de iniciar la digestión. A cada muestra se le agregó ácido nítrico y ácido clorhídrico concentrados, en una proporción igual al agua regia. Las digestiones se realizaron en horno de microondas, empleando un equipo marca CEM modelo MDS-2000.

METALES DISPONIBLES : Su evaluación fue realizada en extractos obtenidos de una suspensión de relación suelo-solución 1:2 y un tiempo de reacción de 2 horas. La solución extractora consistió en una mezcla de trietanolamina (TEA), ácido dietiltriaminopentaacético (DTPA) y CaCl₂.2H₂O, ajustándose a pH 7.3, según el método propuesto por Lindsay y Norvell (1978).

Todos los análisis de las muestras se realizaron por duplicado, y la concentración de los metales pesados fue medida por espectrofotometría de absorción atómica, utilizando un equipo Perkin-Elmer modelo 3110.

7.3. ÍNDICES DE CONTAMINACIÓN EN LOS SUELOS

Para determinar la situación de un suelo con respecto a su contaminación y toxicidad potencial por metales pesados, existen diferentes criterios, algunos de ellos son los siguientes:

7.3.1. EQUIVALENTE DE Zn; se basa en datos experimentales, según los cuales se observa que las toxicidades potenciales de Cu y Ni, son dos y ocho veces superiores a las del Zn. Según este criterio aquellos suelos que presenten valores superiores a 250 mg/kg de equivalente de Zn pueden considerarse como potencialmente tóxicos (Chumbley, 1971).

$$\text{Equivalente de Zn} = \text{Zn} + (2 \times \text{Cu}) + (8 \times \text{Ni}) \text{ en mg/kg.}$$

7.3.2. RELACIÓN EXTRAÍBLE/TOTAL (DISPONIBILIDAD RELATIVA); se considera que esta relación puede ser un indicador de la biodisponibilidad de los elementos, porque las formas extraíbles son capaces de ser absorbidas por los vegetales y también, porque al igual que ocurre en génesis de suelos con respecto a la relación de óxidos libres y totales, la relación extraíble/total puede informar acerca de la movilidad de estos elementos en el suelo (Errecalde *et al.*, 1991).

$$\text{Relación extraíble/total} = \frac{\text{metal extraíble}}{\text{metal total}} \times 100$$

7.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

A la información obtenida se le practicaron algunos análisis estadísticos como el análisis de varianza aplicado a cada zona de muestreo y utilizando las características del sitio como efecto principal, con el fin de determinar si existían diferencias significativas entre los contenidos promedio de los metales pesados, totales y disponibles en los sitios muestreados. También se realizó una prueba de rango múltiple (Tukey), en donde el análisis de varianza mostró efectos significativos. Para observar las posibles relaciones entre variables o características del suelo y diferentes metales pesados, se realizó un análisis de correlación lineal múltiple (para estos análisis se empleó el paquete estadístico "Statgraphics"). Finalmente, se aplicó una prueba de "t" de student para hacer comparaciones entre los valores medios de las variables, a un nivel de confianza del 99.99% (Kennedy, 1982).

8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se dan a conocer las características generales de los suelos analizados los cuales, de acuerdo con las cartas edafológicas de CETENAL (INEGI) correspondientes a las zonas de muestreo se clasificaron, en su mayoría, dentro del grupo de los Vertisoles (55), seguidos por el grupo de los Planosoles (22), (este tipo de clasificación corresponde a la Clasificación de unidades de suelo propuesta por la FAO-UNESCO (1990), para ser usada en el mapa de suelos del mundo).

8.1 CARACTERÍSTICAS DE LOS SUELOS

Los Vertisoles son suelos profundos, de color oscuro o pardo rojizo, son pesados y de difícil manejo, sin embargo si se le mejora, es considerado como muy fértil (García y Falcón, 1993). Presentan textura uniforme fina o muy fina y un contenido bajo de materia orgánica; pero tal vez la propiedad más importante es el dominio de la fracción de arcilla tipo 2:1 (montmorillonita), que ocasiona que esos suelos al secarse o bien en épocas de sequía se encojan y presenten grietas anchas y profundas (FitzPatrick, 1985). Por lo común las grietas se extienden a profundidades de un metro o más, debido precisamente al contenido elevado de arcillas (al menos con 30% o más de arcilla).

Se les localiza en climas templados y cálidos con una estación marcadamente seca y otra lluviosa. El elevado contenido de arcilla y la baja permeabilidad asociada a estos suelos, cuando están húmedos, los hace recomendables para cultivos que requieren retención de agua superficial. Presentan una vegetación natural muy variada, aunque las mayores extensiones de Vertisoles son empleadas para cultivar pastos (Boul *et al.*, 1988).

Los Planosoles son suelos formados, generalmente, en condiciones de topografía plana o depresiones con drenaje deficiente, con encharcamiento superficial estacional. Tienen un horizonte E que presenta propiedades estágnicas, por lo menos en la parte del horizonte y está situado, con un límite brusco, sobre un horizonte lentamente permeable dentro de una profundidad de 125 cm a partir de la superficie (Ortiz y Ortiz, 1980; FAO-UNESCO, 1990). La característica más sobresaliente de esta clase, es el incremento marcado y, a menudo, abrupto del contenido de arcilla al pasar del horizonte superior al medio. Este horizonte tiene una estructura de bloques angulares, prismática o masiva y, en algunos casos, están presentes revestimientos de arcilla, presentando cambio en cuanto a su textura, los cuales son debidos, en parte, a la fuerte intemperización *in situ* en condiciones húmedas ya que por lo general, se encuentran más materiales intemperizados en esos suelos que en tierras adyacentes mejor drenadas (FitzPatrick, 1985).

Se localizan en climas semiáridos o templados, a veces, se encuentran en climas subtropical húmedo y marítimo de la costa, en donde durante el verano, los suelos están calientes y húmedos. Su vegetación natural es de pastizal, siendo los Planosoles suelos que se erosionan con facilidad (FitzPatrick, 1985; García y Falcón, 1993).

Tabla 1. Características generales de los sitios de muestreo en el Estado de Guanajuato, México.

SITIO	LOCALIDAD	TIPO DE AGUA PARA RIEGO	TIPO DE SUELO (INEGI)
1	Purísima de Bustos	Residual	Vertisol pélico
1A	Purísima de Bustos	Residual	Vertisol pélico
2	Purísima de Bustos	Residual	Vertisol pélico
3	Industria Química	Residual	Vertisol pélico
4	San Roque de Montes	Residual	Vertisol pélico
8	San Francisco del Rincón	Residual	Vertisol pélico
47	San José del Resplandor	Residual	Vertisol pélico
51	San Cristobal	Residual	Vertisol pélico
51A	San Cristobal	Residual	Vertisol pélico
66	El Panal	Residual	Vertisol pélico
72	Jalapa	Residual	Vertisol pélico
75	El Sauz de Armenta	Residual	Vertisol pélico
100	San Bernardo	Residual	Vertisol pélico
104	Presa de Silva	Residual	Vertisol pélico
109	Cañada de Negros	Residual	Vertisol pélico
110	San Roque de Torres	Residual	Vertisol pélico
112	Carretera hacia San Angel	Residual	Vertisol pélico
115	San Angel	Residual	Vertisol pélico
116	El Huinduri	Residual	Vertisol pélico
120	Jalpa de Canovas	Residual	Vertisol pélico
127	S.E. Guadalupe de Jalpa	Residual	Vertisol pélico
132	N.W. El Toro	Residual	Vertisol pélico
133	El Toro	Residual	Vertisol pélico
146	S.E. La Aldea	Residual	Planosol éútrico
147	S.E. La Aldea	Residual	Planosol éútrico
149	N.E. Manuel Doblado	Residual	Planosol éútrico
215	S.W. San Ignacio de Peñuelas	Residual	Vertisol pélico
55	El Maguey	Pozo	Vertisol pélico
59	La Cinta	Pozo	Vertisol pélico
60	Santa Rita	Pozo	Planosol éútrico
64	Potrero Blanco	Pozo	Vertisol pélico
81	San José	Pozo	Vertisol pélico
82	Santa Efigenia	Pozo	Vertisol pélico
95	La Providencia	Pozo	Vertisol pélico
96	El Maguey	Pozo	Vertisol pélico
97	San Francisco del Rincón	Pozo	Vertisol pélico
98	San Bernardo	Pozo	Vertisol pélico
99	El Liebrero	Pozo	Vertisol pélico
103	Dolores	Pozo	Vertisol pélico
108	Cañada de Negros	Pozo	Vertisol pélico
111	Carretera hacia San Angel	Pozo	Vertisol pélico
117	Peñuelas	Pozo	Vertisol pélico
118	Los Arcos	Pozo	Vertisol pélico
123	Peñuelas	Pozo	Vertisol pélico

Tabla 1. Continuación.

SITIO	LOCALIDAD	TIPO DE AGUA PARA RIEGO	TIPO DE SUELO (INEGI)
124	Presa San Juan	Pozo	Vertisol pélico
125	El Toro	Pozo	Planosol éutrico
126	E. Guadalupe de Jalpa	Pozo	Vertisol pélico
129	San Lorenzo de Lobos	Pozo	Planosol éutrico
130	El Nacimiento	Pozo	Planosol éutrico
130A	El Nacimiento	Pozo	Planosol éutrico
135	San José de Bellavista	Pozo	Planosol éutrico
136	W. La Escondida	Pozo	Planosol éutrico
137	N. Puerta de Llave	Pozo	Planosol éutrico
138	San Halias	Pozo	Planosol éutrico
138A	San Halias	Pozo	Planosol éutrico
140	La Calzada de la Merced	Pozo	Planosol éutrico
144	San Pablo	Pozo	Planosol éutrico
145	San José del Paso	Pozo	Planosol éutrico
148	N.E. Maravillas	Pozo	Vertisol pélico
210	W. Dolores	Pozo	Vertisol pélico
211	El Mogote	Pozo	Vertisol pélico
212	E. Silva	Pozo	Vertisol pélico
213	Tortugas	Pozo	Vertisol pélico
214	E. San Angel	Pozo	Vertisol pélico
216	El Nacimiento	Pozo	Vertisol pélico
217	San Lorenzo de Lobos	Pozo	Vertisol pélico
53	Nuevo Jesús del Monte	Temporal	Vertisol pélico
65	Estancia de la Sandía	Temporal	Vertisol pélico
85	Las Coloradas	Temporal	Vertisol pélico
101	La Tinaja	Temporal	Vertisol pélico
121	El Tecolote	Temporal	Vertisol pélico
134	Los Jacales	Temporal	Planosol éutrico
141	La Reforma	Temporal	Planosol éutrico
142	La Ladera	Temporal	Planosol éutrico
143	La Aldea	Temporal	Planosol éutrico
218	Camarena	Temporal	Planosol éutrico
219	Frias	Temporal	Vertisol pélico

Muchas de las características físicas y químicas presentes en los suelos son responsables de la asimilación y retención de metales pesados en el mismo. Logan y Traina (1993) señalan que estas características, en determinados rangos, propician la presencia de metales pesados en el suelo. Siendo algunas de ellas el pH, la materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico y la textura del suelo (básicamente en el contenido de arcillas), entre otras.

De acuerdo con los resultados obtenidos de los análisis físicos y químicos de los suelos en este estudio se tiene lo siguiente: (Tablas 2, 3 y 4)

8.1.1 TEXTURA

La textura del suelo es una de las consideraciones fundamentales en la clasificación del suelo (Tamhane *et al.*, 1978). Esta es considerada como una de las más importantes características físicas, debido a la utilidad que tiene para predecir el comportamiento del suelo pues, a través de ella, se puede inferir el movimiento del agua en un perfil de suelo, la facilidad del manejo y los nutrientes que la planta ha de utilizar en su desarrollo debido a que representa una característica muy relacionada con la porosidad, permeabilidad, densidad, etc. (Cavazos y Rodríguez, 1992).

En las muestras de suelo analizadas, las texturas predominantes fueron las clasificadas dentro de la clase textural de las arcillas, al obtenerse un valor medio de 26.35% de arena, 32.15% de limo y 41.50% de arcilla. Una de las consecuencias de la presencia de mayores porcentajes de arcilla es el aumento en la capacidad de intercambio de cationes (Tamhane *et al.*, 1978) y el aumento en el porcentaje de materia orgánica (Buckman y Brady, 1985). Los suelos arcillosos y limosos, debido a su gran área superficial poseen facultades elevadas de adsorción y retención de la humedad, gases y nutrimentos, son de medianos a pobres en drenaje y aireación, y son bastante difíciles de manejar con fines de cultivo (Tamhane *et al.*, 1978).

El porcentaje de arena osciló entre 4% y 70%, para el caso del limo su valor mínimo fue de 12% y su valor máximo de 69%, el porcentaje de la arcilla varió en un rango que va desde 12% a 76%.

La textura de los Vertisoles es generalmente arcillosa, en todas sus variantes, los rangos de arcilla en este tipo de suelos varían entre 30 y 80% (Murthy, 1988). La información de la Tabla 1 indica que este dato concuerda con los resultados obtenidos, ya que la mayoría de los sitios estudiados, que están clasificados dentro del grupo de los Vertisoles, según la cartografía editada por INEGI, presenta dicha característica, pues en concordancia con la literatura, los suelos arcillosos, llamados también pesados, están asociados con los Vertisoles.

Por otra parte, los Planosoles son más heterogéneos en cuanto a textura, obteniéndose clases texturales que variaron entre las de tipo arcilloso y francos. Los suelos francos se asocian exclusivamente con Planosoles, lo cual también concuerda con los resultados correspondientes a los suelos que presentaron esta clase textural (Sitios 133, 138A, 143, 145, 146, 147 y 149) ya que todos estos sitios, de acuerdo con la carta edafológica, corresponden a Planosoles.

Tabla 2. Características físicas y químicas en suelos regados con agua residual del Estado de Guanajuato. Méx.

Sitio	pH _{1:2.5} (H ₂ O)	Materia orgánica (%)	C.I.C.T. meq/100g	CaCO ₃ (%)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	Clase Textural
1	7.45	5.11	27.39	5.56	22	48	30	Migajón arcilloso
1A	7.81	2.23	22.61	5.94	38	32	30	Migajón arcilloso
2	7.78	2.54	26.90	6.01	34	34	32	Migajón arcilloso
3	7.45	3.30	48.92	4.02	12	26	62	Arcilla
4	7.25	2.88	46.20	4.28	9	26	65	Arcilla
8	7.53	2.12	21.96	3.54	26	44	30	Migajón arcilloso
47	6.07	2.18	40.06	2.66	20	28	52	Arcilla
51	6.22	1.53	40.24	5.37	16	34	50	Arcilla
51A	6.74	1.54	38.30	4.31	24	32	44	Arcilla
66	8.05	1.06	37.17	3.66	32	28	40	Arcilla
72	7.70	1.43	55.02	5.12	12	28	60	Arcilla
75	8.02	1.72	35.33	2.29	16	22	62	Arcilla
100	7.47	2.28	34.24	3.48	20	34	46	Arcilla
104	8.02	1.95	24.78	3.10	40	30	30	Migajón arcilloso
109	7.90	1.89	43.21	2.91	10	36	54	Arcilla
110	7.80	2.83	45.25	3.17	8	34	58	Arcilla
112	7.16	1.02	42.11	2.94	20	30	50	Arcilla
115	7.53	2.18	39.78	3.16	12	38	50	Arcilla
116	7.39	4.32	35.14	4.86	32	28	40	Arcilla
120	5.11	2.54	35.38	1.76	16	24	60	Arcilla
127	5.71	2.74	33.06	2.27	4	34	62	Arcilla
132	7.39	3.39	34.55	2.76	18	30	52	Arcilla
133	8.12	3.46	25.58	5.72	38	36	26	Franco
146	7.50	2.27	23.87	2.48	32	44	24	Franco
147	6.65	2.55	18.47	2.29	48	32	20	Franco
149	7.19	2.09	20.43	2.49	40	38	22	Franco
215	7.00	2.37	61.15	3.22	6	18	76	Arcilla
mínimo	5.11	1.02	18.47	1.76	4.00	18.00	20.00	
máximo	8.12	5.11	61.15	6.01	48.00	48.00	76.00	
media	7.26	2.43	35.45	3.68	22.41	32.15	45.44	
D. S.	0.75	0.92	10.68	1.27	12.12	6.72	15.41	
C.V. (%)	10.32	37.83	30.14	34.53	54.10	20.91	33.91	

C.I.C.T. = Capacidad de intercambio catiónico total.

D. S. = Desviación estándar.

C. V. = Coeficiente de variación.

Tabla 3. Características físicas y químicas en suelos regados con agua de pozo del Estado de Guanajuato, Méx.

Sitio	pH _{1:2.5}	Materia orgánica (%)	C.I.C.T.	CaCO ₃	Arena	Limo	Arcilla	Clase Textural
			meq/100g	(%)	(%)	(%)	(%)	
55	7.62	1.78	37.56	5.05	16	24	60	Arcilla
59	7.41	2.34	39.62	4.41	16	22	62	Arcilla
60	6.94	0.83	12.07	4.08	70	12	18	Migajón arenoso
64	7.67	1.66	46.46	2.47	8	24	68	Arcilla
81	7.47	1.08	32.58	4.32	22	26	52	Arcilla
82	7.39	2.49	37.24	5.08	16	44	40	Migajón arcillo-limoso
95	7.64	3.61	32.80	2.56	25	32	43	Arcilla
96	7.54	1.56	33.43	3.14	20	28	52	Arcilla
97	6.97	1.85	35.19	2.56	14	47	39	Migajón arcillo-limoso
98	7.90	2.28	23.96	4.46	50	20	30	Migajón arcillo-arenoso
99	7.22	2.12	26.09	3.22	30	36	34	Migajón arcilloso
103	7.01	1.52	22.94	2.47	52	18	30	Migajón arcillo-arenoso
108	7.53	2.27	32.06	2.75	26	34	40	Migajón arcilloso
111	7.30	1.88	44.77	2.76	26	30	44	Arcilla
117	7.53	1.82	37.91	2.44	16	40	44	Arcilla
118	7.67	2.47	34.65	2.80	18	34	48	Arcilla
123	7.65	2.20	25.65	2.46	26	42	32	Migajón arcilloso
124	5.29	1.93	30.34	2.29	32	18	50	Arcilla
125	7.50	2.64	32.61	2.30	18	38	44	Arcilla
126	7.46	2.31	36.52	2.39	14	40	46	Arcilla
129	7.39	1.47	28.33	4.13	38	28	34	Migajón arcilloso
130	7.52	2.00	28.79	4.91	28	38	34	Migajón arcilloso
130A	7.10	1.87	27.50	4.65	30	40	30	Migajón arcilloso
135	7.75	1.33	29.92	1.82	38	26	36	Migajón arcilloso
136	7.59	2.56	31.59	5.25	20	34	46	Arcilla
137	6.93	2.00	27.11	1.96	30	26	44	Arcilla
138	7.00	1.71	40.97	2.90	18	28	54	Arcilla
138A	6.16	2.03	17.31	1.30	48	30	22	Franco
140	8.19	1.20	26.96	4.08	42	28	30	Migajón arcilloso
144	8.54	1.06	27.13	1.96	28	38	34	Migajón arcilloso
145	7.60	2.20	34.53	2.42	12	50	38	Migajón arcillo-limoso
148	7.31	2.20	27.67	2.18	32	30	38	Migajón arcilloso
210	7.85	2.08	25.98	2.62	26	40	34	Migajón arcilloso
211	7.92	1.33	25.65	4.48	32	36	32	Migajón arcilloso
212	7.87	1.92	51.37	4.57	12	30	58	Arcilla
213	7.09	2.18	43.21	4.05	34	16	50	Arcilla
214	7.40	1.41	37.50	2.40	28	30	42	Arcilla
216	7.95	2.11	29.29	1.74	28	38	34	Migajón arcilloso
217	7.33	1.85	24.62	1.64	42	26	32	Migajón arcilloso
mínimo	5.29	0.83	12.07	1.30	8.00	12.00	18.00	
máximo	8.54	3.61	51.37	5.25	70.00	50.00	68.00	
media	7.42	1.93	31.79	3.16	27.72	31.31	40.97	
D. S.	0.54	0.52	7.78	1.13	12.85	8.68	10.87	
C.V. (%)	7.23	26.85	24.46	35.91	46.37	27.74	26.54	

C.I.C.T. = Capacidad de intercambio catiónico total.

C.V. = Coeficiente de variación.

D.S. = Desviación estándar.

Tabla 4. Características físicas y químicas en suelos de temporal del Estado de Guanajuato, Méx.

Sitio	pH _{1:2.5} (H ₂ O)	Materia orgánica (%)	C.I.C.T. meq/100g	CaCO ₃ (%)	Arena		Limo		Arcilla		Clase Textural
					(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	
53	7.98	1.53	26.52	1.91	36	34	30	Migajón arcilloso			
65	6.95	2.04	30.13	4.08	22	30	48	Arcilla			
85	7.27	1.40	33.36	2.50	28	28	44	Arcilla			
101	5.27	2.01	18.37	1.23	48	22	30	Migajón arcillo-arenoso			
121	7.63	1.53	36.55	4.35	12	38	50	Arcilla			
134	8.45	1.56	28.59	2.10	28	38	34	Migajón arcilloso			
141	6.12	2.67	18.06	1.92	18	46	36	Migajón arcillo-limoso			
142	4.95	1.80	5.87	5.86	19	69	12	Migajón limoso			
143	4.99	1.88	12.64	1.14	40	36	24	Franco			
218	6.83	1.32	16.53	1.91	54	24	22	Migajón arcillo-arenoso			
219	7.08	1.59	29.99	2.43	38	22	40	Arcilla			
mínimo	4.95	1.32	5.87	1.14	12.00	22.00	12.00				
máximo	8.45	2.67	36.55	5.86	54.00	69.00	50.00				
media	6.68	1.76	23.33	2.68	31.18	35.18	33.64				
D. S.	1.20	0.39	9.60	1.47	13.21	13.53	11.62				
C.V. (%)	18.00	21.91	41.15	54.84	42.37	38.45	34.55				

C.I.C.T. = Capacidad de intercambio catiónico total.

