

00369 5
2ij



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO**

**FACULTAD DE CIENCIAS
DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO**

**Contaminación de Suelos Agrícolas por
Metales Pesados en el Municipio
de Atlixco, Puebla.**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADEMICO DE

MAESTRO EN CIENCIAS

E D A F O L O G I A

P R E S E N T A

José Víctor Rosendo Tamaríz Flores

**DIRECTOR DE LA TESIS:
DR. GILBERTO HERNANDEZ SILVA**

MEXICO, D. F.

OCTUBRE 1996.

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

El presente trabajo se realizó bajo la asesoría del M.C. Ruben Guajardo Viera y del Dr. Gilberto Hernández Silva a quienes agradezco profundamente todos los consejos y ayuda que me brindaron durante la realización del mismo.

AGRADECIMIENTOS

**Al Departamento de Investigación en Ciencias Agrícolas
del Instituto de Ciencias de la Universidad Autónoma de Puebla**

**Al Departamento de Edafología del Instituto de Geología
de la Universidad Nacional Autónoma de México**

**Al Laboratorio de Investigación en Edafología de la Facultad de
Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma México**

**A la Dirección General de Intercambio Académico
de la Universidad Nacional Autónoma de México**

Mi reconocimiento y gratitud a los miembros de la Comisión Revisora, por sus valiosas sugerencias y recomendaciones

**M. en C. Nicolás Agullera Herrera
Dra. Norma Eugenia García Calderón
Dr. Gilberto Hernández Silva
M. en C. María de Lourdes Flores Delgadillo
M. en C. Miguel Ángel Valera Pérez
Dr. David Flores Román
M. en C. Laura Amada Reyes Ortigoza**

Con profundo agradecimiento al
Maestro Ruben Guajardo Viera
quién con su ejemplo, continua
alentando a las generaciones
que tuvimos la dicha de conocerlo

A la memoria del maestro
Nicolás Aguilera Herrera cuya
trayectoria académica y calidad
humana sirve de guía a todos
los dedicados a la edafología

CONTENIDO

ÍNDICE GENERAL

	Página
Resumen	5
I.- Justificación	7
II.- Antecedentes	
II-1.- Los metales pesados en el suelo.....	9
II-2.- Contenido de metales pesados en los suelos.....	10
II-3.- Fuentes de metales pesados en los suelos.....	11
III.- Contaminación de suelos por metales pesados.....	13
IV.- Toxicidad de los metales pesados.....	14
V.- Metodologías de evaluación de metales pesados en suelos..	18
VI.- Determinación cuantitativa de los metales pesados.....	21
VII.- Estudios realizados en México.....	22
VIII.- Generalidades de los metales pesados en estudio	
VIII.1.- Cadmio.....	23
VIII.2.- Cobre.....	25
VIII.3.- Cinc.....	27
VIII.4.- Manganeso.....	29
VIII.5.- Níquel.....	31
VIII.6.- Cobalto.....	32
VIII.7.- Hierro.....	33
VIII.8.- Cromo.....	36
VIII.9.- Plomo.....	38
IX.- Objetivos.....	40
X.- Hipótesis.....	41
XI.- Zona de estudio	
XI.1.- Ubicación	42
XI.2.- Relieve.....	42
XI.3.- Hidrología.....	42
XI.4.- Clima.....	45
XI.5.- Geología.....	45
XI.6.- Suelos.....	45
XI.7.- Situación del riego.....	49
XI.8.- Aspectos socioeconómicos.....	51

XII.- Metodología	
XII.1.- Muestreo.....	52
XII.2.- Método de extracción de metales pesados.....	54
XII.3.- Análisis físicos y químicos de suelos.....	55
XII.4.- Determinación cuantitativa de metales pesados.....	55
XII.5.- Análisis estadístico de resultados.....	56
XIII.- Resultados y Discusión	
XIII.1.- Propiedades físicas y químicas de los suelos.....	57
XIII.2.- Contenidos de metales pesados totales en suelos.....	61
XIII.2.1.-Resultados estadísticos.....	67
XIII.3.- Contenidos de metales pesados disponibles en suelos...	68
XIII.4.- Disponibilidad relativa de metales pesados.....	71
XIII.5.- Orden de disponibilidad de metales pesados.....	72
XIII.6.- Correlación entre los contenidos de metal pesado disponible y algunas propiedades de los suelos.....	74
XIII.7.- Contenido de metal pesado total en aguas de riego del municipio de Atlixco, Puebla.....	76
XIII.8.- Contenidos de metales pesados en cultivos del municipio de Atlixco, Puebla.....	78
XIV.- Conclusiones.....	80
XV.- Recomendaciones.....	82
Bibliografía.....	83
Apendices.....	94

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Concentración total de algunos metales pesados en suelos.....	10
Tabla 2. Contenido de algunos metales pesados en diferentes tipos de rocas..	11
Tabla 3. Contenido medio de metales pesados en suelos, rocas y el factor de enriquecimiento.....	12
Tabla 4. Fuentes de metales pesados de algunos productos de uso agrícola....	13
Tabla 5. Concentración máxima aceptable de metales pesados en suelos.....	15
Tabla 6. Efectos generales de la toxicidad de metales pesados sobre los cultivos.....	17
Tabla 7. Extractantes para diferentes metales pesados en suelos.....	19
Tabla 8. Métodos de extracción secuencial para metales pesados en suelos....	20
Tabla 9. Condiciones operacionales para la determinación de metales pesados por A.A.....	55

Tabla 10. Propiedades físicas y químicas de los suelos regados con agua de pozo.....	57
Tabla 11. Propiedades físicas y químicas de los suelos regados con aguas negras.....	58
Tabla 12. Propiedades físicas y químicas de los suelos regados con aguas mezcladas.....	59
Tabla 13. Propiedades físicas y químicas de los suelos de temporal.....	60
Tabla 14. Contenido de metales pesados totales en los suelos regados con agua de pozo.....	61
Tabla 15. Contenido de metales pesados totales en los suelos regados con aguas negras.....	63
Tabla 16. Contenido de metales pesados totales en los suelos regados con aguas mezcladas.....	64
Tabla 17. Contenido de metales pesados totales en los suelos de temporal.....	66
Tabla 18. Contenido de metales pesados disponibles en los suelos regados con agua de pozo.....	68
Tabla 19. Contenido de metales pesados disponibles en los suelos regados con aguas negras.....	69
Tabla 20. Contenido de metales pesados disponibles en los suelos regados con agua mezclada.....	70
Tabla 21. Contenido de metales pesados disponibles en los suelos de temporal.....	71
Tabla 22. Disponibilidad relativa de metales pesados en los suelos de Atlixco.....	72
Tabla 23. Coeficientes de correlación entre el metal disponible y pH, contenido de arcilla y contenido de materia orgánica.....	75
Tabla 24. Contenido promedio de metales pesados en aguas de uso agrícola del municipio de Atlixco.....	77
Tabla 25. Contenido promedio de metales pesados en los cultivos del municipio de Atlixco.....	78

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización del municipio Atlixco y principales comunidades.....	43
Figura 2. Hidrología y orografía del municipio de Atlixco.....	44
Figura 3. Climas del municipio de Atlixco.....	46
Figura 4. Geología del municipio de Atlixco.....	47
Figura 5. Suelos del municipio de Atlixco.....	48
Figura 6. Zonificación preliminar de la zona de estudio.....	50
Figura 7. Ubicación de las parcelas muestreadas en el municipio de Atlixco.....	53

RESUMEN

El grave deterioro que se presenta en las zonas de alta productividad agrícola por el empleo de aguas residuales, ya sean industriales o municipales, así como el uso excesivo de agroquímicos, se manifiesta en el incremento de los contenidos de metales pesados en los suelos

Incremento que conlleva un peligro potencial para la salud humana si estos contenidos llegan a superar los niveles permisibles. Los efectos de estos metales pesados cuando son incorporados a la cadena alimenticia de los organismos nos obligan a vigilar y evaluar constantemente los contenidos de estos metales pesados en los suelos.

El objetivo principal del trabajo es el evaluar el contenido de Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en los suelos de uso agrícola en el municipio de Atlixco, Puebla, en donde el uso de aguas negras y la aplicación de agroquímicos sin ninguna restricción, esta afectando la producción de hortalizas.

Además, se determina la disponibilidad relativa de los metales pesados, mediante la relación metal pesado extraído con DTPA/ metal pesado extraído con HNO₃, y se establece la correlación entre el contenido de metal pesado disponible con algunas propiedades químicas de los suelos.

Se diferenciaron cuatro tipos de parcelas en donde la aplicación de agroquímicos y el tipo de agua utilizada como riego son contrastantes: parcelas regadas con agua de pozo y aplicación de agroquímicos; parcelas regadas con aguas negras y aplicación de agroquímicos; parcelas regadas con aguas mezcladas (pozo y aguas negras) y aplicación de agroquímicos y suelos de temporal con baja aplicación de agroquímicos.