D. S. = Desviación estándar.

C. V. = Coeficiente de variación.

Los coeficientes de correlación fueron altos y positivos entre el porcentaje de arcilla y la capacidad de intercambio catiónico ($r = 0.88$, $P < 0.01$), lo que se atribuye que al tener mayor contenido de arcilla, todos los constituyentes minerales de las arcillas intervienen en el proceso de intercambio catiónico (Kabata-Pendias y Pendias, 1992). Sin embargo, no se presentó una correlación entre materia orgánica y arcillas, ni entre materia orgánica y capacidad de intercambio, posiblemente porque en general, los porcentajes de la fracción orgánica son tan bajos que intervienen poco en el proceso de intercambio. También se observó una correlación negativa y altamente significativa entre la arcilla y el limo ($r = -0.37$, $P < 0.01$), y entre el porcentaje arcilla y el de arena ($r = -0.77$, $P < 0.01$), indicando que en los suelos donde predomine la fracción arcillosa tendrá que disminuir la fracción arenosa y, en menor proporción, la limosa.

El limo presentó igualmente correlación positiva y altamente significativa con la capacidad de intercambio catiónico ($r = 0.27$, $P < 0.01$); este coeficiente aunque es bajo puede indicar que la fracción fina del limo también interviene en el proceso de intercambio catiónico, aunque en menor proporción que la arcilla. Se observó asociación negativa entre el limo y el porcentaje de arenas ($r = -0.31$, $P < 0.01$) pues en los suelos donde predomina la fracción arenosa tendrá que haber una ligera disminución de la fracción limosa. El porcentaje de arena, a su vez, se correlacionó negativamente con la materia orgánica ($r = -0.23$, $P < 0.05$) pues en los suelos arenosos habrá una baja cantidad de compuestos orgánicos dada por la baja afinidad entre estas 2 fracciones (arenosa y orgánica). Otra asociación negativa que se observó fue entre las arenas y la capacidad de intercambio catiónico ($r = -0.71$, $P < 0.01$) confirmando que en los suelos arenosos el proceso de intercambio de cationes disminuye.

8.1.2 REACCIÓN DEL SUELO (pH)

La reacción del suelo se refiere a la acidez y basicidad del mismo; representando la característica química más importante en el estudio del suelo, ya que se trata de una propiedad que influye tanto en las características químicas como físicas del suelo, además de tener considerable impacto sobre la vida microbiana de este medio (Tamhane *et al.*, 1978). Desde el punto de vista agrícola, la actividad de los iones hidrógeno es importante, ya que del pH depende en gran medida la solubilidad de los diversos nutrimentos y la facilidad con que los elementos nutritivos disueltos son absorbidos por las plantas (Nuñez, 1991).

Entre los procesos de gran importancia regulados por la reacción del suelo se puede indicar la meteorización de minerales y la formación de arcillas, la descomposición de materia orgánica y la disponibilidad de muchos nutrimentos (Fassbender, 1987). Además de controlar importantes procesos pedogenéticos (Siebe *et al.*, 1995). El rango común de pH del suelo varía de 4 a 10 (Foth, 1990).

En las muestras de suelo analizadas y de acuerdo con la clasificación propuesta por Moreno (1978), el pH tuvo valores que van desde 4.95 considerado como un suelo extremadamente ácido, hasta valores que son considerados como fuertemente alcalinos con un valor de 8.54, y un valor medio para todos los sitios de muestreo de 7.25 siendo, en su mayoría, suelos muy ligeramente alcalinos. Este valor medio representa un pH óptimo para la mayoría de los cultivos (García y Morales, 1986). Ortega (1981), menciona que en los suelos alcalinos son frecuentes las deficiencias de fósforo y los

micronutrientes como Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cu^{2+} y Zn^{2+} debidas a una reducción en su solubilidad, ocasionando menor disponibilidad para las plantas (Tamhane *et al.*, 1978).

Los valores de pH de estos suelos se correlacionaron con la capacidad de intercambio de cationes ($r= 0.27$, $P<0.01$), debido a que el pH del suelo está influenciado por la composición y naturaleza de los cationes intercambiables (Richards, 1974). Cuando la capacidad de intercambio aumenta, también hay un ligero aumento en el valor de pH del suelo.

El valor de pH en suelos regados con aguas residuales varió entre 5.11 y 8.12 con un valor medio de 7.25; para los que son regados con agua de pozo osciló entre 5.29 y 8.54 con una media de 7.42; y para los suelos de temporal esta característica fue de 4.95 a 8.45 con una media de 6.68. La mayoría de los suelos agrícolas presentan valores de pH entre 5 y 8.5 (Tamhane *et al.*, 1978). No se encontraron diferencias significativas entre los valores promedio de pH de los suelos con diferente tipo de agua para riego.

8.1.3 MATERIA ORGÁNICA

La materia orgánica ha sido estudiada durante años por su relación con numerosas propiedades benéficas para el manejo y la fertilidad de los suelos, así como para la productividad de los cultivos. Ayuda a compensar los suelos contra cambios químicos rápidos en el pH, a causa de la agregación de sal y fertilizantes (Galantini *et al.*, 1994, Tamhane *et al.*, 1978). Se le considera como un constituyente esencial del suelo, que proporciona color al mismo, se presenta en gran variedad de formas, parcialmente destruidas, a partir de residuos de animales y vegetales, además de formas parcialmente resintetizadas. Estos materiales están en un activo estado de desintegración y son la principal fuente de energía de los microorganismos. Sin ella, la actividad bioquímica sería parcialmente nula (Fassbender, 1987). Su importancia en los suelos radica en que aporta gran cantidad de nutrientes como son N, P y K principalmente, además de algunos micronutrientes como el Fe^{2+} , Cu^{2+} y Mn^{2+} , mejorando la retención de humedad y la capacidad de intercambio de cationes, favoreciendo el manejo de los suelos arcillosos (Núñez, 1991).

La materia orgánica de los suelos estudiados presentaron valores mínimos de 0.83% (Sitio 60) que, de acuerdo a la clasificación de Moreno (1978), son considerados como suelos pobres en materia orgánica, alcanzando valores de 5.11% (Sitio 1A) considerados como extremadamente ricos en este material. El valor promedio fue de 2.07%. Los contenidos altos de materia orgánica pueden deberse, probablemente, a que los agricultores están aplicando abonos y/o residuos vegetales de sus cosechas.

No se presentó asociación significativa entre la materia orgánica y la capacidad de intercambio catiónico debido, posiblemente, a que la capacidad de intercambio en estos suelos está determinada no tanto por la cantidad de materia orgánica, sino de forma predominante por el porcentaje de arcillas; sin embargo, se esperaba esta correlación, pues la fracción de materia orgánica del suelo, contribuye en la capacidad de intercambio catiónico del mismo (Foth, 1990).

El grupo de suelos regados con agua residual presentó valores de materia orgánica entre 1.02% y 5.11%, con una media de 2.42%. En suelos regados con agua de pozo

vario de 0.83% a 3.61%, con un valor medio de 1.93%. El porcentaje de materia orgánica en los suelos de temporal fue de 1.32 a 2.67%, con un valor promedio de 1.76%. Mediante la Prueba de t se obtuvo que no existe diferencia significativa entre los contenidos promedio de materia orgánica de los suelos regados con agua residual y los suelos regados con agua de pozo ($t_{cal}=2.561$, $gl=38.30$, $P=0.01$), y entre los suelos regados con agua de pozo y los suelos de temporal ($t_{cal}=1.002$, $gl=48$, $P=0.01$). Mientras que, los contenidos promedio de materia orgánica en los suelos regados con agua residual y los suelos de temporal si presentaron diferencia significativa ($t_{cal}=3.125$, $gl=37.92$, $P=0.01$). Uno de los posibles factores que está influyendo en la variabilidad de los contenidos de materia orgánica de los suelos estudiados es el tipo de agua utilizada para el riego, ya que el agua residual conlleva cantidades variables de desechos orgánicos. Además de la posible incorporación de abonos verdes y/o estiércoles que algunos suelos hayan tenido.

8.1.4 CAPACIDAD DE INTERCAMBIO CATIONICO TOTAL (C.I.C.T.)

La capacidad de intercambio catiónico es la propiedad de los minerales de arcilla y de la materia orgánica para adsorber cationes de la fase líquida del suelo y desorbiendo, al mismo tiempo, otros cationes. Entre las mayores repercusiones de esta propiedad está la de determinar el papel del suelo como depurador natural, al permitir la retención de elementos contaminantes incorporados al mismo (Porta *et al.*, 1994). Muchos de los componentes de la fase sólida del suelo retienen moléculas o iones, en forma más o menos permanente. Algunos de estos procesos son reversibles, y los diferentes iones se retienen en cantidades aproximadamente equivalentes. Siendo, por lo tanto, la C.I.C.T. dependiente básicamente de los tipos y cantidades de arcilla presentes en el suelo, así como también del tipo y contenido de materia orgánica ya que, los componentes sólidos inorgánicos y orgánicos poseen cargas electrostáticas en su superficie, representando éstos los principales agentes de la capacidad amortiguadora de los suelos (Buckman y Brady, 1985; Siebe *et al.*, 1995).

El valor medio de la C.I.C.T. en todos los suelos de la zona de estudio fue de 31.86 meq/100 g de suelo, con un rango que varía de 5.87 hasta 61.15 meq/100 g, presentándose los valores más altos en suelos de textura arcillosa, ya que los limos y las arcillas presentan una mayor capacidad de canje. De hecho, cuanto más arcilla se presente en un suelo, más elevada es la C.I.C.T. En los suelos arcillosos la C.I.C.T. excede de los 20 meq/100 g (Nuñez, 1991; Murthy, 1988).

La capacidad de intercambio catiónico mostró tener relación débil pero positiva y altamente significativa con el pH ($r=0.27$, $P<0.01$) indicando que hay valores ligeramente altos de pH en donde hay valores altos de C.I.C.T., aparentemente, el pH del suelo está influenciado por los cationes adsorbidos por las arcillas. Hubo otra correlación de la C.I.C.T. y fue con la arcilla ($r=0.88$, $P<0.01$) lo que indica que este proceso se realiza, en mayor medida, en la fracción arcillosa del suelo, por lo tanto, cuanto más arcilla haya en un suelo, tanto más elevada será la capacidad de intercambio catiónico (Tamhane *et al.*, 1978). En estos suelos no se presentó correlación entre la C.I.C.T. y el contenido de materia orgánica.

Los suelos que son regados con agua residual presentaron un valor mínimo de C.I.C.T. de 18.47 y un máximo de 61.15 con una media de 35.45 meq/100 g. En suelos que son

regados con agua de pozo esta característica tomó valores entre 12.07 y 51.37 meq/100 g con un valor medio de 31.79 meq/100 g. Para los suelos de temporal el rango va de 5.87 a 36.55 meq/100 g con valor medio de 23.33 meq/100 g. Las diferencias significativas fueron entre los suelos que son regados con agua residual y suelos de temporal ($t_{\text{cal}}=3.240$, $gl=36$, $P=0.01$) y entre los suelos regados con agua de pozo y suelos de temporal ($t_{\text{cal}}=3.005$, $gl=48$, $P=0.01$); mientras que, entre los suelos regados con agua residual y suelos regados con agua de pozo no existe diferencia significativa ($t_{\text{cal}}=1.610$, $gl=64$, $P=0.01$).

8.1.5 CARBONATOS ALCALINO-TÉRREOS

Los carbonatos son constituyentes comunes de los suelos, donde el potencial de evapotranspiración excede a la precipitación. El calcio es usualmente el catión predominante en las soluciones de casi todos los suelos. La calcita se encuentra ampliamente distribuida y es la forma más móvil de los carbonatos está, generalmente, muy distribuida y tiene una mayor influencia sobre el pH de los suelos y, por tanto, sobre el comportamiento de los elementos traza (Kabata-Pendias y Pendias, 1992). Las cantidades que pueden encontrarse varían desde trazas hasta más de 50% de la masa del suelo. Estos carbonatos influyen en la textura del suelo cuando están presentes en cantidades considerables, ya que sus partículas tienen tamaños semejantes a los del limo. Se ha llegado a pensar que la presencia de partículas muy finas de los carbonatos alcalino-térreos, mejora la condición física de los suelos; sin embargo, cuando estos carbonatos se presentan en forma de caliche o como agentes cementantes en capas endurecidas, pueden impedir el movimiento del agua y el desarrollo del sistema radicular (Richards, 1974). Las condiciones ambientales que conducen a la acumulación de carbonatos en los suelos son muy variadas.

Las cantidades de carbonatos en los suelos analizados fluctúan de 1.14% a 6.01%, con un valor medio de 3.27%.

En los suelos que se riegan con agua residual se presentaron valores que van del 1.76% al 6.01% y una media de 3.68%. Los que son regados con agua de pozo presentaron valores que varían entre 1.30% y 5.25%, y una media de 3.16%. Los suelos de temporal variaron entre 1.14% y 5.86% con una media de 2.68%. La prueba de "t" no indicó diferencias significativas entre estos valores medios.

8.2 METALES PESADOS EN SUELOS

Algunos metales pesados cuando se encuentran en los suelos en concentraciones suficientemente altas pueden ser tóxicos para las plantas, los animales y el hombre, independientemente de que sean esenciales o no (Cajuste y Carrillo, 1991^(a)). Pueden ser de carácter acumulativo, es decir, su efecto por sí mismo es casi imperceptible cuando su concentración en el organismo es baja; pero la suma de estos efectos pequeños cobran su importancia cuando el daño alcanza niveles elevados, llegando a ser irreversible.

8.2.1 HIERRO

La presencia natural de hierro en los suelos se debe a que dicho elemento es uno de los principales constituyentes de la litósfera. Es el cuarto elemento más abundante en la corteza terrestre superior (Fassbender, 1987; Kabata-Pendias y Pendias, 1992). En suelos ricos en materia orgánica, gran parte del hierro puede ser reducido y estar presente en la solución del suelo, o ser adsorbido en las superficies de minerales y compuestos orgánicos como Fe^{2+} , o formando complejos de este ion. A medida que el pH de la solución del suelo se eleva, la adsorción se incrementa y la formación de minerales específicos de Fe (II) se hace posible. Se ha observado que, algunos suelos contienen este elemento en exceso (> 5%) sin que se presenten problemas de toxicidad aparente (Mortvedt *et al.*, 1983; Issac y Kerber, 1971). El conocimiento del contenido de hierro en los suelos, las plantas y las aguas tiene gran valor con relación a la nutrición de las plantas y los animales, así como también para la química y mineralogía de los suelos (Chapman y Pratt, 1973).

Las concentraciones de Fe total determinadas en los suelos de la zona de estudio oscilan entre 9 610 y 42 990 mg/kg, con un valor promedio de 21 152 mg/kg. Al comparar estos valores con el rango considerado como normal que va de 50 000 a 300 000 mg/kg (Ortega, 1981), se observa que los suelos analizados se encuentran por debajo de este rango. El análisis de correlación realizado con las observaciones de Fe total indicó que este elemento se encuentra ligera y positivamente asociado con la capacidad de intercambio catiónico ($r = 0.34$, $P < 0.01$) y con el contenido de arcilla presente en el suelo ($r = 0.32$, $P < 0.01$), lo cual puede ser debido a que parte del Fe determinado en forma total se encuentra adsorbido en las arcillas, y éstas son las principalmente responsables en el proceso de intercambio catiónico en estos suelos.

El valor promedio de Fe disponible en la zona de estudio es de 14.53 mg/kg, con valores que van de 5.77 a 62.64 mg/kg, siendo el rango normal para suelos agrícolas de 10 a 1000 mg/kg (Isaac y Kerber, 1971). Con base en este rango de concentración normal para Fe disponible, la mayoría de los suelos analizados tienen cantidades suficientes de este elemento para el desarrollo vegetal. El Fe disponible se observó ligeramente influenciado por el pH del suelo ($r = -0.39$, $P < 0.01$), es decir, la actividad y disponibilidad del Fe, así como de otros metales, se ven favorecidas por la reducción del pH del suelo. El pH óptimo para la mayoría de las plantas está entre 6.0 y 6.8, en el cual es difícil encontrar deficiencias o excesos de Fe o de Mn disponibles (Mortvedt *et al.*, 1983). La disponibilidad del Fe también se ve favorecida por la reducción del potencial redox (Fassbender, 1987). El Fe disponible se correlacionó, además, con el limo ($r = 0.40$, $P < 0.01$) lo que puede indicar que parte de este Fe disponible se encuentra adsorbido en las partículas de la fracción limosa de estos suelos. Una deficiencia de hierro casi nunca

se debe a una carencia total de este elemento en el suelo, sino que más bien se debe a valores altos de pH y a una carencia de materia orgánica en el suelo, en cuyas condiciones el óxido de hierro ($\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot \text{XH}_2\text{O}$) es muy insoluble (García y Morales, 1986).

Al dividirse los suelos de acuerdo al tipo de suelo que presenta de acuerdo a las cartas del INEGI se obtuvo que, en promedio, los Vertisoles presentaron mayor contenido de Fe total (22172.5 mg/kg) que los Planosoles (18599.3 mg/kg).

Los contenidos medios de Fe total observados en los suelos regados con agua residual, con agua de pozo y en los suelos de temporal, se presentan en las Tablas 5, 6 y 7, respectivamente. Los valores de hierro total en los suelos regados con agua residual oscilan entre 10 831 mg/kg (Sitio 1) y 39 250 mg/kg (Sitio 112), presentando un coeficiente de variación del 33 %. En este grupo de suelos el Fe mostró su afinidad por otros metales a través de fuertes y altamente significativos coeficientes de correlación, por ejemplo con el Mn total ($r = 0.74$, $P < 0.01$), Cu total ($r = 0.73$, $P < 0.01$), Ni total ($r = 0.50$, $P < 0.01$), y Co total ($r = 0.63$, $P < 0.01$). Además, se presentaron también las correlaciones anteriormente mencionadas. El Fe disponible de los suelos que son regados con agua residual se correlacionó negativamente con el contenido de Fe total ($r = -0.49$, $P < 0.01$) pues al aumentar la cantidad del elemento en forma total, la fracción disponible disminuye. También, se observó asociación entre el Fe disponible y el Mn total ($r = -0.47$, $P < 0.01$), Fe y Zn disponibles ($r = 0.59$, $P < 0.01$), Fe y Ni disponibles ($r = -0.59$, $P < 0.01$). Por otra parte, el Fe disponible se observó asociado con la materia orgánica ($r = 0.51$, $P < 0.01$) pues ésta puede estar reteniendo parte de esta fracción disponible del Fe; también se presentaron las correlaciones con la C.I.C.T. y con el limo que se mencionaron anteriormente.

Los suelos cuyo riego se basa en el uso de agua de pozo presentaron contenidos de Fe total que fluctuaron entre 9 610 mg/kg (sitio 210) y 42 990 mg/kg (sitio 111). Se considera también como un grupo heterogéneo con relación a su contenido de Fe, pues presenta un coeficiente de variación de 28 %, ligeramente menor al que presentan los suelos regados con agua residual. Las variaciones en las concentraciones de Fe determinadas en este grupo, no sólo pueden ser causadas por el agua de riego, sino también por los minerales del suelo provenientes del material parental. En los suelos regados con agua de pozo se encontraron las mismas correlaciones que en los suelos regados con agua residual, con diferente coeficiente pero del mismo signo y nivel de significancia.

Los suelos de temporal presentaron un valor mínimo de 12 850 mg/kg (sitio 143) y un máximo de 32 090 mg/kg (sitio 219), con un coeficiente de variación del 26 %. Este grupo presentó el menor grado de variación respecto a su contenido de Fe total. En este grupo de suelos se observó la correlación positiva entre el Fe disponible y la materia orgánica ($r = 0.66$, $P < 0.05$) pues parte de esta fracción de Fe se encontrará ligeramente adsorbida en este material orgánico o formando compuestos órgano-minerales solubles; otra asociación importante se dio entre Fe disponible y limo ($r = 0.72$, $P < 0.01$), aparentemente la fracción limosa puede también estar reteniendo ligeramente Fe, de manera que lo deja en forma disponible para la planta.

De la comparación a través de una prueba de "t" entre los tres diferentes grupos de suelos formados con relación al tipo de agua de riego, se observó que no existen diferencias significativas en cuanto a sus contenidos promedio de Fe total y disponible, aparentemente, estos contenidos no están influenciados por el tipo de agua para riego.

Tabla 5. Concentración total de metales pesados en suelos regados con aguas residuales del Estado de Guanajuato, Méx.
Media de dos determinaciones (mg/kg).

SITIO	Fe	Mn	Cu	Zn	Cr	Pb	Ni	Co
1	10831.5	320.25	13.84	70.50	132.28	41.28	12.50	7.14
1A	10911.0	279.60	10.05	45.50	15.16	36.69	13.54	7.14
2	11255.3	328.00	11.60	64.00	13.46	43.57	13.80	6.24
3	21054.0	509.80	23.55	107.00	1010.91	55.04	29.42	11.60
4	20423.0	545.46	25.95	112.66	238.26	55.00	32.81	12.12
8	14866.1	838.70	12.19	64.50	17.44	38.99	11.71	6.91
47	23760.0	690.30	21.70	81.20	28.30	97.60	19.30	10.80
51	29010.0	748.20	30.70	126.00	50.40	88.50	39.70	12.90
51A	28110.0	727.60	27.40	94.60	49.00	129.20	54.40	19.60
66	20860.0	624.70	18.20	65.30	18.00	33.00	6.20	6.00
72	30300.0	595.30	24.30	87.00	28.10	39.30	12.50	9.60
75	25860.0	644.60	25.00	55.50	35.60	47.40	34.50	14.90
100	14263.4	394.70	12.90	63.00	37.22	40.13	14.06	7.14
104	25640.0	488.80	18.20	75.70	32.20	80.40	13.30	8.30
109	19993.3	677.63	19.26	101.68	23.75	40.15	27.06	12.16
110	17809.1	486.84	17.07	89.28	29.95	38.86	24.50	10.52
112	39250.0	1134.20	44.90	90.20	78.80	54.20	40.30	18.80
115	21942.2	947.36	19.73	86.80	33.90	24.60	56.05	19.40
116	32340.0	782.60	30.20	68.80	38.30	96.00	27.90	17.10
120	26860.0	569.60	20.50	76.40	22.30	69.70	19.40	9.70
127	25410.0	678.10	25.50	73.50	22.60	90.40	20.30	11.30
132	26290.0	662.20	25.60	83.60	34.40	85.20	20.10	10.70
133	15090.0	475.00	11.20	46.10	23.90	64.70	7.00	5.80
146	19820.0	384.60	36.20	99.10	23.60	110.80	10.20	5.50
147	13860.0	421.30	30.50	110.50	15.70	139.20	7.90	6.50
149	16340.0	481.50	22.00	184.00	37.00	85.50	23.50	15.35
215	18783.6	559.21	18.46	84.32	35.13	36.26	27.00	11.51
mínimo	10831.50	279.60	10.05	45.50	13.46	24.60	6.20	5.50
máximo	39250.00	1134.20	44.90	184.00	1010.91	139.20	56.05	19.60
media	21516.02	582.45	22.10	85.43	78.73	65.25	22.92	10.92
D. S.	7070.33	196.48	8.14	28.05	191.81	31.14	13.38	4.30
C.V. (%)	32.86	33.16	36.82	32.83	243.64	47.73	58.36	39.42

C. V. = Coeficiente de variación.

D. S. = Desviación estándar.

Tabla 6. Concentración total de metales pesados en suelos regados con agua de pozo del Estado de Guanajuato, Méx. Media de dos determinaciones (mg/kg).

SITIO	Fe	Mn	Cu	Zn	Cr	Pb	Ni	Co
55	21650.0	818.00	22.30	70.90	19.70	71.50	14.60	10.80
59	22890.0	659.50	22.20	70.20	28.90	78.30	20.70	10.00
60	25450.0	2239.70	17.00	54.40	12.90	120.30	24.20	34.30
64	29450.0	509.70	23.80	83.80	20.20	58.50	20.40	11.30
81	22990.0	727.30	18.70	69.70	19.50	84.60	15.20	13.80
82	23230.0	572.90	22.30	74.60	16.70	66.30	12.00	10.70
95	28390.0	671.90	22.60	91.00	30.00	73.90	21.30	11.70
96	15022.3	402.90	14.20	72.00	19.77	43.57	15.36	7.80
97	23425.0	475.10	16.63	64.50	19.00	64.50	51.83	18.60
98	22400.0	462.20	17.60	68.00	37.70	94.80	10.00	8.80
99	13392.9	550.95	24.75	74.00	14.31	43.57	14.58	9.59
103	26050.0	820.40	20.70	64.90	47.20	52.70	24.50	13.80
108	15658.6	717.10	12.54	57.04	24.00	23.31	33.37	14.14
111	42990.0	997.90	26.30	91.20	78.10	59.00	43.90	19.20
117	15053.8	486.84	13.68	57.04	17.81	33.67	22.87	11.17
118	17708.3	631.58	18.17	74.40	23.01	36.26	28.75	11.17
123	20590.0	1142.00	18.30	54.40	20.50	128.70	13.40	17.20
124	26587.0	795.40	19.30	78.40	32.00	45.60	24.20	24.40
125	28520.0	546.90	24.00	102.40	36.20	88.40	20.90	10.30
126	23255.0	597.00	15.20	59.50	23.00	27.00	24.00	20.07
129	18880.0	521.80	19.30	60.60	14.20	85.30	9.30	7.90
130	19980.0	431.90	18.00	72.50	20.10	68.20	9.80	7.60
130A	14710.0	441.00	14.70	52.20	15.90	69.90	7.00	8.30
135	20760.0	513.50	16.70	70.40	24.40	76.70	13.20	10.10
136	19540.0	410.20	17.10	123.00	23.60	72.90	12.20	4.00
137	17970.0	449.20	18.90	59.80	27.90	88.40	14.20	10.30
138	17600.0	376.80	14.00	53.50	17.40	68.20	5.50	4.20
138A	15215.0	499.50	10.00	54.00	13.00	63.00	18.50	16.30
140	18670.0	506.20	16.90	65.30	21.90	73.20	12.60	7.80
144	18450.0	538.20	18.40	57.90	24.60	74.80	14.20	9.50
145	23870.0	742.30	23.50	95.10	29.70	80.40	15.80	8.60
148	17820.0	622.20	18.50	63.00	23.30	73.00	14.40	8.70
210	9610.2	453.94	13.80	69.44	16.82	35.36	18.37	11.17
211	28794.5	444.00	13.25	53.50	18.44	38.99	17.18	8.48
212	18973.1	419.35	16.21	89.50	20.46	43.57	17.18	9.82
213	14955.3	336.65	14.55	69.00	16.48	41.28	15.62	7.80
214	16767.5	546.05	15.62	66.96	20.78	31.08	25.75	11.17
216	19420.0	817.10	18.20	48.80	23.50	90.40	13.20	14.90
217	20590.0	524.80	17.90	65.20	14.50	80.10	9.50	7.10
minimo	9610.20	336.65	10.00	48.80	12.90	23.31	5.50	4.00
máximo	42990.00	2239.70	26.30	123.00	78.10	128.70	51.83	34.30
media	20955.86	626.15	18.10	69.80	23.78	65.37	18.45	11.86
D. S.	5894.68	316.68	3.74	15.47	11.46	24.07	9.24	5.64
C.V. (%)	28.13	50.58	20.67	22.16	48.19	36.82	50.09	47.56

Tabla 7. Concentración total de metales pesados en suelos de temporal del Estado de Guanajuato, Méx.
Media de dos determinaciones (mg/kg).

SITIO	Fe	Mn	Cu	Zn	Cr	Pb	Ni	Co
53	21460.0	597.30	18.70	69.50	15.90	72.30	13.60	9.00
65	21730.0	678.90	20.60	61.10	17.20	75.10	16.60	12.20
85	26530.0	831.80	19.70	59.30	13.00	88.30	14.40	17.10
101	20710.0	480.70	18.20	52.70	13.30	65.60	11.40	9.10
121	23480.0	513.00	16.50	72.50	27.50	27.90	56.50	19.30
134	15850.0	463.10	15.30	69.30	22.30	69.80	9.50	5.70
141	15400.0	338.50	15.00	51.30	12.70	75.60	5.50	6.00
142	17770.0	220.50	12.50	64.70	12.20	49.90	4.10	4.60
143	12850.0	272.00	13.30	41.70	13.50	82.70	5.10	2.10
218	22590.0	458.40	23.90	43.70	33.80	66.50	14.70	9.20
219	32090.0	578.20	26.20	102.50	28.80	67.10	17.10	8.70
mínimo	12850.00	220.50	12.50	41.70	12.20	27.90	4.10	2.10
máximo	32090.00	831.80	26.20	102.50	33.80	88.30	56.50	19.30
media	20950.91	493.65	18.17	62.37	19.11	67.35	15.32	9.36
D. S.	5456.99	178.07	4.28	16.79	7.72	16.43	14.42	5.17
C.V. (%)	26.05	36.06	23.53	26.64	40.39	24.39	94.17	55.23

D. S. = Desviación estándar.
C. V. = Coeficiente de variación.

8.2.2 MANGANESO

Siendo considerado el elemento que origina la mayor variedad y número de complejos en el suelo, el manganeso representa también a uno de los elementos traza más abundantes en la litosfera; en las rocas máficas su concentración va de 350 a 2000 mg/kg. Todos los compuestos de manganeso son importantes constituyentes del suelo, pues este elemento es esencial en la nutrición vegetal, además de que controla el comportamiento de muchos otros micronutrientes. Su estado principal es Mn^{2+} el cual reemplaza elementos de la misma valencia, como es el caso de hierro y magnesio, en óxidos y silicatos; se asocia con metales pesados como Co, Ni, Cu, Zn y Mo. Su solubilidad va a depender del potencial redox y del pH del medio. Se le puede encontrar en altas concentraciones en suelos que contengan rocas máficas, suelos ricos en Fe y materia orgánica (Alloway, 1990; Kabata-Pendias y Pendias, 1992; Tamariz, 1996).

La concentración de Mn total en los suelos analizados, muestran un rango que va desde 220.5 hasta 2239.7 mg/kg, presentando un valor medio general de 595.43 mg/kg. Todos los valores caen dentro del rango normal de 200 - 2000 mg/kg reportado por Ortega (1981), a excepción del sitio 60, el cual es un suelo regado con agua de pozo localizado cerca del canal Cinco de Mayo, y que presenta una concentración de 2239.7 mg/kg, valor que está por arriba del rango normal, por lo que se puede considerar a este suelo como potencialmente tóxico por Mn, afortunadamente el valor de pH que presenta es de 6.94, con el cual la solubilidad de este elemento disminuye. El manganeso resulta ser más tóxico en altas concentraciones en suelos ácidos con valores de pH de 5.5 o menores, llegando a alterar fisiológicamente el metabolismo de las plantas al asociarse con el Fe, provocando clorosis en los cultivos (Riverón, 1994; Tamariz, 1996). El Mn total de los suelos analizados se encuentra correlacionado con el Fe total ($r = 0.47$, $P < 0.01$) lo que indica la gran afinidad de estos elementos.

El Mn disponible en toda la zona presentó concentraciones dentro de un amplio intervalo que va de 16.08 a 174.79 mg/kg con un valor medio de 52.25 mg/kg. Los valores de Mn disponible caen dentro del rango normal de 2 - 500 mg/kg reportado por Isaac y Kerber (1971).

En promedio el Mn total de los Vertisoles presentó, un mayor contenido del elemento (620.3 mg/kg), que los Planasoles (533.3 mg/kg) (Tablas 8 y 9).

Los suelos regados con agua residual tuvieron valores de Mn total que variaron entre 279.6 mg/kg (sitio 1A) y 1134.2 mg/kg (sitio 112). Al hacer uso de aguas contaminadas con fines de riego por muchos años, cabe la posibilidad de que conforme pasa el tiempo, la concentración de los metales pesados se eleve a niveles fitotóxicos en el suelo (Cajuste y Carrillo, 1991^(a)). El promedio de Mn total en este grupo de suelos fue de 592.45 mg/kg. Asimismo este grupo de suelos manifiesta asociaciones del Mn con otros elementos, por ejemplo con el Cu total ($r = 0.51$, $P < 0.01$), con el Ni total ($r = 0.62$, $P < 0.01$) y con el Co total ($r = 0.70$, $P < 0.01$). Estas correlaciones concuerdan con lo que reporta Haan y Zwerman (1976) con relación a que las características físicas de los óxidos e hidróxidos de Mn (pequeños cristales de gran área superficial), aparentemente, son responsables del alto grado de asociación del manganeso con otros metales pesados, en particular con el

Tabla 8. Concentración total de metales pesados en suelos de tipo Vertisol del Estado de Guanajuato, Méx.
Media de dos determinaciones (mg/kg).

SITIO	Tipo de Suelo	Fa	Mn	Cu	Zn	Cr	Pb	Ni	Co
1	Vertisol pélico	10831.5	320.25	13.84	70.50	132.28	41.28	12.50	7.14
1A	Vertisol pélico	10911.0	279.60	10.05	45.50	15.16	36.69	13.54	7.14
2	Vertisol pélico	11255.3	328.00	11.60	64.00	13.46	43.57	13.80	6.24
3	Vertisol pélico	21054.0	509.80	23.55	107.00	1010.91	55.04	29.42	11.60
4	Vertisol pélico	20423.0	545.46	25.95	112.66	238.26	55.00	32.81	12.12
8	Vertisol pélico	14866.1	838.70	12.19	64.50	17.44	38.99	11.71	6.91
47	Vertisol pélico	23760.0	690.30	21.70	81.20	28.30	97.60	19.30	10.80
51	Vertisol pélico	29010.0	748.20	30.70	126.00	50.40	88.50	39.70	12.90
51A	Vertisol pélico	28110.0	727.60	27.40	94.60	49.00	129.20	54.40	19.60
53	Vertisol pélico	21460.0	597.30	18.70	69.50	15.90	72.30	13.60	9.00
55	Vertisol pélico	21650.0	818.00	22.30	70.90	19.70	71.50	14.60	10.80
59	Vertisol pélico	22890.0	659.50	22.20	70.20	28.90	78.30	20.70	10.00
64	Vertisol pélico	29450.0	509.70	23.80	83.80	20.20	58.50	20.40	11.30
65	Vertisol pélico	21730.0	678.90	20.60	61.10	17.20	75.10	16.60	12.20
66	Vertisol pélico	20860.0	624.70	18.20	65.30	18.00	33.00	6.20	6.00
72	Vertisol pélico	30300.0	595.30	24.30	87.00	28.10	39.30	12.50	9.60
75	Vertisol pélico	25860.0	644.60	25.00	55.50	35.60	47.40	34.50	14.90
81	Vertisol pélico	22990.0	727.30	18.70	69.70	19.50	84.60	15.20	13.80
82	Vertisol pélico	23230.0	572.90	22.30	74.60	16.70	66.30	12.00	10.70
85	Vertisol pélico	26530.0	831.80	19.70	59.30	13.00	88.30	14.40	17.10
95	Vertisol pélico	28390.0	671.90	22.60	91.00	30.00	73.90	21.30	11.70
96	Vertisol pélico	15022.3	402.90	14.20	72.00	19.77	43.57	15.36	7.80
97	Vertisol pélico	23425.0	475.10	16.63	64.50	19.00	64.50	51.83	18.60
98	Vertisol pélico	22400.0	462.20	17.60	68.00	37.70	94.80	10.00	8.80
99	Vertisol pélico	13392.9	550.95	24.75	74.00	14.31	43.57	14.58	9.59
100	Vertisol pélico	14263.4	394.70	12.90	63.00	37.22	40.13	14.06	7.14
101	Vertisol pélico	20710.0	480.70	18.20	52.70	13.30	65.60	11.40	9.10
103	Vertisol pélico	26050.0	820.40	20.70	64.90	47.20	52.70	24.50	13.80
104	Vertisol pélico	25640.0	488.80	18.20	75.70	32.20	80.40	13.30	8.30
108	Vertisol pélico	15658.6	717.10	12.54	57.04	24.00	23.31	33.37	14.14
109	Vertisol pélico	19993.3	677.63	19.26	101.68	23.75	40.15	27.06	12.16
110	Vertisol pélico	17809.1	486.84	17.07	89.28	29.95	38.86	24.50	10.52
111	Vertisol pélico	42990.0	997.90	26.30	91.20	78.10	59.00	43.90	19.20
112	Vertisol pélico	39250.0	1134.20	44.90	90.20	78.80	54.20	40.30	18.80
115	Vertisol pélico	21942.2	947.36	19.73	86.80	33.90	24.60	56.05	19.40
116	Vertisol pélico	32340.0	782.60	30.20	68.80	38.30	96.00	27.90	17.10
117	Vertisol pélico	15053.8	486.84	13.68	57.04	17.81	33.67	22.87	11.17
118	Vertisol pélico	17708.3	631.58	18.17	74.40	23.01	36.26	28.75	11.17
120	Vertisol pélico	26860.0	569.60	20.50	76.40	22.30	69.70	19.40	9.70
121	Vertisol pélico	23480.0	513.00	16.50	72.50	27.50	27.90	56.50	19.30
123	Vertisol pélico	20590.0	1142.00	18.30	54.40	20.50	128.70	13.40	17.20
124	Vertisol pélico	26587.0	795.40	19.30	78.40	32.00	45.60	24.20	24.40
126	Vertisol pélico	23255.0	597.00	15.20	59.50	23.00	27.00	24.00	20.07
127	Vertisol pélico	25410.0	678.10	25.50	73.50	22.60	90.40	20.30	11.30
132	Vertisol pélico	26290.0	662.20	25.60	83.60	34.40	85.20	20.10	10.70
148	Vertisol pélico	17820.0	622.20	18.50	63.00	23.30	73.00	14.40	8.70
210	Vertisol pélico	9610.2	453.94	13.80	69.44	16.82	35.36	18.37	11.17
211	Vertisol pélico	28794.5	444.00	13.25	53.50	18.44	38.99	17.18	8.48
212	Vertisol pélico	18973.1	419.35	16.21	89.50	20.46	43.57	17.18	9.82
213	Vertisol pélico	14955.3	336.65	14.55	69.00	16.48	41.28	15.62	7.80
214	Vertisol pélico	16767.5	546.05	15.62	66.96	20.78	31.08	25.75	11.17
215	Vertisol pélico	18783.6	559.21	18.46	84.32	35.13	36.26	27.00	11.51
216	Vertisol pélico	19420.0	817.10	18.20	48.80	23.50	90.40	13.20	14.90
217	Vertisol pélico	20590.0	524.80	17.90	65.20	14.50	80.10	9.50	7.10
219	Vertisol pélico	32090.0	578.20	26.20	102.50	28.80	67.10	17.10	8.70
MEDIA		22472.5	620.30	19.89	74.28	37.50	59.59	22.58	12.01

Tabla 9. Concentración total de metales pesados en suelos de tipo Planosol del Estado de Guanajuato, Méx.
Media de dos determinaciones (mg/kg).

Sitio	Tipo de suelo	Fe	Mn	Cu	Zn	Cr	Pb	Ni	Co
60	Planosol éutrico	25450.0	2239.70	17.00	54.40	12.90	120.30	24.20	34.30
125	Planosol éutrico	28520.0	546.90	24.00	102.40	36.20	88.40	20.90	10.30
129	Planosol éutrico	18880.0	521.80	19.30	60.60	14.20	85.30	9.30	7.90
130	Planosol éutrico	19980.0	431.90	18.00	72.50	20.10	68.20	9.80	7.60
130A	Planosol éutrico	14710.0	441.00	14.70	52.20	15.90	69.90	7.00	8.30
133	Planosol éutrico	15090.0	475.00	11.20	46.10	23.90	64.70	7.00	5.80
134	Planosol éutrico	15850.0	463.10	15.30	69.30	22.30	69.80	9.50	5.70
135	Planosol éutrico	20760.0	513.50	16.70	70.40	24.40	76.70	13.20	10.10
136	Planosol éutrico	19540.0	410.20	17.10	123.00	23.60	72.90	12.20	4.00
137	Planosol éutrico	17970.0	449.20	18.90	59.80	27.90	88.40	14.20	10.30
138	Planosol éutrico	17600.0	376.80	14.00	53.50	17.40	68.20	5.50	4.20
138A	Planosol éutrico	15215.0	499.50	10.00	54.00	13.00	63.00	18.50	16.30
140	Planosol éutrico	18670.0	506.20	16.90	65.30	21.90	73.20	12.60	7.80
141	Planosol éutrico	15400.0	338.50	15.00	51.30	12.70	75.60	5.50	6.00
142	Planosol éutrico	17770.0	220.50	12.50	64.70	12.20	49.90	4.10	4.60
143	Planosol éutrico	12850.0	272.00	13.30	41.70	13.50	82.70	5.10	2.10
144	Planosol éutrico	18450.0	538.20	18.40	57.90	24.60	74.80	14.20	9.50
145	Planosol éutrico	23870.0	742.30	23.50	95.10	29.70	80.40	15.80	8.60
146	Planosol éutrico	19820.0	384.60	36.20	99.10	23.60	110.80	10.20	5.50
147	Planosol éutrico	13860.0	421.30	30.50	110.50	15.70	139.20	7.90	6.50
149	Planosol éutrico	16340.0	481.50	22.00	184.00	37.00	85.50	23.50	15.35
218	Planosol éutrico	22590.0	458.40	23.90	43.70	33.80	66.50	14.70	9.20
	MEDIA	171859.5	533.3	18.6	74.2	21.7	80.7	12.0	9.1

cobalto, metal con el que los óxidos de manganeso establecen una fuerte asociación, además del cobre y níquel. El Mn disponible se correlacionó con el Mn total ($r = 0.38$, $P < 0.05$) y con el Cu disponible ($r = 0.52$, $P < 0.01$).

En los suelos cuyo riego se basa en el agua de pozo se presentó un valor mínimo de Mn total de 336.65 mg/kg (sitio 213) y un máximo de 2239.70 mg/kg (sitio 60) con una media de 626.15 mg/kg y un coeficiente de variación de 50.6 %, variación que fue mayor a la encontrada con los valores de Fe (Tabla 6). Aparentemente, este tipo de suelos contienen mayor cantidad de Mn que los suelos regados con aguas residuales. Se manifestaron asociaciones negativas entre el Mn total y la C.I.C.T. ($r = -0.42$, $P < 0.01$), Mn total y el porcentaje de arcilla ($r = -0.36$, $P < 0.05$) las cuales pueden estar indicando que parte del Mn que se cuantificó como total se encuentra adsorbido en las partículas de tamaño mayor a 2 micras. Otra asociación fue entre Mn total y Fe total ($r = 0.34$, $P < 0.05$) afinidad ya mencionada, y otra negativa entre Mn disponible y los valores de pH ($r = -0.44$, $P < 0.01$) con la que se confirma que la disminución de pH aumenta la solubilidad y disponibilidad de elementos como Al, Co, Cu, Fe, Zn y, particularmente, de Mn, disminuyendo la de Mo (Loué, 1988). La solubilidad y, consecuentemente, la movilidad de los metales unidos a sólidos puede ser incrementada al disminuir el pH, ya que mediante este proceso se pueden disolver y/o desorber metales de las fases sólidas (Bourgi, 1995). En un estudio realizado por Tamariz (1996) también se encontró una relación inversa entre el contenido de Mn disponible para la planta y el pH del suelo, presentándose la máxima toxicidad por Mn en suelos que presentaron valores de pH menores a 5.5, dependiendo de las condiciones de aireación del suelo, contenido de agua y actividad biológica.

En cuanto a los suelos de temporal, éstos presentan gran homogeneidad con relación al contenido de Mn total, pues sus valores fluctúan entre 220.5 mg/kg (sitio 142) y 832 mg/kg (sitio 85); existiendo una correlación positiva entre el Mn total y el pH ($r = 0.62$, $P < 0.05$) la cual sugiere que existe un mayor contenido de Mn, no soluble y no disponible, en suelos donde el pH se vuelve más alcalino. El Mn total está relacionado con la C.I.C.T. ($r = 0.81$, $P < 0.01$) y con el contenido de arcilla ($r = 0.71$, $P < 0.01$) lo que puede estar indicando que parte del Mn cuantificado como total, quizás esté en la forma de óxidos e hidróxidos los cuales también intervienen en el proceso de intercambio catiónico. Otra fuerte correlación negativa encontrada fue entre Mn total y contenido de limo ($r = -0.67$, $P < 0.05$) lo que confirma el fenómeno ya mencionado. El Mn total también mostró su afinidad con el Fe total ($r = 0.69$, $P < 0.01$), el Mn disponible quizás se encuentre ligeramente adsorbido a la fracción arcillosa de estos suelos, pues el coeficiente de correlación entre estas 2 variables es de $r = 0.68$, $P < 0.01$. Se han observado diferencias entre los minerales de arcilla en cuanto a la habilidad para fijar manganeso, habiendo mayor capacidad en los minerales 2:1 y una baja fijación en el caso de la caolinita (Fassbender, 1987).