Los resultados obtenidos permiten señalar que los niveles de metales pesados se encuentran en los rangos normales según nuestras referencias utilizadas, para las parcelas regadas con agua de pozo, parcelas regadas con aguas mezcladas y parcelas de temporal. El Pb, Co, Cu y Ni sobrepasaron los límites permisibles en las parcelas regadas con aguas negras.

La disponibilidad relativa de los metales pesados se ubica en un rango menor al 36%, lo cual refleja que, actualmente, no se presenta un problema que afecte a los cultivos. El orden de disponibilidad relativa para los cuatro tipos de parcelas fue semejante.

La correlación entre el pH de los suelos y el contenido de metal pesado disponible no fue buena, lo que indica un comportamiento bastante complejo de los metales pesados en estos suelos. El Mn, Pb, Cu y Ni disponibles presentaron una buena correlación con el porcentaje de materia orgánica. Entre el contenido de arcilla y metal pesado disponible los coeficientes de correlación fueron bastantes bajos

Se puede establecer con base en el análisis estadístico, que el empleo de aguas negras es el factor que más influye en el contenido de metal pesado total en los suelos, por lo que se deben tomar las medidas pertinentes a fin de evitar una mayor acumulación de estos elementos.

Según la norma CECCA/001/89 las aguas utilizadas para riego sobrepasan los niveles máximos permitidos para Cu, Cr, Co, Ni, Pb y Fe.

Los cultivos presentan contenidos superiores a los reportados como normales para Cd, Co y Cr en las tres parcelas de riego. En los suelos de temporal el cultivo de maíz analizado excedió los límites normales para Cr, Cd, Cu, Mn y Ni. El frijol en estos suelos también sobrepasó los límites normales en el caso del Cd.

Se detectaron bajas concentraciones de Zn, principalmente en los suelos de temporal, lo que puede influir en la baja productividad en estos suelos, por lo que se requiere un estudio al respecto.

I.- JUSTIFICACIÓN

Dentro de los problemas que en los últimos años han tenido gran relevancia en nuestro país y en el mundo entero, es el deterioro de nuestro medio ambiente. La degradación de calidad de aire, aguas y suelos es un aspecto que en muchos países, así como en México, ha llegado a niveles alarmantes.

Si bien el deterioro del medio ambiente se inició cuando el hombre cambió el uso del suelo con fines agrícolas es, en las últimas décadas de este siglo, cuando los síntomas de este deterioro amenaza la existencia del propio hombre.

Comprender a la naturaleza como un conjunto de sistemas ecológicos altamente complejos, relacionados y que deben ser tanto manejados como conservados en un todo, ha permitido al hombre adquirir conciencia para realizar estrategias que detengan el deterioro de nuestro medio ambiente (Maass, 1990).

El suelo debe ser considerado como parte integral de los ecosistemas. Así que hablar de su manejo, deterioro, productividad y contaminación es hablar de todo el ecosistema. Extraer o introducir un componente al ecosistema sin que esto repercuta en la dinámica del mismo no es posible, de ahí que muchos problemas de contaminación de suelos sean consecuencia directa de no considerar propiedades y características de los ecosistemas.

En nuestro país se ha realizado en los últimos años un importante esfuerzo por evitar el deterioro del medio ambiente, sobre todo en la capital del país. La legislación sobre Ecología, medidas sobre la circulación de automotores y otras acciones sobre protección ecológica por parte de las diversas autoridades, demuestran una concientización cada vez mayor, ante el grave deterioro que sufre nuestro medio ambiente. Sin embargo, esto es aún insuficiente; faltan acciones integrales, de fondo, que realmente eviten que otras regiones del país lleguen a situaciones como las que vive nuestra capital.

El contenido de metales pesados en los suelos, se ha incrementado por diversos factores, entre los cuales podemos señalar:

- Uso indiscriminado de aguas de desecho urbanas e industriales para riego agrícola.
- Utilización sin precaución de insumos químicos.
- Incremento del grado de contaminación atmosférica en las zonas cercanas a las áreas agrícolas.

Por otro lado, las características propias de los metales pesados, hacen que éstos no puedan ser removidos de los suelos fácilmente y, por lo tanto, pueden ser asimilados por las plantas de manera que se acumulen en concentraciones que llegan a ser tóxicas para el propio cultivo o cuando éste sea consumido por otro eslabón en la cadena alimenticia.