Mediante la prueba de "t" se observó que no existe diferencia significativa entre el contenido promedio de manganeso total y disponible de los tres grupos de suelos analizados. Sin embargo, si se comparan los rangos de concentración del elemento obtenido en cada grupo, se puede inferir la influencia del agua de riego, de fertilizantes o de abonos, que no se presenta en los suelos de temporal.

8.2.3 COBRE

El cobre es esencial, tanto para las plantas como para los animales. En pequeños excesos sobre la cantidad necesaria para el rendimiento normal de las plantas es tóxico, esto justifica su utilidad como fungicida. El cobre presenta un alto potencial de ionización y se presenta frecuentemente como elemento nativo en los ambientes terrestres. Se encuentra en aguas naturales como metal traza (<0.005 mg/l), pero también puede estar presente en concentraciones mucho mayores (de varios mg/l) como resultado de actividades mineras y otros procesos industriales. Este metal muestra dos valencias en los compuestos en los que se presenta en forma natural; en general, la valencia (+1) es común en los minerales que se forman a una profundidad considerable, y la valencia (+2) en los compuestos que se forman cerca de la superficie. El cobre es considerado como uno de los metales pesados más móviles en el ambiente superficial, debido a que el Cu^{++} se forma fácilmente durante el proceso normal de desgaste y por su capacidad de persistir en soluciones ácidas de naturaleza oxidante en concentraciones suficientemente elevadas (Chapman y Pratt, 1973; Hansen *et al.*, 1995; Mortvedt *et al.*, 1983).

Los contenidos de Cu total en la zona de estudio se encuentran entre 10 y 44.90 mg/kg con una media de 19.51 mg/kg. El rango normal de cobre en suelos agrícolas va de 2 a 250 mg/Kg reportado por Bowen (1979), por lo que los suelos analizados tienen concentraciones normales de este elemento. El Cu total de estos suelos se encuentra ligeramente correlacionado con la C.I.C.T. ($r = 0.28$, $P < 0.01$) pues parte de esta fracción del Cu puede encontrarse en los sitios de intercambio. Además, se observaron las asociaciones entre Cu total y Fe total ($r = 0.65$, $P < 0.01$) y entre el Cu y Mn total ($r = 0.29$, $P < 0.01$) las cuales muestran la afinidad de estos 3 elementos.

Los Vertisoles tuvieron, en promedio, mayor contenido de Cu total (19.89 mg/kg) que los Planosoles (18.6 mg/kg).

Los valores máximo y mínimo del metal en forma disponible en todos los suelos analizados son 4.52 mg/kg y 0.41 mg/kg, respectivamente, presentando un valor medio de 1.42 mg/kg (Tablas 10, 11 y 12). La disponibilidad del cobre está relacionada con varios factores como son pH, materia orgánica, carbonatos y iones metálicos como el hierro (Tisdale y Nelson, 1988). El Cu disponible mostró tener correlación positiva con el pH ($r = 0.31$, $P < 0.01$) lo que podría indicar que la forma predominante y disponible de este elemento sería CuOH^+ la cual es abundante en suelos con pH arriba de 7.3 (Mortvedt *et al.*, 1983). A menudo la disponibilidad del cobre no se incrementa en forma apreciable hasta que el pH cae por debajo de un valor de 5, debido a que su solubilidad es poco afectada por el pH (García y Morales, 1986; Fassbender, 1987). También, se observó una correlación negativa entre el Cu y el Fe ambos en forma disponible ($r = -0.28$, $P < 0.01$) pues el hierro reduce la adsorción de cobre en las soluciones del suelo, pero únicamente para los iones que estén disponibles para la planta y no para la cantidad total de cobre o hierro que exista en el suelo (Kabata-Pendias y Pendias, 1992). Una asociación positiva fue entre Cu y Mn disponibles ($r = 0.41$ $P < 0.01$) afinidad que también se manifiesta con los elementos en forma total; Cu disponible y Cu total ($r = 0.52$, $P < 0.01$) pues la cantidad de Cu disponible está en función de la cantidad total presente en el suelo. El cobre adsorbido, a pesar de una inmovilización aparente, permanece disponible en proporciones apreciables para las plantas, posiblemente, en forma de complejos orgánicos (Fassbender, 1987).

Tabla 10. Concentración de los metales pesados en forma disponible en suelos regados con agua residual del Estado de Guanajuato, Méx. Media de dos determinaciones (mg/kg).

SITIO	Fe	Mn	Cu	Zn	Cr	Pb	Ni	Co
1	21.05	111.65	1.58	4.50	0.57	2.34	1.04	1.53
1A	11.16	67.90	1.45	0.90	0.33	2.97	0.96	1.83
2	15.50	67.05	1.73	1.30	0.31	2.86	1.04	1.88
3	20.55	58.30	1.15	1.02	7.04	1.70	0.96	1.02
4	19.36	55.67	1.19	0.56	1.77	2.23	1.12	1.09
8	16.50	65.80	1.64	1.70	0.17	2.12	0.63	1.53
47	7.61	16.08	1.70	0.89	0.13	2.66	2.30	2.06
51	10.64	80.15	2.29	0.89	0.13	2.60	2.73	1.67
51A	12.34	60.36	2.48	0.93	0.12	2.62	2.29	1.40
66	5.77	27.46	1.46	0.83	0.26	2.90	1.69	1.47
72	11.93	39.29	2.48	0.53	0.26	3.08	1.77	1.40
75	11.69	34.96	1.91	0.81	0.23	2.47	2.06	1.48
100	23.05	42.90	1.91	2.45	0.71	1.70	0.67	0.99
104	12.34	81.86	1.59	0.88	0.59	3.48	0.71	0.76
109	10.95	55.28	1.32	0.49	0.29	1.73	1.89	0.75
110	17.12	36.90	1.53	1.52	0.50	1.89	1.53	0.68
112	9.11	174.79	4.52	2.05	0.49	1.76	2.23	1.30
115	14.10	50.41	1.03	0.51	0.21	1.85	2.32	0.90
116	15.07	39.57	1.20	1.25	0.28	2.97	1.87	1.66
120	16.22	74.58	0.47	0.69	1.87	2.15	1.48	1.01
127	17.63	49.90	0.49	0.71	1.64	2.05	1.44	0.91
132	14.45	61.14	1.70	0.38	0.53	2.64	1.05	0.53
133	6.08	36.83	1.26	2.00	0.69	3.30	0.40	0.31
146	22.27	21.97	2.12	3.88	0.51	2.08	0.41	0.25
147	29.13	32.70	1.28	4.88	0.46	2.13	0.54	0.27
149	23.29	33.81	2.38	0.26	0.17	3.67	1.64	1.30
215	9.10	22.76	1.27	0.55	0.09	2.19	1.83	0.45
mínimo	5.77	16.08	0.47	0.26	0.09	1.70	0.40	0.25
máximo	29.13	174.79	4.52	4.88	7.04	3.67	2.73	2.06
media	14.96	55.56	1.67	1.38	0.75	2.45	1.43	1.13
D. S.	5.76	32.15	0.77	1.23	1.35	0.56	0.66	0.51
C.V. (%)	38.49	57.88	45.95	88.61	178.68	22.97	46.39	45.69

C. V. = Coeficiente de variación.

D. S. = Desviación estándar.

Tabla 11. Concentración de metales disponibles en suelos regados con agua de pozo del Estado de Guanajuato, Méx. Media de dos determinaciones (mg/kg).

SITIO	Fe	Mn	Cu	Zn	Cr	Pb	Ni	Co
55	9.30	88.72	1.85	1.07	0.15	2.64	1.88	1.79
59	9.88	44.97	1.36	0.50	0.16	2.49	1.72	1.31
60	11.29	24.48	0.84	0.53	0.09	2.02	1.47	1.14
64	9.83	19.59	1.29	0.44	0.18	2.50	1.51	1.07
81	8.67	32.38	1.34	0.41	0.20	2.39	1.47	1.13
82	10.92	71.61	1.65	0.79	0.21	2.50	1.58	1.46
95	17.96	62.10	1.38	1.66	0.52	2.16	0.79	0.69
96	17.65	38.70	0.80	0.28	0.21	2.12	0.63	1.08
97	9.30	66.66	1.33	0.58	0.19	2.00	1.26	1.07
98	11.96	41.00	1.43	0.64	0.94	2.21	0.63	0.50
99	15.00	75.80	2.98	2.36	0.17	2.01	0.72	1.44
103	15.37	59.30	1.04	0.43	0.43	2.64	1.19	0.77
108	12.70	69.92	1.08	0.48	0.28	1.84	2.22	1.07
111	11.17	26.56	1.02	0.35	0.49	1.63	1.37	0.37
117	7.30	35.77	2.37	0.39	0.17	2.19	1.72	0.80
118	8.30	35.77	1.30	0.46	0.15	2.43	1.47	0.67
123	11.06	54.89	1.30	0.66	0.12	2.43	1.66	1.63
124	9.83	142.80	0.95	0.45	0.47	2.15	0.99	0.93
125	10.80	36.75	1.58	0.27	0.48	2.61	0.72	0.29
126	14.16	61.03	1.41	0.58	0.49	2.03	0.53	0.47
129	11.94	58.96	1.50	0.61	0.10	2.46	1.54	1.49
130	8.44	72.11	1.71	1.56	0.09	2.65	1.69	1.66
130A	9.53	89.95	0.96	0.65	0.08	2.68	1.61	1.56
135	8.18	59.84	1.17	0.51	0.10	2.55	1.76	1.60
136	11.99	39.36	1.20	0.26	0.46	2.18	0.79	0.33
137	9.99	43.24	1.18	0.28	0.46	2.31	0.88	0.42
138	31.89	41.50	0.55	1.98	0.44	1.65	0.45	0.37
138A	10.74	29.64	1.27	0.41	0.48	2.21	0.47	0.26
140	9.06	58.59	1.14	0.39	0.07	2.52	1.85	1.48
144	13.33	49.95	1.67	0.46	0.06	2.42	1.68	1.40
145	15.64	56.40	2.21	0.61	0.51	2.11	1.08	0.61
148	12.77	96.90	2.03	0.87	0.07	2.50	2.12	1.73
210	9.20	61.79	1.34	0.53	0.23	2.19	1.98	0.71
211	13.05	50.40	1.22	0.40	0.21	2.12	0.76	1.62
212	14.75	39.95	0.96	0.29	0.21	2.12	0.54	0.90
213	14.75	47.45	1.00	0.46	0.17	2.65	0.85	1.30
214	11.16	22.66	1.13	0.56	0.15	1.62	1.76	0.67
216	17.61	72.27	1.36	0.51	0.10	2.30	1.92	1.87
217	15.65	58.22	1.24	0.72	0.09	2.43	1.50	1.39
mínimo	7.30	19.59	0.55	0.26	0.06	1.62	0.45	0.26
máximo	31.89	142.80	2.98	2.36	0.94	2.68	2.22	1.87
media	12.36	54.82	1.36	0.65	0.26	2.27	1.30	1.05
D. S.	4.28	23.74	0.45	0.47	0.19	0.29	0.52	0.49
C.V. (%)	34.63	43.31	33.34	71.68	73.66	12.68	39.64	46.10

Tabla 12. Concentración de metales disponibles en suelos de temporal del Estado de Guanajuato, Méx.
 Media de dos determinaciones (mg/kg).

SITIO	Fe	Mn	Cu	Zn	Cr	Pb	Ni	Co
53	8.67	34.23	1.32	0.45	0.15	2.49	1.59	1.33
65	10.26	51.05	1.63	0.45	0.16	2.38	1.73	1.39
85	11.01	33.42	1.34	0.65	0.19	2.23	1.42	1.34
101	27.97	42.67	0.55	0.57	0.17	2.04	1.34	1.08
121	13.90	57.75	1.80	0.68	1.20	2.47	1.81	1.40
134	7.82	22.04	1.24	0.33	0.45	1.92	0.63	0.38
141	62.64	41.59	0.48	1.03	0.45	1.98	0.34	0.34
142	57.83	20.37	0.41	0.97	0.43	1.71	0.27	0.34
143	7.91	35.91	0.50	1.45	0.47	2.20	0.36	0.38
218	16.36	21.65	1.24	0.32	0.45	1.83	0.59	0.45
219	8.91	25.28	1.21	0.59	0.50	1.98	0.77	0.37
mínimo	7.82	20.37	0.41	0.32	0.15	1.71	0.27	0.34
máximo	62.64	57.75	1.80	1.45	1.20	2.49	1.81	1.40
media	21.21	35.09	1.07	0.68	0.42	2.11	0.99	0.80
D. S.	20.17	12.39	0.49	0.34	0.30	0.26	0.60	0.49
C.V. (%)	95.11	35.32	46.34	50.42	70.47	12.37	60.52	61.78

D. S. = Desviación estándar.
 C. V. = Coeficiente de variación.

Los suelos que son regados con aguas residuales presentaron valores de Cu total entre 10.1 mg/kg (sitio 1A) y 44.9 mg/kg (sitio 112). Con el análisis de correlación realizado en este grupo de suelos se observó la afinidad del Cu por varios elementos como el Fe ($r = 0.73$, $P < 0.01$), el Mn ($r = 0.51$, $P < 0.01$), el Zn ($r = 0.42$, $P > 0.05$), el Pb ($r = 0.53$, $P < 0.01$), el Ni ($r = 0.40$, $P < 0.05$), y el Co ($r = 0.50$, $P < 0.01$). Por otra parte, el Cu disponible se correlacionó también con el Fe total ($r = 0.38$, $P < 0.05$), y con el Mn disponible ($r = 0.52$, $P < 0.01$). Estas asociaciones están señalando el comportamiento tan semejante que tienen estos metales con relación a su distribución en los suelos superficiales de la zona de estudio, la cual puede ser debida tanto al material parental del suelo, en el caso del Fe, Mn y Co, como a fuentes antropogénicas, en el caso del Zn, Pb y Ni.

También se observaron otras relaciones importantes entre el Cu disponible y la C.I.C.T. ($r = -0.45$, $P < 0.05$) y entre Cu disponible y la materia orgánica ($r = -0.45$, $P < 0.05$), las cuales son negativas y pueden estar señalando la fuerte retención del cobre por parte de las arcillas y de la materia orgánica de estos suelos ocasionando una disminución en la fracción de cobre disponible. El cobre y el plomo están muy relacionados con la materia orgánica lo que hace que su solubilidad esté fuertemente relacionada con el desarrollo de ésta (Miller y McFee, 1983; Bourgi, 1995). En la materia orgánica forma complejos con los ácidos fúlvicos y húmicos, aunque las deficiencias de cobre en el suelo son raras, quedando limitado a suelos ricos en materia orgánica o con arenas muy intemperizadas; pero en muchos casos, el nivel de cobre es suficientemente bajo para limitar los rendimientos, mostrando las plantas solo una falta de vigor normal (García y Morales, 1986). La relación estrecha entre la cantidad de cobre y el porcentaje de materia orgánica, también debida a que el cobre tiende a formar complejos con la materia orgánica soluble, dichos complejos se caracterizan por su bajo peso molecular, por ser muy estables y poco móviles y por estar presentes en bajas concentraciones (Foth, 1990). La afinidad del cobre por la materia orgánica es reconocida por numerosos autores, generalmente, se acepta que los complejos orgánicos de cobre tienen un papel importante en la movilidad y, por lo tanto, en la asimilabilidad de este metal ya que gran parte del cobre difusible y, que está en equilibrio con el Cu en dilución, está asociado con la materia orgánica del suelo (Graña *et al.*, 1991).

Las concentraciones más elevadas de cobre total en suelos regados con agua residual se presentaron en los sitios 146 (36.20 mg/kg) y el 112 (44.90 mg/kg), ambos localizados cerca de la carretera 37 estatal que comunica con Ciudad Manuel Doblado, encontrándose en una zona plana donde el aporte del metal, además de ser proporcionado principalmente por el material de origen, también podría ser proporcionado por el agua residual que se utiliza para riego en estos suelos.

El Cu total en los suelos regados con agua de pozo varió entre 10 mg/kg (sitio 138A) y 26.3 mg/kg (sitio 111). El Cu total también se correlacionó con el Fe total ($r = 0.57$, $P < 0.01$), la misma correlación que se ha presentado en todos los grupos de suelos, y la cual indica la gran afinidad que existe entre estos 2 metales. En estos suelos regados con agua de pozo se presentó, además, la asociación entre el Cu disponible y el limo ($r = 0.47$, $P < 0.01$) que podría indicar la adsorción de este elemento en la fracción fina del limo.

En el caso de los suelos de temporal se presentaron contenidos que van de 12.5 mg/kg (sitio 142) a 26.2 mg/kg (sitio 219). Se observaron las mismas correlaciones ya mencionadas para los suelos regados con agua residual y de pozo. En este tipo de suelos temporales se hace muy evidente la gran afinidad que tiene el Cu por el Fe y el Mn, y la presencia y distribución de estos 3 elementos en estos suelos, donde no existe la

influencia del agua de riego, se debe principalmente al aporte de los materiales originarios. Los coeficientes de correlación obtenidos entre estos elementos son: Cu y Fe ($r = 0.83, P < 0.01$), Cu y Mn ($r = 0.61, P < 0.05$).

La disponibilidad del Cu en estos suelos de temporal se vio influenciada por el pH ($r = 0.82, P < 0.01$) pero en una forma directamente proporcional, es decir, en aquellos suelos donde los valores de pH se tornaban hacia la alcalinidad, se presentaron condiciones favorables para extraer mayor cantidad de Cu intercambiable que no estaba fuertemente adsorbido al complejo de cambio. Por el contrario, Riverón (1994) y Hatton y Pickering (1980) encontraron que la adsorción del cobre dependió del pH, pues los componentes orgánicos predominaron cuando el suelo presentó un pH menor a 7 y, con valores por arriba de éste, predominaron los hidróxidos, nitratos, cloruros y sulfatos. Por otra parte, los mismos autores mencionan que para que se presente la máxima precipitación del cobre el pH debe ser de 4.3; mientras que, para el zinc es de 7.1. En un estudio realizado por Graña *et al.* (1991) también se obtuvieron correlaciones positivas entre los contenidos totales de Cu y el pH, y los autores señalaron que los valores altos de pH favorecieron la inmovilización de los metales en el suelo.

Otra característica del suelo que también influyó en la disponibilidad del Cu en estos suelos de temporal fue la cantidad de arcilla presente, lo cual se observó a través de las correlaciones del Cu disponible con la C.I.C.T. ($r = 0.86, P < 0.01$) y con el porcentaje de arcilla ($r = 0.72, P < 0.01$), pues esta fracción fina del suelo actuará en la retención ligera del Cu, de manera que en los suelos donde haya un alto contenido de arcillas y altos valores de C.I.C.T., habrá un alto contenido de Cu extractable, intercambiable, y disponible. Al respecto, Mortvedt *et al.*, (1983) ha señalado que la distancia que puede migrar el cobre se vera limitada, principalmente, por su fuerte adsorción en diferentes tipos de superficies en el suelo.

No se observaron diferencias significativas en el contenido promedio de Cu total y disponible entre los tres grupos de suelos. Sin embargo, al comparar el rango de concentración que presenta cada grupo de suelos se puede apreciar la influencia que ha tenido el uso del agua residual en algunos sitios de ese grupo de suelos.

8.2.4 ZINC

Usualmente, el contenido total de los elementos menores Fe, Cu, Mn y Zn, es más alto en el horizonte superficial del suelo. El zinc es considerado un elemento esencial para la nutrición humana y para otros organismos vivos. Está involucrado en la síntesis de ácidos nucleicos y se encuentra en muchas enzimas (Walsh, 1972; Hansen *et al.*, 1995). En la naturaleza se encuentra en rocas extrusivas magmáticas en concentraciones de 17 a 125 mg/kg. El pH representa un factor importante en la solubilidad del zinc en el suelo, pudiendo haber acumulación en los diferentes horizontes de un perfil. La adsorción se reduce con valores de pH menores a 7 y se torna más móvil en suelos ácidos (Riverón, 1994).

Los valores de Zn total de los suelos analizados presentaron un promedio de 74.24 mg/kg, con un rango que va de 41.70 mg/kg (sitio 143) a 184.00 mg/kg (sitio 149). Algunos de los suelos que presentan valores por arriba de 102 mg/kg también presentan valores de pH elevado y proporciones relativamente altas de carbonatos alcalino-térreos, características del suelo que favorecen la retención del zinc en el mismo. Sin embargo,

todos los valores de zinc se encuentran dentro del rango reportado por Alloway (1990) para suelos no contaminados el cual es de 10 a 300 mg/kg.

A través del análisis de correlación se observó asociación de este elemento con la C.I.C.T. ($r= 0.32$, $P<0.01$) pues parte del mismo debe estar retenido en el complejo de cambio del suelo. Además, se observó la afinidad del Zn con el Cu ($r= 0.51$, $P<0.01$).

El Zinc total de los Vertisoles presentó en este caso, una concentración muy semejante a la de los Planosoles, al obtenerse, en promedio las siguientes concentraciones para cada grupo 74.28 y 74.2 mg/kg.

En cuanto al zinc disponible, éste presenta valores que fluctúan entre 0.26 y 4.88 mg/kg con un promedio de 0.91 mg/kg. Estos valores representan una disponibilidad baja del elemento en estos suelos (0.14% - 6.38%). El rango reportado por Isaac y Kerber (1971) para zinc disponible va de 1 a 1000 mg/kg. El zinc disponible de toda la zona de estudio mostró estar asociado con la materia orgánica ($r= 0.42$, $P>0.01$) pues puede estar formando complejos órgano-metálicos solubles. Además se observó, en forma ligera, la afinidad entre el zinc y el hierro disponibles ($r= 0.27$, $P<0.01$). Se ha encontrado que las arcillas minerales, óxidos hidratados y pH son los factores más importantes que controlan la solubilidad y, por lo tanto, la disponibilidad del zinc en los suelos; mientras que, los complejos orgánicos y la precipitación de zinc como hidróxidos, carbonatos y componentes de sulfuro parecen ser menos relevantes. La forma más común y móvil de zinc en los suelos probablemente es el Zn^{2+} aunque en el suelo pueden estar presentes otras especies iónicas (Fassbender, 1987). Se ha demostrado que cantidades excesivas de Zn disponible pueden influenciar la captación y metabolismo de otros elementos como el P y Fe (Mortvedt *et al.*, 1983).

En los suelos que son regados con aguas residuales se encontraron valores de Zn total que van de 45.5 mg/kg (sitio 1A) a 184.0 mg/kg (sitio 149) (Tabla 5). En este grupo de suelos se observaron las mismas correlaciones mencionadas pero, además, otra entre Zn disponible y el limo ($r= 0.51$, $P<0.01$) pues las partículas finas de esta fracción del suelo pueden estar reteniendo ligeramente parte del Zn determinado como disponible para las plantas. Es un grupo heterogéneo en donde las concentraciones más elevadas del metal en forma total se encuentran en el sitio 51 cercano al poblado de San Cristóbal con una concentración de 126.0 mg/kg, y en el 149 cercano a Manuel Doblado con una concentración de 184.0 mg/kg.

En los suelos regados con agua de pozo se presentaron valores de Zn total entre 48.8 mg/kg (sitio 216) y 123.0 mg/kg (sitio 136) (Tabla 6). También, se encontraron las mismas correlaciones ya mencionadas, lo cual indica que en esta pequeña área de estudio se presentan los mismos fenómenos de asociación entre el Zn y algunas características del suelo como materia orgánica, arcillas, limo y, por lo tanto, capacidad de intercambio catiónico. Una proporción relativamente alta del zinc en estos suelos se encuentra en la fracción arcillosa, de manera que, es poco sorprendente que los suelos arcillosos retengan contenidos altos de este elemento. Este zinc puede estar, incluso, dentro de la estructura de las arcillas, sustituyendo isomórficamente al aluminio o al magnesio, dado su tamaño similar, aunque la cantidad fijada de zinc variará de acuerdo al tipo de arcilla (Fassbender, 1987). Por otra parte, también se ponen de manifiesto las afinidades del Zn para con otros elementos como el Fe y el Cu. En este tipo de suelos regados con agua de pozo se encuentran sitios con concentraciones de zinc tan altas como las de los suelos

que son regados con agua residual. Por ejemplo, el sitio 145 (95.10 mg/kg) se ubica a un costado del cauce que sigue el Río Turbio, lo cual podría constituir un factor importante en la incorporación de zinc a estos suelos y, además de ser regados con agua de pozo, también pueden estar regando con agua del río Turbio, y ésta no es de muy buena calidad. Otros ejemplos pueden ser los sitios 125 (102.4 mg/kg) y 136 (123.0 mg/kg) que se localizan en áreas muy cercanas al arroyo Savelota que se dirige al Bordo la Amapola, y cuyas aguas pueden ser de regular calidad.

En los suelos de temporal la concentración de Zn total varió de 41.7 mg/kg (sitio 143) a 102.5 mg/kg (sitio 219) (Tabla 7). En estos suelos donde no hay ningún impacto por el agua de riego, se hace muy evidente el efecto que tiene el pH del suelo sobre la solubilidad y disponibilidad del Zn a través de un alto, negativo y muy significativo coeficiente de correlación obtenido entre estas 2 variables ($r = -0.71$, $P < 0.01$) el cual señala una mayor disponibilidad del elemento con valores bajos de pH. Se ha observado que en suelos ácidos se presenta un incremento en el proceso de lixiviación sobre el de deposición de Zn y Mn (Kabata-Pendias, 1995). La adsorción del Zn se modifica rápidamente con pequeños cambios en el pH alto ($\text{pH} < 8$), teniendo lugar una precipitación química del metal para ser retenido, entonces, como sólido en el sistema (Shuman, 1975). En este grupo de suelos de temporal, también se observan las afinidades que presenta el Zn con el Fe y el Cu. Sin embargo, cuando las formas del Zn y del Cu son disponibles, hay una relación inversa entre ellos ($r = -0.65$, $P < 0.05$), pues la disponibilidad del Cu se vio favorecida con valores de pH alto, como ya fue mencionado.

No se presentaron diferencias significativas entre las concentraciones promedio de Zn total procedentes de cada uno de los grupos de suelo analizados. En el caso del Zn disponible sólo existen diferencias significativas entre los suelos regados con aguas residuales y los suelos regados con agua de pozo ($t_{\text{cal}} = 2.960$, $gI = 31.65$, $P < 0.01$). El rango de concentración que se tiene en cada grupo de suelos señala la influencia del riego con agua residual en algunos sitios.

8.2.5 CROMO

En la corteza terrestre el cromo es abundante. Se le considera dentro de los 29 elementos de importancia biológica, siendo reconocido como esencial para el hombre (Tamariz, 1996). La contaminación de los suelos por metales pesados como el cromo, especialmente, en la zona de El Bajío por causa de las tenerías de la Ciudad de León, es un problema bastante grave y difícil de solucionar, dados los problemas económicos ligados a la industria del calzado en esta zona del país, siendo esto un fenómeno que ha resultado del desarrollo industrial y de las medidas insuficientes de protección ambiental por parte de las industrias. La toxicidad del cromo se atribuye a sus compuestos hexavalentes los cuales, en altas concentraciones, afectan al hombre, animales y plantas. El cromo tiene algunas propiedades mutagénicas cuando se encuentra en un estado de oxidación (VI). Aunque existen cánceres producidos por causas diversas (hereditarias, fumar, etc.) se ha reportado que en la República Mexicana, particularmente, en la ciudad de León, Guanajuato, se presenta uno de los índices más elevados de cáncer por intoxicación con cromo (Martín, 1995). Otros efectos adversos del cromo incluyen ulceraciones, perforaciones de membranas nasales, problemas respiratorios y enfermedades de la piel. (Hansen *et al.*, 1995). En el ambiente ocupacional, la industria que presenta el mayor riesgo de contaminación ambiental por la presencia de cromo en sus procesos y desechos son: la del cemento, colorantes, construcción, curtiduría,

galvanoplastia, material fotográfico, material refractario, metalurgia y pintura, principalmente, las anticorrosivas (Armienta, 1992).

Los valores de Cr total determinados en los suelos de la zona de estudio fluctuaron entre 12.20 y 1011.0 mg/kg. Los de Cr disponible variaron entre 0.06 y 7.04 mg/kg, valores muy bajos que representan entre 0.24 y 8.38 % del Cr total. Galvao y Corey (1987) reportaron un valor para este elemento como límite permisible en suelos, de 125 mg/kg, en promedio, aunque este valor puede aumentar hasta 250 mg/kg. Cabe mencionar que el valor más alto de cromo total obtenido en estos suelos (1011.91 mg/kg), sólo se observó en un sitio (sitio 3), el cual está ubicado en la cercanía de la industria "Química Central", industria productora de compuestos de cromo, y sus residuos, que han sido depositados en los suelos, podrían ser la causa de dicho valor tan alto. La lixiviación de residuos de la empresa productora de cromatos "Química Central" ha producido las mayores concentraciones de Cr (VI) (hasta 50 mg/l) en el acuífero, en un área de aproximadamente 5 km² al sureste de la Ciudad de León. La operación de dicha empresa es capaz de producir otras afecciones al medio ambiente. Además, en los alrededores de "Química Central" existen dos curtidurías que descargan sus aguas residuales sin ningún tratamiento por canales localizados atrás de la misma (Armienta *et al.*, 1995). De acuerdo con el valor máximo permisible reportado por Galvao y Corey (*op cit.*) se puede considerar que este sitio 3 representa una zona potencialmente tóxica. Sin embargo, si se considera el rango reportado por Alloway (1990), el cual fluctúa entre 5 y 1500 mg/kg, entonces todos los sitios analizados estarían considerados dentro del rango normal a pesar de la baja disponibilidad del elemento, se ha observado en esta región del sitio 3 una reducción en el rendimiento de los cultivos.

El Cr total de los suelos de la zona de estudio presentó ligeras pero importantes correlaciones, una con la materia orgánica ($r = 0.27$, $P < 0.01$) y otra con la C.I.C.T. ($r = 0.26$, $P < 0.05$), lo que señala y concuerda con lo reportado por algunos investigadores como Galvao y Corey (*op cit.*) quienes indican que el suelo es capaz de retener al cromo a través de los coloides, de la presencia de materia orgánica, así como del pH. El Cr disponible de los suelos estudiados se encontró correlacionado únicamente con la materia orgánica ($r = 0.32$, $P < 0.01$) lo cual confirma lo reportado por los investigadores ya mencionados. La materia orgánica actúa como un importante regulador de la movilidad de los elementos traza en los suelos ya que puede formar, con los metales, complejos estables, tanto solubles como insolubles (Graña *et al.* 1991).

Por otra parte, se ha reportado que este metal es fuertemente adsorbido por el complejo de adsorción del suelo, constituido por las arcillas y el humus, de manera que no puede ser lixiviado (Alloway, 1990; Urbano-Terrón y Rojo, 1992). Pudiendo ser ésta una de las causas por las que el sitio 3 acumula o retiene la mayor parte del cromo que sea depositado a través del riego con aguas residuales procedentes de la industria "Química Central", pues este sitio presenta un porcentaje considerable de arcillas (62 %) (Tabla 5).

Del promedio de Cr total, se obtuvo 50.67 mg/kg en los Vertisoles y 21.7 mg/kg en los Planosoles, presentándose nuevamente una mayor concentración en los suelos de tipo Vertisol.

Los suelos que son regados con aguas residuales son un grupo heterogéneo en cuanto a la distribución de las concentraciones del elemento en los diferentes sitios (13.5 – 1010.9 mg/kg). En este grupo de suelos no todos los sitios presentan altas

concentraciones de Cr, por ejemplo los sitios 2, 1A y 147 contienen muy bajas concentraciones de Cr que van de 13.5 a 15.7 mg/kg. Habiendo otros sitios con concentraciones intermedias como el 110, 104 y 215 con concentraciones que van de 29.95 mg/kg a 35.13 mg/kg de cromo total; estos últimos, son suelos que se localizan cercanos al río Las Conchas (sitio 110 y 215), y el sitio 104 localizado cerca de la Presa de Silva. El sitio 132 con una concentración de 34.40 mg/kg se localiza muy cerca del Río Turbio, el cual puede estar incorporando parte del metal al suelo, ya que el Río Turbio es una mezcla de aguas pluviales y residuales provenientes de León y San Francisco del Rincón (Martínez *et al.*, 1995). Los sitios que presentaron las concentraciones más elevadas fueron el 1 con 132.28 mg/kg cercano a San Francisco del Rincón y cerca de la Presa Purísima, el sitio 4 con 238.26 mg/kg y el sitio 3 con la concentración más alta de 1010.9 mg/kg, como ya se mencionó. Los sitios 3 y 4 están localizados cerca del cauce del Río León el cual conduce sus aguas a la Presa San Germán.

El Cr total del grupo de suelos regados con agua de pozo varió de 13.0 mg/kg (sitio 138A) a 78.1 mg/kg (sitio 111), habiendo sitios con concentraciones relativamente altas como el 103 y 111 que contienen 47.2 y 78.1 mg/kg, respectivamente. En este grupo de suelos también se manifiesta la relación entre el Cr en forma disponible, y la fracción orgánica del suelo a través de la correlación entre estas 2 variables ($r = 0.43$, $P < 0.01$). Por otra parte, también se observan las mismas afinidades del Cr con otros elementos como el Fe ($r = 0.69$, $P < 0.01$), Cu ($r = 0.48$, $P < 0.01$) y Zn ($r = 0.34$, $P < 0.05$), aunque por sus propiedades el Cr se relaciona, en mayor grado, con el hierro y aluminio (Urbano-Terrón y Rojo, 1992), lo cual puede verse a través del sitio 111 en donde se presenta la mayor concentración de Cr y Fe, proporcionados ambos por el material parental del suelo y no por el tipo de agua de riego.

El Cr total de los suelos de temporal varió de 12.2 mg/kg (sitio 142) a 33.8 mg/kg (sitio 218), concentraciones bajas que se vieron correlacionadas, también, con el Cu total ($r = 0.63$, $P < 0.05$). Estos suelos representan un grupo más homogéneo, en comparación a los otros 2 grupos mencionados, en donde los sitios 121 (27.50 mg/kg) cercano al Río Turbio, el sitio 219 (28.80 mg/kg) y el sitio 218 (33.80 mg/kg) localizados cerca de la carretera 37 estatal que se dirige a Manuel Doblado, son los que presentan una mayor concentración del metal.

No se encontró diferencia significativa entre el contenido promedio de Cr total y disponible proveniente de los diferentes grupos de suelos. Sin embargo, al comparar los 3 rangos de concentración se pone de manifiesto la influencia que tiene el empleo de las aguas residuales sobre el contenido de Cr en estos suelos.

8.2.6 PLOMO

Está presente en rocas magmáticas y sedimentos arcillosos en rangos de 10 a 140 mg/kg. En suelos se encuentra, por lo general, como catión divalente; se asocia con óxidos de Mn e hidróxidos de Fe y Al. Interacciona con el zinc y cadmio. Forma complejos orgánicos y suele adsorberse en el humus. Debido a la naturaleza fundamentalmente divalente y a la fuerte adsorción del plomo, las capas superficiales de la mayoría de los suelos son, considerablemente, más altas en plomo que los horizontes más profundos. Suele ser poco móvil en la superficie del suelo, las concentraciones son aumentadas por la contaminación generada por automotores y la antropogénica (Broyer *et al.*, 1972; Mortvedt *et al.*, 1983). El plomo es considerado tóxico para los humanos, sustituyendo al

calcio en el tejido óseo, se acumula y presenta efectos de envenenamiento, daños neurológicos y renales, así como la inhibición del desarrollo motor de infantes (Hansen *et al.*, 1995). El plomo se acumula, principalmente, en horizontes superficiales del suelo en un rango de 3 a 189 mg/kg; el rango más frecuente está entre 10 y 67 mg/kg, con un valor promedio de 32 mg/kg (Kabata-Pendias y Pendias, 1992). Se ha establecido el valor de 70 mg/kg como límite superior en un suelo normal no contaminado. Valores de más de 100 mg/kg reflejan, probablemente, un efecto contaminante. El contenido natural del plomo está relacionado fuertemente con la composición de la roca madre, y se reporta como el metal menos móvil en comparación a otros metales pesados; su baja concentración en la solución del suelo lo demuestra. La mayoría del plomo antropogénico ha recibido mucha atención, dado el peligro potencial que representa para el hombre y animales (Kabata-Pendias y Pendias, 1992; Tamariz, 1996).

Los contenidos de Pb total obtenidos para todos los suelos estudiados se encuentran entre 23.31 y 139.20 mg/kg, con una media de 65.60 mg/kg. Un gran número de sitios presentan valores superiores a la media coincidiendo, algunas de ellas, con altos contenidos de Zn y/o Cu. Los valores obtenidos en la zona de estudio caen dentro del rango normal reportado por Bohn *et al.*, 1985, el cual es de 2 - 200 mg/kg, y permite señalar que estos suelos no presentan riesgos de toxicidad potencial. Sin embargo, si se considera el rango reportado por Kabata-Pendias y Pendias (*op cit.*) se tendrían sólo 5 sitios con concentraciones por arriba del límite permisible, los cuales serían el 146, 51A, 147, 60 y 123 con concentraciones de 110.8, 129.25, 139.2, 120.3 y 128.7 mg/kg, respectivamente; estos sitios estarían indicando efectos contaminantes. El Pb total presentó asociación con el Mn ($r = 0.27$, $P < 0.01$) y con el Cu ($r = 0.40$, $P > 0.01$) ambos en forma total. Además, se observó asociación de este elemento con el contenido de arenas ($r = 0.34$, $P < 0.05$). En cuanto al contenido de Pb disponible, se obtuvieron valores que varían de 1.62 a 3.67 mg/kg, lo cual representa entre 1.53 y 8.85 % del Pb total en el suelo.

El Pb total de los Planosoles presentó una mayor concentración del metal (80.7 mg/kg) que los Vertisoles (59.6 mg/kg).

En el grupo de suelos que son regados con aguas residuales el Pb total tomó valores de 24.6 mg/kg (sitio 115) a 139.2 mg/kg (sitio 147). Además, el elemento se encontró correlacionado, en forma negativa pero altamente significativa, con los valores de pH ($r = -0.48$, $P < 0.01$) pues el pH ácido permite la desestabilización de complejos formados con el plomo y aumenta la disponibilidad de este elemento. Por otra parte, el Pb total mostró afinidad por el Cu ($r = 0.53$, $P < 0.01$) también en forma total. Quizás, una buena parte del Pb se encuentra fuertemente retenido en la fracción arcillosa de estos suelos, de manera que, los suelos que presenten altos contenidos de arcilla van a presentar bajos contenidos de Pb en forma disponible. Lo anterior puede ser apoyado por la correlación negativa obtenida entre el contenido de Pb disponible y el porcentaje de arcilla ($r = -0.41$, $P < 0.05$). Los sitios que presentaron mayor concentración de Pb en estos suelos son el 146 (110.80 mg/kg), el 51A (129.25 mg/kg) y el 147 (139.20 mg/kg). Los sitios 146 y 147 se localizan cerca de la carretera 37 que se dirige a Manuel Doblado, cuyo tráfico vehicular puede estar aportando una parte de este elemento. En cuanto al sitio 51A, éste forma parte de la cuenca del Río San Juan de Otates, y se ubica muy cerca de la localidad de San Cristóbal y de un acueducto de la misma región.

El Pb total en los suelos regados con agua de pozo mostró los mismos fenómenos de asociación mencionados anteriormente, es decir, con la fracción arcillosa y con otros

metales como el Cu y el Mn. Este grupo de suelos también es un poco heterogéneo en donde los valores de Pb en forma total fluctúan entre 23.31 mg/kg (sitio 108) y 128.7 mg/kg (sitio 123). Los suelos que presentaron mayor concentración de este metal son el sitio 60 (120.3 mg/kg), localizado cerca al canal Cinco de Mayo, en la cuenca del Río San Juan de Otates, y el sitio 123 (128.70 mg/kg) ubicado al suroeste del poblado de Peñuelas, en la cuenca del Río Turbio. Estos 2 sitios pueden estarse viendo afectados, posiblemente, por el tráfico vehicular de las carreteras que se encuentran relativamente cerca de ellos.

En los suelos de temporal se pudieron observar otros fenómenos diferentes a los que se presentaron en los otros grupos. Se observó que las arcillas son las principalmente responsables de proporcionar parte del Pb que se determinó como disponible, pues hay una correlación fuerte y positiva entre estas 2 variables ($r = 0.65$, $P < 0.05$), fenómeno que también se apoya en la fuerte correlación entre Pb disponible y la capacidad de intercambio catiónico ($r = 0.64$, $P < 0.05$). Por otra parte, se observó que los carbonatos alcalino-térreos no influyen en la retención o adsorción del Pb en estos suelos, pues en donde se presentan relativamente altos contenidos de carbonatos hay una disminución en el contenido de Pb total ($r = -0.60$, $P < 0.05$). Este elemento también mostró su afinidad con otros elementos como el Mn ($r = 0.74$, $P < 0.01$) y el Cu ($r = 0.60$, $P < 0.05$) todos en forma disponible. El sitio que presentó la menor concentración de este metal fue el 121 con 27.9 mg/kg y la mayor concentración se observó en el sitio 85 (Las Coloradas) en la cuenca del Río San Juan de Otates, con 88.3 mg/kg, el cual también puede ser debido a la influencia de tráfico vehicular de los caminos que se encuentran alrededor de este sitio.

Las concentraciones promedio de Pb total y disponible de los diferentes grupos de suelo analizados no presentaron diferencias significativas. Sin embargo, el rango de concentración proveniente de los suelos de temporal señala cierta influencia del tipo de agua para riego, de fertilizantes o de abonos, en el contenido de Pb de algunos suelos pertenecientes a los otros grupos.

8.2.7 NÍQUEL

El níquel es considerado un metal traza esencial pero, en concentraciones elevadas, puede ser carcinogénico y teratogénico. Este efecto se ha visto magnificado por la presencia de otros metales como cobalto, cobre, hierro y zinc (Hansen *et al.*, 1995). Las concentraciones de níquel que se encuentran en el suelo van a estar dadas por la roca madre, procesos de formación del suelo y fuentes antropogénicas. Este metal se asocia con carbonatos, fosfatos y silicatos, además de interactuar con elementos tales como el Cu, Zn y Fe, pues puede haber traslocaciones con óxidos de Fe y Mn que son aprovechados por la planta. En presencia de materia orgánica hay mayor estabilidad y adsorción; su solubilidad es inversamente proporcional al pH del suelo, por lo tanto, su biodisponibilidad decrece al aumentar el pH del suelo.

La principal fuente antropogénica de Ni la constituyen las emisiones de industrias fundidoras, originando que el Ni se deposite, al igual que otros metales pesados, en distancias de hasta 60 km desde el punto de emisión. Otra fuente la podría constituir la utilización de agroquímicos. La manera más frecuente de eliminar los efectos tóxicos de Ni son: elevar el pH del suelo y la adición de calcio (Riverón, 1994; Tamariz, 1996). Su acumulación en el suelo va a depender, principalmente, de las prácticas culturales que se ejercen en la zona de cultivo, tal es el caso de la fertilización excesiva con fertilizantes

fosfatados que pueden contener de 30 a 1000 mg de Ni/kg de fertilizante (Alloway, 1990), además de la utilización de aguas residuales para riego.

Al comparar las concentraciones de Ni obtenidas en los suelos de la zona de estudio con los intervalos reportados como normales por Bohn *et al.*, (1985) de 10 - 100 mg/kg, y de 5 a 150 mg/kg de acuerdo a lo reportado por Kabata-Pendias y Pendias, (1992), se observa que los suelos analizados presentan concentraciones que están dentro de estos rangos reportados como normales. Las concentraciones fluctúan de 4.10 mg/kg (Sitio 142) a 56.50 mg/kg (Sitio 121), con un valor medio de 19.57 mg/kg, para todos los sitios analizados. Este elemento también mostró relación con la fracción arcillosa del suelo, pues parte de este metal debe estar adsorbido en las arcillas ($r = 0.38$, $P < 0.01$), lo cual además se apoya en la correlación obtenida entre el Ni total y la C.I.C.T. ($r = 0.43$, $P < 0.01$). En general, la movilidad de los metales se incrementa cuando el suelo presenta alta capacidad de intercambio catiónico total, especialmente, en el caso del Ni y Co (Alloway, 1990), pues conforme se incrementa la concentración de cationes en la solución del suelo, aumenta la posibilidad de que sean intercambiados (Foth, 1990). Por otra parte, el Ni mostró tener afinidad con otros metales como el Fe ($r = 0.44$, $P < 0.01$), el Mn ($r = 0.34$, $P < 0.01$), el Cu ($r = 0.34$, $P < 0.01$), y el Zn ($r = 0.30$, $P < 0.01$), todos en forma total, lo cual confirma lo reportado en la literatura.

Los Vertisoles presentaron, en promedio, mayor contenido de Ni total (22.58 mg/kg) que los Planosoles (12.0 mg/kg).

Las concentraciones de Ni biodisponible fluctuaron de 0.27 a 2.73 mg/kg (Tablas 10, 11 y 12). El Ni en forma disponible confirmó lo observado con el Ni en forma total, con relación al hecho de que parte del metal debe estar fuertemente retenido por la arcilla y, otra parte, débilmente retenido por ésta para que constituya la fuente del metal biodisponible. Lo anterior se observó a través de las correlaciones entre Ni disponible y el contenido de arcilla ($r = 0.33$, $P < 0.01$) y la C.I.C.T. ($r = 0.39$, $P < 0.01$). El Ni disponible confirmó las afinidades mostradas con el Ni en forma total ya mencionadas.

En los suelos regados con aguas residuales el Ni tuvo valores de concentración que variaron de 6.2 mg/kg (sitio 66) a 56.1 mg/kg (sitio 115) presentando los mismos fenómenos de asociación ya mencionados anteriormente. También se observó que, una buena parte del Ni total y quizás todo el disponible, se encuentra fuerte y débilmente retenido, respectivamente, en la fracción arcillosa del suelo, como lo muestran las correlaciones respectivas del Ni tanto con la arcilla ($r = 0.45$, $P < 0.01$) como con la C.I.C.T. ($r = 0.44$, $P < 0.05$). Por otra parte, también se observaron las mismas afinidades del Ni con otros elementos como el Fe, Mn, Cu y Zn en forma total como disponibles. Los sitios que presentaron mayor concentración de este metal en forma total fueron el sitio 51A (54.45 mg/kg) localizado cerca del tanque de agua de San Cristóbal y el sitio 115 (56.05 mg/kg) localizado cerca del poblado San Angel, sitios que pueden estar recibiendo material procedente de las partes altas, o pueden estar siendo afectados tanto por la carretera 37 estatal, como por el agua que proviene del Río Turbio.

En los suelos que son regados con agua de pozo las concentraciones variaron de 5.5 mg/kg (sitio 138) a 51.8 mg/kg (sitio 97). El Ni sólo mostró afinidad por el Fe ($r = 0.40$, $P < 0.01$) y por el Cr ($r = 0.42$, $P < 0.01$) ambos en forma total. Sin embargo, cuando se evalúan el Ni y Cr en forma disponible se observa una relación inversamente proporcional ($r = -0.61$, $P < 0.01$), lo que puede deberse a que la disponibilidad del Cr depende del contenido de materia orgánica, material que es relativamente bajo en estos suelos,

mientras que, la disponibilidad del Ni depende del contenido de arcillas, material que es muy abundante en los mismos. Los sitios que presentaron las concentraciones más elevadas de este metal son el 126, 214, 118, 108 y 97 (de 24.0 a 51.83 mg/kg). Todos estos suelos se localizan a lo largo del cauce del Río Turbio y el sitio 60 (24.20 mg/kg) se encuentra cercano al canal Cinco de Mayo.

En los suelos de temporal el Ni tuvo concentraciones (4.1 – 56.5 mg/kg) muy similares a las que presentaron los grupos anteriores, lo que hace suponer que la distribución de Ni en toda la zona de estudio se debe a las propiedades químicas y mineralógicas de los suelos. En este grupo de suelos el metal también mostró estar fuerte y débilmente adsorbido en la fracción arcillosa de los suelos, de manera que, una buena parte del metal determinado como total se encuentra fuertemente retenido en esta fracción, mientras que, el Ni determinado como biodisponible se encuentra débilmente retenido en la misma fracción arcillosa. Lo anterior fue señalado a través de las correlaciones del Ni total con la arcilla ($r = 0.62$, $P < 0.05$) y con la C.I.C.T. ($r = 0.65$, $P < 0.05$), así como del Ni disponible con la arcilla ($r = 0.69$, $P < 0.01$) y con la C.I.C.T. ($r = 0.74$, $P < 0.01$). Por otra parte, el metal en forma disponible mostró tener las mismas afinidades mencionadas anteriormente, esto es, con Mn ($r = 0.67$, $P < 0.05$), Cu ($r = 0.73$, $P < 0.01$) y Pb ($r = 0.82$, $P < 0.01$). Las bajas concentraciones del elemento se observan en los sitios 142, 143 y 141 (4.10 a 5.50 mg/kg). El sitio 121 es el que presenta la mayor concentración del metal (56.50 mg/kg) y se localiza muy cerca del Río Turbio.

Mediante el análisis estadístico "t" de student se determinó que no existe diferencia significativa entre las tres zonas de estudio con relación a su contenido promedio de Ni en forma total y disponible.

8.2.8 COBALTO

El cobalto es abundante en rocas sedimentarias presentándose en un rango de 0.1 a 20 mg/kg, y parece estar muy asociado con minerales arcillosos y materia orgánica (Kabata-Pendias y Pendias, 1992). El interés por este elemento radica en la importancia que presenta desde el punto de vista de la nutrición animal; además, puede resultar ser un elemento esencial para las plantas (Graña *et al*, 1991; Chapman y Pratt, 1973).

La concentración de Co total en los suelos superficiales estudiados presentan una media de 11.17 mg/kg, con un rango que va de 2.10 mg/kg (Sitio 143) a 34.30 mg/kg (Sitio 60). Estos valores de concentración caen dentro del rango reportado como normal el cual es de 1 - 40 mg/kg (Bohn *et al.*, 1985). A través del análisis de correlación múltiple realizado con todos los datos de Co se observó la afinidad que tiene este elemento por el Fe ($r = 0.46$, $P < 0.01$), lo que se debe a que los óxidos de Fe tienen una elevada afinidad por la adsorción selectiva de Co; sin embargo, en los suelos enriquecidos con Mn, la asociación del Co con éste domina sobre otros factores que pudieran gobernar la distribución de Co (Kabata-Pendias y Pendias, 1992). Esto también fue observado a través de la correlación más fuerte que se presentó entre el Co y Mn ($r = 0.76$, $P < 0.01$). El ciclo geoquímico del Co está unido al Fe y Mn, su distribución en el suelo está fuertemente determinada por los óxidos de Mn y por la presencia de materia orgánica y arcillas. La montmorillonita y la illita así como la materia orgánica presentan una gran capacidad de adsorción de Co así como una fácil liberación de este elemento (Tamariz, 1996). Por otra parte, el Co mostró también una gran afinidad por el Ni ($r = 0.66$, $P < 0.01$).

El cobalto total de los Vertisoles (12.01 mg/kg), nuevamente presentó mayor contenido del metal, en comparación con los Planosoles (9.1 mg/kg).

Kabata-Pendias y Pendias (*op cit*) reportan el rango promedio de Co disponible en suelos que es de 7.9 a 8.2 mg/kg. Mientras que, Shacklette y Boerngen (1984) citados por Logan y Traina (1993) reportan hasta 9.1 mg/kg. En los suelos de la zona de estudio se presenta un valor mínimo de 0.25 mg/kg y un máximo de 2.06 mg/kg de Co disponible. Las concentraciones de Co biodisponible determinadas en estos suelos están por debajo del rango antes mencionado, lo cual pudiera ser de importancia si se considera que los suelos de esta región, también, son utilizados para la obtención de forraje para alimento de ganado. El Co disponible de estos suelos está correlacionado con los carbonatos alcalino-térreos ($r = 0.33$, $P < 0.01$) los cuales, aparentemente, están interviniendo en la ligera adsorción del Co. Por otra parte, también mostró su afinidad por el Mn ($r = 0.38$, $P < 0.01$), el Cu ($r = 0.30$, $P < 0.01$), el Pb ($r = 0.43$, $P < 0.01$) y el Ni ($r = 0.59$, $P < 0.01$), todos en forma disponible.

Al hacer un análisis de los diferentes grupos de suelos con relación a su diferente tipo de agua para riego se observó que, en los suelos que son regados con aguas residuales se pone de manifiesto el fenómeno de adsorción de Co en la fracción arcillosa del suelo, como ocurre en el caso del Ni. Lo anterior fue indicado a través de las débiles pero significativas correlaciones entre las variables mencionadas, Co y arcillas ($r = 0.38$, $P < 0.05$), Co y C.I.C.T. ($r = 0.38$, $P < 0.05$). En este grupo se mantiene la afinidad del Co por los óxidos de Fe ($r = 0.64$, $P < 0.01$) y de Mn ($r = 0.70$, $P < 0.01$), además, de la del Co por el Cu ($r = 0.50$, $P < 0.01$) y por el Ni ($r = 0.91$, $P < 0.01$), esta última señala que existe una similitud, en general, en la distribución de Ni y Co en la corteza terrestre (Kabata-Pendias y Pendias, 1992), pues la correlación se presenta también entre los mismos elementos en forma disponible, aunque con menor fuerza ($r = 0.49$, $P < 0.01$).

En estos suelos, regados con aguas residuales, los contenidos de Co total fluctuaron entre 5.5 y 19.6 mg/kg, las mayores concentraciones corresponden a los sitios 116, 112, 115 y 51A con concentraciones que van de 17.10 a 19.60 mg/kg, de los cuales el 116 (17.0 mg/kg) se ubica en una localidad muy cercana al arroyo la Presa Vieja. Los sitios 112 y 115 se encuentran entre la carretera 37 estatal y el Río Turbio, el 51A cerca del poblado San Cristóbal. Sitios que, posiblemente, estén siendo afectados tanto por el agua proveniente del acueducto y del Río Turbio, como por la carretera.

En los suelos que son regados con agua de pozo el Co presentó valores que variaron de 4.0 a 34.3 mg/kg. Este elemento parece estar ligeramente influenciado por los valores de pH del suelo ($r = -0.44$, $P < 0.01$), presentándose una mayor cantidad del metal en los suelos que tienden a la acidez, lo cual concuerda con lo reportado por McLaren *et al.* (1986) quienes encuentran que la sorción de cobalto se incrementa en un rango de pH de 4.5 a 7.0. El metal mostró su afinidad con el Fe ($r = 0.38$, $P < 0.01$), el Mn ($r = 0.81$, $P < 0.01$), y el Ni ($r = 0.54$, $P < 0.01$) en forma total. Con el Mn ($r = 0.40$, $P < 0.01$), Ni ($r = 0.53$, $P < 0.01$), Cr ($r = -0.74$, $P < 0.01$) y Pb ($r = 0.48$, $P < 0.01$) en forma disponible. Los sitios que presentaron la mayor concentración del elemento fueron el sitio 126 (20.7 mg/kg) ubicado cerca del Río Turbio, el 124 (24.4 mg/kg) ubicado cerca de la carretera estatal 37, y el sitio 60 (34.3 mg/kg) ubicado cerca del canal Cinco de Mayo.

Los contenidos de Co en los suelos de temporal variaron de 2.1 a 19.3 mg/kg, valores bajos que son muy semejantes a los encontrados en los suelos regados con agua residual, por lo que se podría señalar alguna influencia de la fertilización orgánica o

inorgánica en los suelos regados con agua de pozo. Los sitios 65, 85 y 121 son los que presentaron la mayor concentración de Co con 12.20, 17.10 y 19.30 mg/kg, respectivamente. En este grupo de suelos también se observa el fenómeno de adsorción sobre la fracción arcillosa, pues el Co en forma total se correlaciona con el contenido de arcillas ($r = 0.74$, $P < 0.01$) y con la C.I.C.T. ($r = 0.74$, $P < 0.01$), la forma disponible se correlaciona también con el contenido de arcillas ($r = 0.61$, $P < 0.01$) y con la C.I.C.T. ($r = 0.63$, $P < 0.01$). Por otra parte, el metal muestra su afinidad con otros metales como el Fe ($r = 0.62$, $P < 0.05$), Mn ($r = 0.73$, $P < 0.01$) y Ni ($r = 0.79$, $P < 0.01$) en forma total; y con el Mn ($r = 0.68$, $P < 0.05$), Cu ($r = 0.62$, $P < 0.05$), Pb ($r = 0.82$, $P < 0.01$) y Ni ($r = 0.97$, $P < 0.01$) en forma disponible.

No se observaron diferencias significativas entre el contenido promedio de Co total y disponible proveniente de los tres grupos de suelo analizados.

8.3 ÍNDICES DE CONTAMINACIÓN DE LOS SUELOS

Uno de los objetivos del presente trabajo fue determinar la situación de esta zona, respecto a su potencial de toxicidad por metales pesados. Existen en la actualidad, criterios aceptados internacionalmente para evaluar el potencial tóxico de los suelos. Uno de estos criterios es el denominado "Equivalente de zinc", basado en datos experimentales, según los cuales se obtiene que la toxicidad potencial del Cu y Ni es dos y ocho veces, respectivamente, superior a la del Zn. Según este criterio, aquellos suelos que presenten valores por arriba de 250 mg/kg de equivalente de zinc, pueden considerarse potencialmente tóxicos (Chumbley, 1971). Otro de los criterios es la relación metal extraíble/metal total denominada "Disponibilidad relativa" expresada en porcentaje, que se evalúa para cada uno de los metales de interés. Este último, es considerado como un indicador de la biodisponibilidad de los elementos, porque las formas extraíbles son capaces de ser absorbidas por los vegetales. Además, esta relación proporciona información acerca de la movilidad de los elementos en el suelo (Cala *et al.*, 1985)

8.3.1 EQUIVALENTE DE ZINC

En la Tabla 13 se observan los resultados obtenidos al calcular los índices de contaminación propuestos para los suelos analizados y agrupados de acuerdo al tipo de agua que se emplea para el riego de los mismos.

Dentro de los valores obtenidos del equivalente de zinc en los suelos de toda la zona de estudio, se obtuvo un valor mínimo de 109.1 mg/kg (sitio 4) y un máximo de 584.6 mg/kg (51A). Acorde con este criterio se observó que varios sitios presentaron valores superiores a los 250 mg/kg, por lo tanto, esos suelos pueden ser considerados como potencialmente tóxicos y, algunos de ellos, superan por mucho a este valor mencionado como límite. El valor medio de este índice en toda la zona fue de 269.95 mg/kg. Se observaron 36 sitios que son potencialmente tóxicos según el equivalente de Zn, lo cual representa el 46.7 % del total. Destacan los sitios 4, 51, 51A, 97, 11, 112, 115, 121 y 149, debido a que sus índices sobrepasan los 400 mg/kg siendo, en su mayoría, sitios pertenecientes al grupo de suelos que son regados con aguas residuales.

El equivalente de zinc se correlacionó de manera positiva y altamente significativa con la C.I.C.T. ($r = 0.48$, $P < 0.01$) y con la arcilla ($r = 0.41$, $P < 0.01$), además de correlacionarse con metales totales tales como el Fe ($r = 0.51$, $P < 0.01$), Mn ($r = 0.33$, $P < 0.01$), Cu ($r = 0.50$, $P < 0.01$), Zn ($r = 0.52$, $P < 0.01$), Ni ($r = 0.96$, $P < 0.01$) y con el Co ($r = 0.62$, $P < 0.01$) indicando la gran afinidad entre estos elementos.

Los suelos regados con aguas residuales presentaron valores de este índice entre 124.5 y 584.6 mg/kg por lo que pueden ser calificados, en conjunto, como suelos potencialmente tóxicos. Se observaron 17 sitios con valores de equivalente de zinc por arriba del límite señalado, lo cual representa el 63 % del total de sitios pertenecientes a este grupo de suelos.

Los suelos regados con agua de pozo presentaron valores de este índice que fluctuaron entre 125.5 y 512.4 %. En este caso, el 43.6 % del total de sitios de este grupo son los que sobrepasan el valor límite. No ocurriendo lo mismo en el grupo de suelos de temporal donde, únicamente, se presentan dos sitios que sobrepasan el valor límite de 250 mg/kg

Tabla 13. Índices de contaminación en suelos del Estado de Guanajuato, Méx.

Tipo de riego	Sitio	Relación extraíble /total (%)								Equiv. de Zinc (mg/kg)
		Fe	Mn	Cu	Zn	Cr	Pb	Ni	Co	
Agua Residual	1	0.194	34.86	11.41	6.38	0.43	5.67	8.32	21.43	197.68
	1A	0.106	24.28	14.42	2.15	2.17	8.09	7.09	25.63	173.92
	2	0.137	20.44	14.91	2.03	2.30	6.56	0.13	30.12	197.60
	3	0.098	11.43	4.88	0.95	0.69	3.08	3.26	8.79	389.46
	4	0.095	10.20	4.58	0.49	0.74	4.05	3.41	8.99	427.04
	8	0.110	7.85	13.45	2.63	0.97	5.43	5.38	22.14	182.56
	47	0.032	2.32	7.83	1.09	0.45	2.72	11.91	19.07	279.00
	51	0.036	10.71	7.45	0.70	0.25	2.93	6.87	12.94	505.00
	51A	0.043	8.29	9.05	0.98	0.24	2.02	4.20	7.14	584.60
	66	0.027	4.39	8.02	1.27	1.44	8.78	27.25	24.50	151.30
	72	0.039	6.60	10.20	0.60	0.92	7.83	14.16	14.58	235.60
	75	0.045	5.42	7.64	1.45	0.64	5.21	5.97	9.93	381.50
	100	0.161	10.86	14.80	3.88	1.90	4.23	4.76	13.86	201.28
	104	0.048	16.74	8.73	1.16	1.83	4.32	5.33	9.15	218.50
	109	0.053	3.12	7.84	0.52	0.96	4.88	6.10	2.13	356.68
	110	0.062	6.34	6.79	0.66	0.96	5.35	7.02	3.61	319.34
	112	0.023	15.41	10.06	2.27	0.62	3.24	5.53	6.91	502.40
	115	0.082	5.32	5.22	0.58	0.62	7.52	4.13	4.63	574.66
	116	0.046	5.05	3.97	1.81	0.73	3.09	6.70	9.70	352.40
	120	0.060	13.09	2.29	0.90	8.38	3.08	7.62	10.41	272.60
	127	0.069	7.35	1.92	0.96	7.25	2.26	7.09	8.05	286.90
132	0.036	9.23	6.64	0.45	1.54	3.09	5.17	4.95	295.60	
133	0.040	7.75	11.25	4.33	2.88	5.10	5.71	5.34	124.50	
146	0.112	5.71	5.85	3.91	2.16	1.87	4.01	4.54	253.10	
147	0.210	7.76	4.19	4.37	2.92	1.53	6.83	4.15	235.70	
149	0.142	7.02	10.81	0.14	0.45	4.29	6.97	8.46	416.00	
215	0.048	4.07	6.87	0.65	0.25	6.03	6.77	3.90	337.24	
mínimo		0.023	2.32	1.92	0.14	0.24	1.53	0.13	2.13	124.50
máximo		0.210	34.86	14.91	6.38	8.38	8.78	27.25	30.12	584.60
media		0.080	10.06	8.19	1.75	1.65	4.52	6.95	11.3	313.04
D. S.		0.050	7.16	3.63	1.55	1.94	2.00	4.82	7.66	126.88
C.V. (%)		64.84	71.26	44.42	88.63	117.80	44.26	69.46	67.81	40.53
Agua de Pozo	55	0.042	10.84	8.29	1.50	0.76	3.69	12.87	16.57	241.30
	59	0.043	6.81	6.12	0.71	0.55	3.18	8.30	13.10	280.20
	60	0.044	1.09	4.94	0.97	0.69	1.67	6.07	3.32	282.00
	64	0.033	3.84	5.42	0.52	0.89	4.27	7.40	9.46	294.60
	81	0.037	4.45	7.16	0.58	1.02	2.82	9.67	8.18	228.70
	82	0.047	12.50	7.39	1.05	1.25	3.77	13.16	13.64	215.20
	95	0.063	9.24	6.10	1.82	1.73	2.92	3.70	5.89	306.60
	96	0.117	9.60	5.63	0.38	1.06	4.86	3.14	13.84	223.28
	97	0.039	14.03	7.99	0.89	1.00	3.10	2.43	5.75	512.40
	98	0.053	8.87	8.12	0.94	1.67	2.33	6.30	5.68	183.20
	99	0.112	13.75	12.05	3.18	1.18	4.61	4.93	15.01	240.14
	103	0.059	7.22	5.02	0.66	0.91	5.00	4.85	5.57	302.30
	108	0.072	12.47	9.01	0.80	1.45	6.43	6.38	8.84	349.08
111	0.026	2.66	3.87	0.38	0.62	2.76	3.12	1.92	495.00	

Tabla 13. Continuación.

Tipo de riego	Sitio	Relación extraíble /total (%)								Equiv. de Zinc (mg/kg)
		Fe	Mn	Cu	Zn	Cr	Pb	Ni	Co	
Agua de Pozo	117	0.048	7.34	17.32	0.68	0.95	6.50	7.52	7.16	267.36
	118	0.046	5.66	7.15	0.61	0.65	6.70	5.11	6.00	340.74
	123	0.053	4.80	7.10	1.21	0.58	1.88	12.38	9.47	198.20
	124	0.036	17.95	4.92	0.57	1.46	4.71	4.09	3.81	310.60
	125	0.037	6.72	6.58	0.26	1.32	2.95	3.44	2.81	317.60
	126	0.060	10.22	9.27	0.97	2.13	7.51	2.20	2.34	281.90
	129	0.063	11.30	7.77	1.00	0.70	2.88	16.55	18.86	173.60
	130	0.042	16.70	9.50	2.15	0.44	3.88	17.24	21.84	186.90
	130A	0.064	20.39	6.53	1.24	0.50	3.80	23.00	18.79	137.60
	135	0.039	11.65	7.00	0.72	0.40	3.32	13.33	15.84	209.50
	136	0.061	9.59	7.01	0.21	1.94	2.99	6.47	8.25	254.80
	137	0.055	9.62	6.24	0.46	1.64	2.61	6.19	4.07	211.20
	138	0.181	11.01	3.92	3.70	2.52	2.41	8.18	8.80	125.50
	138A	0.070	5.93	10.70	0.75	3.69	3.50	2.54	1.59	222.00
	140	0.049	11.57	6.74	0.59	0.31	3.44	14.68	18.97	199.90
	144	0.072	9.28	9.07	0.79	0.24	3.23	11.83	14.73	208.30
	145	0.053	5.47	9.57	0.26	1.68	2.72	4.24	3.25	268.50
	148	0.071	15.57	10.97	1.38	0.30	3.42	14.72	19.88	215.20
	210	0.095	13.61	9.71	0.76	1.36	6.19	10.77	6.35	244.00
	211	0.045	11.35	9.20	0.74	1.14	5.43	4.42	19.10	217.44
	212	0.077	9.52	5.92	0.32	1.02	4.86	4.10	9.16	259.36
213	0.098	14.09	6.87	0.66	1.03	6.42	5.44	16.66	223.06	
214	0.066	4.15	7.23	0.83	0.72	5.21	6.83	6.00	304.20	
216	0.090	8.84	7.47	1.04	0.42	2.54	14.54	12.55	190.80	
217	0.076	11.09	6.92	1.10	0.62	3.03	15.78	19.57	177.00	
minimo		0.026	1.09	3.87	0.21	0.24	1.67	2.20	1.59	125.50
máximo		0.181	20.39	17.32	3.70	3.69	7.51	23.00	21.84	512.40
media		0.062	9.76	7.64	0.96	1.09	3.94	8.41	10.32	253.83
D. S.		0.030	4.26	2.46	0.72	0.69	1.47	5.09	6.08	78.95
C.V. (%)		46.26	43.59	32.16	74.64	63.00	37.35	60.49	58.89	31.10
Temporal	53	0.040	5.73	7.05	0.64	0.94	3.44	11.69	14.77	215.70
	65	0.047	7.51	7.91	0.72	0.93	3.16	10.42	11.39	234.10
	85	0.041	4.01	6.80	1.09	1.46	2.52	9.86	7.83	213.90
	101	0.115	8.87	3.02	1.08	1.27	3.10	11.75	11.86	180.30
	121	0.059	11.25	10.90	0.93	0.72	8.85	3.43	7.25	557.50
	134	0.049	4.75	8.10	0.47	2.01	2.75	6.63	6.66	175.90
	141	0.406	12.28	3.20	2.00	3.54	2.61	6.18	5.66	125.30
	142	0.325	9.23	3.28	1.49	3.52	3.42	6.58	7.39	122.50
	143	0.061	13.20	3.75	3.47	3.48	2.66	7.05	18.09	109.10
	218	0.072	4.72	5.18	0.73	1.33	2.75	4.01	4.89	209.10
	219	0.027	4.37	4.61	0.57	1.73	2.95	4.50	4.25	291.70
minimo		0.040	4.01	3.02	0.47	0.72	2.52	3.43	4.25	109.10
máximo		0.406	13.2	10.90	3.47	3.54	8.85	11.75	18.09	557.50
media		0.113	7.81	5.80	1.20	1.90	3.47	7.46	9.09	221.37
D. S.		0.120	3.37	2.55	0.87	1.09	1.81	3.01	4.39	123.97
C.V. (%)		113.57	43.15	44.01	73.04	57.62	52.12	40.41	48.28	56.00

D. S. = Desviación estándar.

C. V. = Coeficiente de variación.

de equivalente de Zn, siendo el sitio 121 (557.5 mg/kg) y el 219 (291.7 mg/kg), lo cual representa el 18.2 % del total de suelos de temporal.

Mediante la prueba de "t" de student, se observó que no existen diferencias significativas entre los valores medios de este índice provenientes de los tres grupos de suelos. Esta prueba señala que aparentemente los 3 grupos de suelo son muy semejantes con relación a su nivel de contaminación. Presentando los siguientes coeficientes de variación para cada grupo, en suelos regados con agua residual fue de 40.53%, en suelos regados con agua de pozo fue de 31.1% y en suelos regados con agua de temporal de 56%. Sin embargo, cabe señalar que la mayoría de los suelos regados con aguas residuales presentan altos índices de equivalente de zinc, no ocurriendo lo mismo con los otros 2 grupos. Algunos de los suelos que son regados con agua de pozo presentan altos índices de contaminación que pudieran ser debidos al intenso uso de fertilizantes desde hace aproximadamente, 40 años. Dentro de los suelos catalogados como de temporal, la presencia de 2 sitios con altos índices de contaminación puede ser debida a alguna fuente antropogénica muy local. En el caso del sitio 121, probablemente, la información acerca del tipo de riego no fue la correcta, pues su ubicación podría sugerir el empleo de aguas residuales para el riego, ya que se localiza muy cerca del Río Turbio. El sitio 219, probablemente, se vea afectado por la carretera, muy transitada, que comunica a San Francisco del Rincón con Manuel Doblado, o bien, por la presencia de un banco de material que se encuentra muy cerca de este sitio.

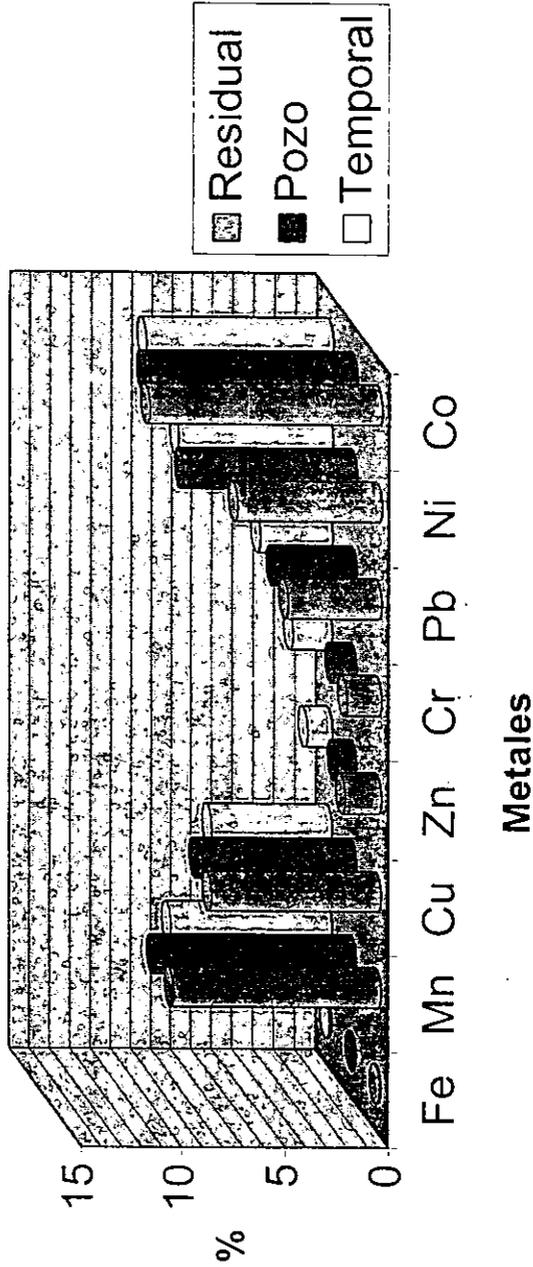
La característica del suelo que más influyó para tener altos índices de contaminación, evaluada a través del Equivalente de zinc, fue el contenido de arcillas, lo cual se observó por el coeficiente de correlación obtenido entre el Equivalente de zinc y el contenido de arcilla en todos los sitios estudiados ($r= 0.41$, $P<0.01$) y entre las mismas variables pero en el grupo de suelos regados con agua residual ($r= 0.39$, $P<0.05$) y en el grupo de suelos de temporal ($r= 0.65$, $P<0.05$).

8.3.2 DISPONIBILIDAD RELATIVA DE LOS METALES PESADOS

Con objeto de evaluar la solubilidad, movilidad y biodisponibilidad de los diferentes elementos, se calculó la relación extraíble/total para cada elemento y sitio. Un aspecto importante en este sentido, fue determinar qué cantidad del metal presente en los suelos está disponible para que pueda ser absorbido por la planta. Los valores de la disponibilidad relativa calculada de esta manera para cada grupo de suelo de la zona de estudio se presentan en la Tabla 13, incluyéndose los valores de las medias de la relación para cada elemento con objeto de observar las posibles diferencias o semejanzas en cuanto al grado de disponibilidad de los metales pesados.

En la gráfica 1 se observa que la disponibilidad relativa de todos los metales, es muy baja, ya que sólo alcanza el 11.3 % como máximo, indicando que las formas químicas solubles y extraíbles con DTPA de estos metales pesados no se encuentran en niveles elevados, por lo cual se podría suponer que las plantas de cultivo de esta región no absorben cantidades significativas de estos elementos. Esta baja solubilidad de los metales puede ser debida a las propiedades químicas de los suelos como son su alto contenido de material arcilloso y sus valores de pH por arriba de la neutralidad, principalmente.

Gráfica 1. Disponibilidad relativa de metales pesados en suelos del Estado de Guanajuato.



En promedio, la disponibilidad relativa de los metales en toda la zona de estudio presentó el siguiente orden: $\text{Co} > \text{Mn} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Cr} > \text{Zn} > \text{Fe}$. El Co y Mn son los metales pesados que, de forma general, tienen un mayor grado de solubilidad en los suelos de esta región y, por el contrario, el Cr, Zn y Fe son los metales que parecen estar en formas más insolubles. Esta baja disponibilidad y/o solubilidad en elementos tales como el Zn y el Fe puede acarrear problemas de deficiencia de estos micronutrientes en los cultivos, que podrían llegar a causar disminución en los rendimientos.

El orden de los metales de acuerdo a su grado de disponibilidad promedio en cada uno de los grupos de suelo fue el siguiente:

Suelos regados con agua residual: $\text{Co} > \text{Mn} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Pb} > \text{Zn} > \text{Cr} > \text{Fe}$

Suelos regados con agua de pozo: $\text{Co} > \text{Mn} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Cr} > \text{Zn} > \text{Fe}$

Suelos de temporal: $\text{Co} > \text{Mn} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Cr} > \text{Zn} > \text{Fe}$

Los elementos de mayor disponibilidad en los 3 grupos de suelo fueron el Co y el Mn, y el de más baja disponibilidad fue el Fe (Gráfica 2 y 3).

Al comparar los valores de disponibilidad relativa de los elementos por grupos se observa que los suelos regados con agua residual son los que presentaron los valores más altos para la mayoría de los elementos (Co, Cr, Ni, Mn, y Zn), es decir, varios suelos de ese grupo tuvieron la mayor solubilidad de los metales.

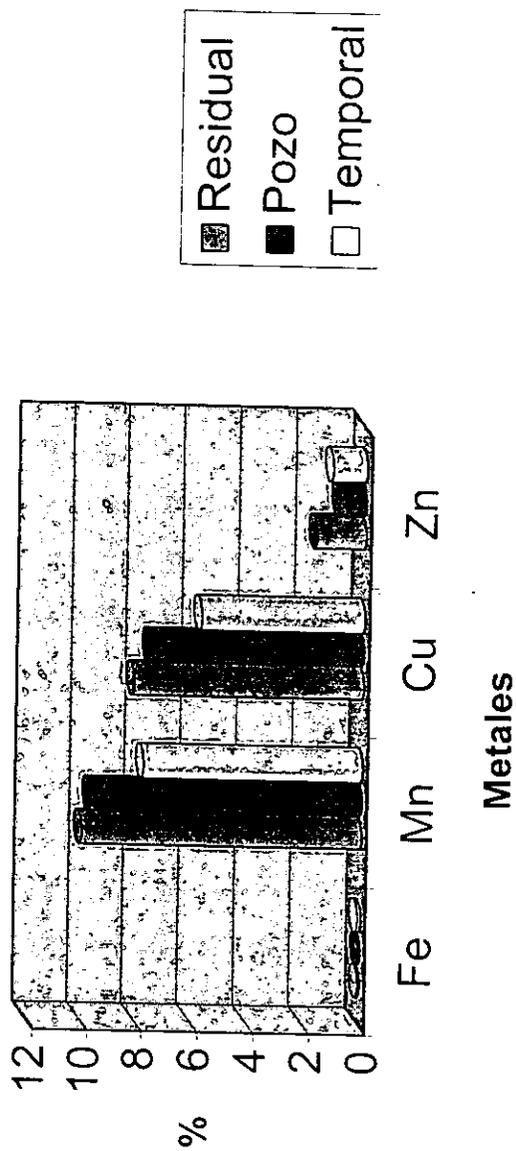
Hierro

La disponibilidad relativa del Fe varía desde 0.023 % hasta 0.406 %, con un valor medio de 0.075%. Mediante la Prueba de "t" se obtuvo que existe diferencia significativa entre la disponibilidad relativa del Fe de los suelos regados con agua residual (0.08 %) y la obtenida en los suelos de temporal (0.11 %) ($t_{\text{cal}}=161.197$, $gI=11.53$, $P=0.01$), y entre los suelos regados con agua de pozo (0.06 %) y los suelos de temporal (0.11 %) ($t_{\text{cal}}=165.501$, $gI=10.32$, $P=0.01$). La característica del suelo que influyó, principalmente, en la disponibilidad del Fe fue la materia orgánica ($r=0.71$, $P<0.01$), pues se observó que los suelos con relativamente altos contenidos de material orgánico también tuvieron altos porcentajes de disponibilidad del metal. Este material orgánico proporciona a la planta el poco Fe soluble que se determinó como extraíble con DTPA. También el pH del suelo influyó en la disponibilidad del Fe, aunque en menor grado ($r=-0.30$, $P<0.01$).

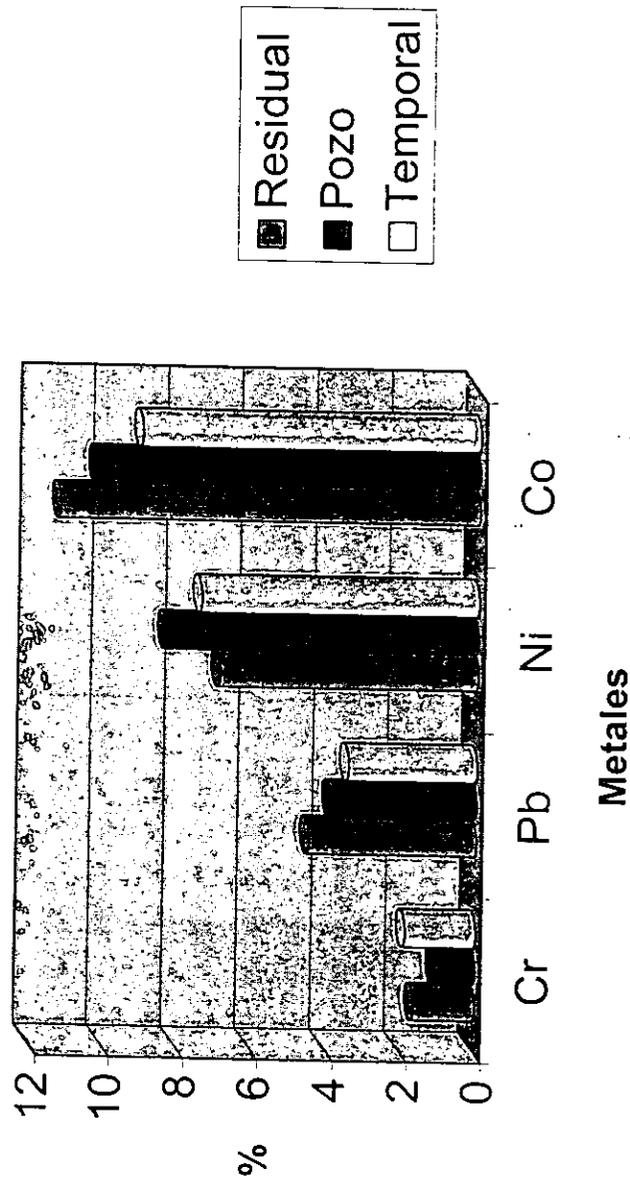
Manganeso

El porcentaje de metal disponible para las plantas varía desde 1 hasta 35 % con un valor medio de 9.6 %. Mediante una Prueba de "t" se obtuvo que los valores medios de disponibilidad relativa que presentaron diferencias significativas fueron los provenientes de los suelos regados con agua residual (10.05 %) y de los suelos de temporal (7.81 %) ($t_{\text{cal}}=4.859$, $gI=37.56$, $P<0.01$), y entre los suelos regados con agua de pozo (9.76 %) y los suelos de temporal (7.81 %) ($t_{\text{cal}}=5.744$, $gI=48$, $P=0.01$). La característica del suelo que más influyó en la disponibilidad de este elemento fue también la materia orgánica ($r=0.66$, $P<0.05$). Este elemento que mostró altos valores de disponibilidad en estos suelos, quizás forme complejos órgano-minerales solubles que puedan ser asimilados por las plantas.

Gráfica 2. Disponibilidad relativa de algunos metales pesados en suelos del Estado de Guanajuato.



Gráfica 3. Disponibilidad relativa de algunos metales pesados en suelos del Estado de Guanajuato.



Cobre

La disponibilidad relativa de este metal varió de 1.92 % a 17.32 %. Sólo se observaron diferencias significativas entre los valores promedio de disponibilidad de los suelos regados con agua residual (8.19 %) y los suelos de temporal (5.80 %) ($t_{\text{cal}}=12.472$, $gl=36$, $P=0.01$), y entre los suelos regados con agua de pozo (7.64 %) y los suelos de temporal (5.80 %) ($t_{\text{cal}}=18.391$, $gl=48$, $P=0.01$). Las características del suelo que más influyeron en la disponibilidad de este elemento fueron el pH ($r=0.79$, $P<0.01$) y el contenido de arcillas ($r=0.67$, $P<0.05$), solo que en este caso del Cu, el pH influyó en forma contraria que en el caso del Fe, pues con el Cu se encontró que con valores altos de pH hay mayor disponibilidad del elemento. Al parecer el Cu disponible es proporcionado por la fracción arcillosa de estos suelos.

Zinc

Los valores de disponibilidad relativa del Zn variaron de 0.14 % a 6.4 %. Al realizar la Prueba de "t" para comparar los valores medios de disponibilidad del Zn se encontró que solo la diferencia entre el valor de los suelos regados con aguas de pozo (0.96 %) y el de los suelos de temporal (1.20 %) es significativa ($t_{\text{cal}}=6.645$, $gl=48$, $P=0.01$). La principal característica que influyó en la disponibilidad de este metal fue el pH ($r=-0.70$, $P<0.01$), pues con valores bajos de pH se encontró mayor disponibilidad, como en el caso del Fe, ya que de acuerdo a la bibliografía, la solubilidad del Zn^{+2} es altamente dependiente del pH y disminuye su solubilidad conforme incrementa el pH. A pH 5, la concentración de Zn^{+2} en solución es de aproximadamente 10^{-4}M (6.5 mg/kg) y a valores de pH 8 es de 10^{-10}M (0.007 mg/kg) (Mordvedt *et al.*, 1983). Otra característica que también influyó fue la materia orgánica ($r=0.43$, $P<0.05$) la cual retuvo la fracción extraíble de Zn.

Cromo

La disponibilidad del Cr varió de 0.24 % a 8.38 %. Al comparar los valores promedio de disponibilidad de los 3 grupos de suelo mediante una prueba de "t", se observaron diferencias significativas solo entre los suelos regados con aguas residuales (1.65 %) y los suelos de temporal (1.9 %) ($t_{\text{cal}}=46.765$, $gl=36$, $P=0.01$), y entre los suelos regados con agua de pozo (1.09 %) y los suelos de temporal (1.9 %) ($t_{\text{cal}}=82.446$, $gl=12.47$, $P=0.01$). La característica del suelo que favorece una mayor solubilidad del Cr en estos suelos es el pH ($r=-0.63$, $P<0.05$). Por otra parte, la materia orgánica parece que retiene la fracción extraíble o biodisponible de este metal ($r=0.42$, $P<0.01$).

Plomo

Los valores de disponibilidad relativa de Pb variaron de 1.53 % a 8.85 %. Comparando los valores promedio de disponibilidad de los 3 grupos de suelo se observó que hay diferencia significativa entre los suelos regados con agua residual (4.52 %) y los suelos de temporal (3.47 %) ($t_{\text{cal}}=43.375$, $gl=36$, $P=0.01$), y entre los suelos regados con agua de pozo (3.94 %) y los suelos de temporal (3.47 %) ($t_{\text{cal}}=58.229$, $gl=48$, $P=0.01$). La fracción extraíble o biodisponible de Pb parece estar retenida en los carbonatos alcalino-térreos de los suelos ($r=0.38$, $P<0.01$) lo cual también fue indicado por los valores de pH ($r=0.56$, $P<0.01$).

Níquel

La disponibilidad relativa de Ni presentó valores de 0.13 % a 27.25 %. Existen diferencias entre los valores medios de disponibilidad de Ni de los suelos regados con agua residual (6.95 %) y los suelos regados con agua de pozo (8.41 %) ($t_{\text{cal}}=1.167$, $gl=64$, $P=0.01$), y entre los suelos regados con agua residual (6.95 %) y los suelos de temporal (7.46 %) ($t_{\text{cal}}=16.958$, $gl=36$, $P=0.01$), ocurriendo lo mismo entre los suelos que son regados con agua de pozo (8.41 %) y los suelos de temporal (7.46 %) ($t_{\text{cal}}=15.627$, $gl=48$, $P=0.01$). No se observó claramente la influencia de alguna característica del suelo en la disponibilidad de este metal.

Cobalto

La disponibilidad relativa de este elemento varió desde 1.6 % hasta 30.12 %. Se observaron diferencias significativas entre los suelos regados con agua residual (11.3 %) y los suelos de temporal (9.1 %) ($t_{\text{cal}}=85.172$, $gl=36$, $P=0.01$), y entre los suelos regados con agua de pozo (10.32 %) y los suelos de temporal (9.1 %) ($t_{\text{cal}}=107.40$, $gl=48$, $P=0.01$). La fracción extraíble o biodisponible de este elemento parece estar retenida en los carbonatos alcalino-térreos ($r=0.46$, $P<0.01$).

9. CONCLUSIONES

Las características físicas de los suelos analizados, los determina como suelos de colores oscuros y por presentar considerables contenidos de arcillas, son pesados y de difícil manejo, con grietas que se forman al secarse.

Las propiedades químicas de los suelos mostraron condiciones favorables para una óptima nutrición vegetal, ya que tienen una alta capacidad de intercambiar cationes, así como valores de pH ligeramente alcalinos, lo cual indica buen abastecimiento de sales de Ca, Mg y K.

Las texturas que dominan en la zona de estudio son las clasificadas dentro de las Arcillas para los Vertisoles, mientras que, en los Planosoles se encuentran texturas Francas y arcillosas.

El pH de los suelos fue variable, presentándose desde suelos ácidos hasta extremadamente alcalinos. Aunque, en general, la mayoría de ellos son ligeramente alcalinos, resultando ser el valor óptimo para la mayoría de los cultivos.

El contenido de materia orgánica presentó valores variables, existiendo desde suelos pobres en este material hasta suelos considerados como extremadamente ricos, lo cual se asoció a la aplicación de abonos o residuos vegetales en el terreno de cultivo.

Se presentaron rangos variables de C.I.C.T., encontrándose en suelos de textura arcillosa los valores más altos.

El nivel de fertilidad proporcionado por los contenidos totales de los cuatro micronutrientes (Fe, Mn, Cu y Zn), señalan que son suelos pobres en Fe, pues las concentraciones de Fe total están por debajo del rango considerado como normal. De igual forma, la concentración de la fracción disponible de Fe es insuficiente, en la mayoría de los sitios estudiados.

Todos los suelos analizados presentan concentraciones normales de Mn total y disponible, así como con los contenidos totales de Cu y Zn. Sin embargo, al igual que con el Fe, el Zn en forma disponible se mostró insuficiente en muchos sitios de la región.

Un elemento importante que debe contener el forraje para el alimento del ganado es el Co cuya fracción disponible se encontró por debajo del rango normal.

El efecto de las aguas residuales no fue muy evidente, pues algunos suelos regados con este tipo de agua mostraron contenidos de metales semejantes a los que se encontraron en suelos regados con agua de pozo y en suelos de temporal. Por lo tanto, están influyendo otros factores como heterogeneidad en la calidad del agua, frecuencia de riegos, tiempo de la parcela de estar sujeta a este tipo de agua, etc.

La retención o acumulación de los metales en estos suelos fue debida a la presencia de altos porcentajes de arcilla, pues además de las correlaciones obtenidas, se observó mayor contenido de Fe, Mn, Cu, Zn, Cr, Ni y Co en Vertisoles que en Planosoles.

Todos los elementos mostraron una baja disponibilidad en la mayor parte de la región estudiada. Esto significa un bajo riesgo de contaminación a la cadena trófica.

La disponibilidad relativa del Fe, Mn, Zn y Cr se ve favorecida por una disminución del pH, como consecuencia del aumento en el contenido de la materia orgánica. Este material orgánico proporcionó la fracción disponible de estos metales.

De los 8 elementos estudiados, el Cr fue el único que presentó concentraciones por arriba de lo normal. Sin embargo, a través del equivalente de Zn se logró diferenciar a los sitios con mayor influencia antropogénica, producto del empleo de aguas residuales, así como de la aplicación de fertilizantes abonos y plaguicidas.

El equivalente de zinc fue considerado el índice más adecuado para señalar las regiones con suelos potencialmente tóxicos, en donde habría que tener un mayor control y seguimiento de la calidad de esos suelos.

10. SUGERENCIAS

Debido a que las plantas pueden considerarse como un reservorio intermediario a través del cual los metales pesados de fuentes primarias o contaminantes son transferidos al hombre, resultaría importante establecer la relación de metales suelo-planta. Es decir, determinar si los cultivos de la región no son afectados por la presencia de los metales pesados, pues quizás la técnica empleada en este estudio para determinar la fracción disponible de los metales no haya sido la más adecuada para este tipo de suelos.

Así también analizar la calidad del agua de riego, tanto en agua residual como de pozo, en zonas de cultivo, con la finalidad de obtener con más claridad el grado en que puede estar interviniendo ésta en la incorporación de metales traza a los suelos, o bien, si intervienen en mayor medida las actividades humanas ejercidas sobre ellos.

11. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ***Allaway, B. J.** 1990. Heavy metals in soils. Blackie, John Wiley and Sons Inc. New York. 339 pp.
- ***Amirjanian, G. A.** 1994. The influence of the industrial pollution on the some indices of soil fertility. Volumen 2b Comisión I: Poster sessions 15° Congreso Mundial de la Ciencia del Suelo. México. International Society of Soil Science and the Mexican Society of Soil Science. INEGI. y CNA. 290-291p.
- ***Armienta, H. A.** 1992. Contribución al estudio de los mecanismos de transporte de Cr en el acuífero de León, Guanajuato. Unidad de ciclos profesionales y de posgrado. Colegio de Ciencias y Humanidades, UNAM. México. 208 pp.
- ***Armienta, M. A., N. Cenicerros, R. Rodríguez, O. Cruz, F. Juárez y A. Aguayo.** 1995. Movilidad del cromo en suelos contaminados de León, Guanajuato. Actas INAGEQ, 1 (1995), 19-22.
- ***Bohn, H. L., Mc Neal, B. L. and O. Connor, G. A.** 1985. Soil Chemistry. John Wiley and Sons Inc. New York. 341 pp.
- ***Bourgi, A.C.M.** 1995. Speciation of heavy metal in soils and groundwater and implications for their natural and provoked movility. In: **Solomons, W., Förtner, U. and Mader P.** Heavy Metals Problems and solutions. Springer. Germany. 19-31 p.
- ***Bowen, H. J. M.** 1979. Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press, London. 234-245 p.
- ***Broyer, T. J. C. and R. Paull.** 1972. Some aspects of lead in plant nutrition. Plant soil. 36: 301-313.
- ***Buckman, H. O. y Brady, N. C.** 1985. Naturaleza y propiedades de los suelos. UTEHA. México. 590 pp.
- ***Buol, S. W., Hole, F.D. y McCracken, R.J.** 1988. Génesis y clasificación de suelos. Trillas. México. 417 pp.
- ***Cajuste, L. J. y Carrillo, G. R.** 1991. La contaminación por metales pesados en suelos agrícolas y aguas residuales. Primer Simposio Nacional de Agricultura Sostenible. Colegio de Postgraduados. México. 237-246 p. ^(a)
- ***Cajuste, L. J., R. Carrillo G., E. Cota G. and R. J. Laird.** 1991. The distribution of metals from wastewater in the Mexican Valley of Mezquital. Water, Air and Soil Pollution. 57-58:763-771. ^(b)
- ***Cala, R. V., Rodríguez, S. J. y Guerra, D. A.** 1985. Contaminación por metales pesados en suelos de la Vega de Aranjuez. (I) Pb, Cd, Cu, Zn, Ni y Cr. Anal. Edaf. Agrobiol. 1595-1608 pp.
- ***Cavazos, T. y Rodríguez, O.** 1992. Manual de prácticas de Física de Suelos. Trillas. México. 19-25 p.

- *CETENAL. 1973. Carta edafológica SAN ROQUE DE TORES. F-14-C-51. Primera impresión. Escala 1:50 000. Secretaría de Programación y Presupuesto.
- *CETENAL. 1980. Carta edafológica LEÓN. F-14-C-41. Segunda impresión. Escala 1:50 000. Secretaría de Programación y Presupuesto.
- *CETENAL. 1982. Carta edafológica MANUEL DOBLADO. F-14-C-61. Segunda impresión. Escala 1:50 000. Secretaría de Programación y Presupuesto.
- *CETENAL. 1978. Carta topográfica SAN ROQUE DE TORRES. F-14-C-51. Tercera impresión. Escala 1:50 000. Secretaría de Programación y Presupuesto.
- *CETENAL. 1978. Carta topográfica LEÓN. F-14-C-41. Tercera impresión. Escala 1:50 000. Secretaría de Programación y Presupuesto.
- *CETENAL. 1988. Carta topográfica MANUEL DOBLADO. F-14-C-61. Tercera impresión. Escala 1:50 000. Secretaría de Programación y Presupuesto.
- *Chapman, D. H. y Pratt, P. F. 1973. Métodos de análisis para suelos, plantas y aguas. Trillas. México. 195 pp.
- *Chumbley, C. G. 1971. Permissible levels of toxic metals in sewage used on agricultural land. ADAS Advisory Paper N^o 10, MAFF, London. 1-12 p.
- *Duffus, J. H. 1983. Toxicología ambiental. Omega. Barcelona. 173 pp.
- *Errecalde, M. F., Boluda, R., Lagarda M. J. y Farré R. 1991. Índices de contaminación por metales en suelos de cultivo intensivo: Aplicación en la Comarca de L'Horta (Valencia). Suelo y Planta. 1:483-494. Madrid, España.
- *FAO-UNESCO. 1990. Mapa Mundial de Suelos. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma. 40-65 p.
- *Fassbender, H. W. 1987. Química de suelos. IICA. Costa Rica. 398 pp.
- *Fergusson, J. E. 1990. The heavy elements: chemistry environmental impact and health effects. Pergamon Press. Oxford. 614 pp.
- *FitzPatrick, E. A. 1985. SUELOS. Su Formación, Clasificación y Distribución. C.E.C.S.A. México. 430 pp.
- *Flores, D. L., Hernández, S. G., Alcalá, M. R. y Maples, V. M. 1992. Total contents of cadmium, copper, manganese and zinc in agricultura soils irrigated with wastewater from Hidalgo, México. Rev. Inter. Contam. Ambiental. 8(1):37-46.
- *Flores, D. L., Maples, V. M. y Alcalá, M. R. 1991. Algunos metales pesados del Distrito de Desarrollo Rural 063, Estado de Hidalgo. Convención sobre la evolución geológica de México. Primer Congreso Mexicano de Mineralogía. Instituto de Geología, UNAM. México. 50-51 p.

- *Foth, H. D. 1990. Fundamentals of soil science. John Wiley and Sons Inc. New York. 360 pp.
- *Galantini, J. A., Rosell, R. A. y J. O. Iglesias. 1994. Determinación de materia orgánica empleando el método de Walkley y Black en fracciones granulométricas del suelo. Bahía Blanca, Argentina. (In) Ciencia del Suelo. 12:81-83.
- *Galván, R. R., Azanza, J. J. y Camacho, A. C. 1988. Los Municipios de Guanajuato. Enciclopedia de los Municipios de México. Vol. II. CNEM; Secretaría de Gobernación. México. 10-167 p.
- *Galvao, L. A. C. y Corey, G. 1987. Cromo. Serie Vigilancia 5. Centro panamericano de Ecología Humana y Salud. OPS. OMS. México. 66 pp.
- *García de M. E. y Falcón de G. Z. 1993. Atlas. Nuevo Atlas Porrúa de la República Mexicana. Porrúa. México. 219 pp.
- *García, Z. A. y Morales A. A. 1986. Caracterización de algunos suelos cultivados con aguacate y su estado nutricional, en la zona de Nepantla, Estado de México. Tesis de Licenciatura, E.N.E.P. Zaragoza. U.N.A.M. México. 128 pp.
- *Graña, M. J., M.T. Barral, F. E. Guitián y F. Guitián. 1991. Formas de cobre, níquel y cinc en horizontes superficiales de suelos. Suelo y Planta. 1:467-482. Madrid, España.
- *Gutiérrez, E. M. 1990. Los residuos sólidos peligrosos. (Un riesgo sin solución?). Ciencias (20):31-36.
- *Gutiérrez, R. M. 1982. Estudio del contenido de iones inorgánicos y sus interacciones en suelos y plantas de los distritos de riego 03 y 08. Tesis de Maestría. Facultad de Química, U.N.A.M. México.
- *Haan, F. A. M. y P. J. Zwerman. 1976. Pollution of soil. In: G. H. Bolt y M. G. M. Bruggenwert (Eds.). Soil Chemistry. Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdam.
- *Hansen, A. M., León, Z. A. y Bravo, I. L. 1995. Fuentes de contaminantes y enriquecimiento de metales en sedimentos de la cuenca Lerma-Chapala. Ingeniería Hidráulica en México. 10 (3): 55-69.
- *Hatton, D. and Pickering, W. F. 1980. The effect of pH on the retention of Cu, Pb, Zn and Cd by clay-humic acid mixtures. Water, Air and Soil Pollution. 14: 13-21.
- *Hernández, S. G. 1995. Degradación de suelos: otro enfoque. Simposium Universitario de Edafología. Facultad de Ciencias, UNAM. México. 25-27 p.
- *Hernández, S. G., Maples V. M., Celada T. E. 1991. Dinámica acumulativa de Cd, Co, Cr y Pb en tres series de suelos del Distrito de Desarrollo Rural 063, Estado de Hidalgo. Convención sobre evolución geológica de México. 1er. Congreso Mexicano de Mineralogía. Instituto de Geología, UNAM. México. 77 p.

ESTA TESIS NO DEBE SALIR DE LA BIBLIOTECA

- *Hernández, S. G., Maples, V. M., Hernández, S. D., Solorio M. G. y Villareal, L. G. 1990. Tendencia de la acumulación de metales pesados en los suelos del Distrito de Desarrollo Rural 063, Estado de Hidalgo, por efecto del riego con aguas negras. Primer Simposio Nacional sobre Degradación del Suelo. Instituto de Geología, UNAM. México. 46-47 p.
- *Inglés, A., M. Gómez y R. Nogales. 1992. Efecto del riego con aguas residuales urbanas depuradas sobre la disponibilidad de metales pesados para la planta. Suelo y Planta. 703-712 p.
- *Isaac, R. A. and Kerber, J. D. 1971. Atomic absorption and flame photometry: Techniques and uses in soil, plant and water analysis. In: L. M. Walsh (ed). Instrumental methods for analysis of soil and plant tissue. Soil Sci. Soc. Am, Inc. Madison, Wis.
- *Jackson, M. L. 1970. Análisis químico de suelos. Omega. Barcelona. 662 pp.
- *Kabata-Pendias, A. y H. Pendias. 1992. Trace elements in soils and plants. C.R.C. Press, 2nd edición, Boca Raton, Florida.U.S.A. 365 pp.
- *Kabata-Pendias, A. 1995. Agricultural problems related to excessive trace metal contents of soils. In: Salomons, W., Förstner, U. and Mader, P. Heavy Metals. Problems and solutions. Springer. Germany. 3-18 p.
- *Kennedy, J. B. y Neville, A. M. 1982. Estadística para Ciencias e Ingeniería. Harla. México. 468 pp.
- *Lacatusu, R. y Ghelase, I. 1994. Indicators on heavy metals abundance in soil. 15° Congreso Mundial de la Ciencia del Suelo. Acapulco, México. Vol. 3b, Comisión II: 188-189.
- *Lindsay, W. L. and W. A. Norvell. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. Soil Sci. Soc. Am. J. 42:421-428.
- *Logan, T. S. y S. J. Traina. 1993. Trace metals and agriculture soils. In: H. E. Allen, E. M. Perdue y D. S. Brown (Eds.). Metals in ground-water. Lewis publishers, Boca Raton, Fl. 309-339 p.
- *Loué, A. 1988. Los microelementos en agricultura. Ediciones Mundi-Prensa. España. 354 pp.
- *Martín, P. J. J. 1995. Consecuencias y acciones sobre la contaminación por metales en el Estado de Guanajuato. Actas INAGEQ. México. 1(1995), 1-5.
- *Martínez. M. 1978. Catálogo de nombres vulgares y científicos de plantas mexicanas. Fondo de Cultura Económica. México. 1220 pp.
- *Martínez, R. E., Bandala, G. E., Pérez, S. S. y Leal, A. M. T. 1995. Ftalatos en la Presa de Silva, Gto. Actas INAGEQ. México. 1(1995). 157-161.

- *Mascareño, C. F. 1974. Estudio preliminar sobre contaminación de los suelos y de la producción agrícola en el DDR 03 por el uso de aguas negras de la Ciudad de México. Tesis de maestría. Colegio de Postgraduados, Chapingo. México. 114 pp.
- *McLaren, R. G., Lawson, D. W. and Swift, R. S. 1986. Sorption and desorption of cobalt by soils and soil components. *Journal of Soil Science*. 37:413-426.
- *Mejía, B. M., Sánchez, B. S., Hernández, S. G., Flores, D. L., Villarreal, L. H. y Guajardo V. R. 1990. Heavy metals in corn (*Zea mays* L.) and lucerne (*Medicago sativa* L.) and its correlation with extractable metals. Primer Simposio Nacional sobre Degradación del Suelo. Instituto de Geología, UNAM. México. 42-43 p.
- *Méndez, G. T. 1982. Estudio sobre contaminación de suelos agrícolas del Valle del Mezquital, Hgo., por ABS, boro y metales pesados, por el uso de aguas negras de la Ciudad de México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México. 133 pp.
- *Méndez, T., Flores, A. y Palacios, S. 1994. Contamination by heavy metals (Pb, Cr, Co, Ni, Cd, Cu, Mn, Zn) in soils within the transect Tellez-Pachuca, Hidalgo State, México, due to use of wastewater for crop irrigation. 15º Congreso Mundial de la Ciencia del suelo. Acapulco, México. Vol. 3b, Comisión II: 396-397.
- *Miller, W. P. and McFee, W.W. 1983. Distribution of cadmium, zinc, copper and lead in soils of industrial northwestern Indiana. *Journal Environ. Qual.* 12(1):29-33.
- *Moreno, D. R. 1978. Clasificación de pH del suelo, contenido de sales y nutrientes asimilables. INIA, SARH. México.
- *Moreno, A. M., Pérez, L. y González, J. 1992. Relación entre los contenidos totales de Zn, Pb, Cu y Cd en los suelos y plantas. *Suelo y Planta*. 757-771 p. Madrid, España.
- *Mortvedt, J. J., Giordano, P. M. y Lindsay, W. L. 1983. Micronutrientes en agricultura. AGT Editor. México. 742 pp.
- *Murthy, A. S. P. 1988. Distribution, properties and management of vertisols of India. In: Stewart, B. A. (ed). *Advances in Soil Science*. Vol. 8. Springer-Verlag. New York.
- *Núñez, C. H. 1991. Diagnóstico y evaluación de los suelos salinos-sódicos de una zona templada en Chalco, Estado de México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, U.N.A.M. México. 78 pp.
- *Ortega, S. E. 1971. Contenido de Fe, Mn, Zn y Cu en algunos suelos del Delta del Río Fuerte. Tesis de licenciatura. Escuela Nacional de Agricultura, Chapingo. México. 63 pp.
- *Ortega, T. E. 1981. Química de suelos. Departamento de suelos. UACH. México. 417 pp.
- *Ortiz, V. B. y Ortiz, S. C. A. 1980. Edafología. 3ª edición. Chapingo, México. 331 pp.
- *Porta, C. J., López-Acevedo, R. M. y Roquero de L. C. 1994. Edafología. Para la agricultura y el medio ambiente. Ediciones Mundi-Prensa. España. 108-112 p.

- *Richards, L. A. (editor). 1974. Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. Limusa. México. 172 pp.
- *Rivero, S. O., Ponciano, R. G. y González, M. S. (editor). 1996. Los residuos peligrosos en México. PUMA, UNAM. México. 127 pp.
- *Riverón, N. L. 1994. Efecto de los metales pesados tóxicos en una plantación de coníferas en San Rafael, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, México. 122 pp.
- *Rzendowski, J. 1988. La vegetación de México. Limusa. México. 432 pp.
- *Secretaría de Programación y Presupuesto, Coordinación General del Servicio Nacional de Estadística, Geografía e Informática. 1980. Síntesis Geográfica de Guanajuato. SPP-INEGI. México. 198 pp.
- *Shuman, L. M. 1975. The effect of soil properties on zinc adsorption by soils. Soil Sci. Am. Proc. 39: 454-458.
- *Siebe, Ch., Jahn, R. y Stahr, K. 1995. Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo. Instituto de Geología, U.N.A.M. México. 53 pp.
- *Tamhane, R. V., D. P. Motiramani y P. V. Bali. 1978. Suelos: su química y fertilidad en zonas tropicales. Diana. México. 483 pp.
- *Tamariz, F. J. V. R. 1996. Contaminación de suelos agrícolas por metales pesados en el Municipio de Atlixco, Puebla. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias. México. 107 pp.
- *Tisdale, S. L. y Nelson, W. L. 1988. Fertilidad de suelos y fertilizantes. UTEHA. México. 760 pp.
- *Urbano-Terrón, P. y Rojo, H. C. 1992. Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas según Russell. Mundi-Prensa. España. 1045 pp.
- *Velázquez, H. A. y Hernández, S. 1991. Evaluación del contenido de metales pesados en suelo-planta por el uso de aguas residuales sobre el rendimiento y la calidad de los productos agrícolas en el Distrito de Desarrollo Rural Mixquiahuala (1ª etapa). Causas y consecuencias de la contaminación del suelo. Mesa Redonda. Chapingo, México. 43-45 p.
- *Villegas, S. M., H. N. Aguilera y D. L. Flores. 1978. Método simplificado de análisis para la clasificación granulométrica de los minerales del suelo. Revista del Instituto de Geología, UNAM. México. 2:188-193.
- *Walsh, M. L. 1972. Instrumental methods for analysis of soil and plant tissue. Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wisconsin, U.S.A. 222 pp.