En este trabajo se estudian los niveles de Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Ni, Mn, Pb y Zn, en los suelos de uso agrícola del municipio de Atlixco, Puebla.

Se evalúa la disponibilidad relativa de cada metal pesado expresada mediante la relación: metal pesado extraído con DTPA/ metal pesado extraído con HNO_3 .

Se determina la relación que existe entre el contenido de metal pesado disponible y algunas propiedades de los suelos, como son: pH, porcentaje de materia orgánica y porcentaje de arcilla.

Asimismo, se tendrán los datos iniciales del contenido de metales pesados que pueden servir de punto de partida en un monitoreo ambiental permanente en la zona, para vigilar la calidad de los productos agrícolas de la región y evaluar los niveles de acumulación de metales pesados en estos suelos.

Con los datos generados en este trabajo se espera contribuir a la resolución de la problemática que presentan los productores agrícolas de ésta región, limitados por el uso de diversos tipos de aguas de riego con las que cuentan desde hace 27 años y que puede llevarlos a disminuir de manera drástica su productividad.

II.- ANTECEDENTES

II:1.- Los metales pesados en los suelos.

Los metales pesados se consideran como contaminantes de sistemas acuáticos y terrestres debido a su persistencia y toxicidad a ciertas concentraciones. La transferencia a las cadenas alimenticias de nuestro ambiente es importante (Puvvers, 1977).

Los metales pesados pueden ser ingeridos en los alimentos después de que la planta los asimiló del suelo. La cantidad de metal en los tejidos vegetales depende de:

- 1.- La movilidad del metal pesado del suelo a la raíz de la planta.
- 2.- El paso del metal pesado a la membrana de las células epidérmicas de la raíz.
- 3.- El Transporte del metal pesado a partir de las células epidérmicas al xilema en el cual una solución de nutrimentos es transportada de la raíz al follaje.
- 4.- El traslado, posiblemente en el sistema de transporte del floema, de las hojas a los tejidos del almacenamiento normalmente usados como alimentos (frutos, semillas o tubérculos).

Cada una de estas etapas está fuertemente influenciada por la especiación química del metal pesado. La etapa limitante de la incorporación del metal a la cadena alimenticia es el movimiento de éste desde el suelo a la raíz de la planta. Dos son los procesos principales que actualmente se conocen: la convección o flujo de masas y la difusión. En el primero, el metal pesado se encuentra disuelto en la solución del suelo, la planta transpira agua para enfriar su follaje y entonces la raíz absorbe agua del suelo, moviéndose ésta del suelo hacia la superficie de la raíz. Este movimiento no garantiza la entrada a la raíz, dado que la membrana contiene proteínas transportadoras o receptores, las que no permiten el ingreso de algunos metales a la raíz, las raíces tienen mayor dificultad para transportar iones con cargas eléctricas elevadas (Chaney, 1988).

Para los elementos que se encuentran en bajas concentraciones en la solución del suelo, la convección de la solución del suelo a las raíces no transporta la cantidad suficiente del elemento para satisfacer los requerimientos de las plantas. Otros elementos son absorbidos fuertemente por la fase sólida del suelo que no permite que sean transportados por convección a la raíz, esto hace que se forme una zona de agotamiento en el suelo inmediatamente adyacente a la raíz, lo que origina un gradiente de concentración para los metales, entre las partículas del suelo que tienen adsorbidos a los metales y, la solución del suelo en contacto con las membranas de las células y las epidérmicas de la raíz.

Este gradiente de concentración produce el proceso de difusión. Si el camino de la difusión es corto y la velocidad del flujo iónico es grande, la difusión es una fuente adecuada de elementos nutritivos y de metales potencialmente tóxicos (Barber, 1984).

Muchos procesos importantes ocurren en el suelo, en la rizósfera. Si la velocidad de suministro por difusión es baja, la planta puede cambiar el medio ambiente de la raíz para

incrementar la difusión. Varios autores han establecido claramente que, el cambio del pH del suelo en la rizósfera y la segregación de agentes quelatantes, incrementa el movimiento de los metales de la rizósfera a las raíces; asimismo, cambia la especiación de los metales, lo que puede alterar la velocidad de difusión o la velocidad de absorción por las raíces (Lindsay 1979).

Un caso bastante conocido es el que se refiere al Fe, para el que se han descubierto dos formas principales en donde las plantas modifican su rizósfera para incrementar la disponibilidad del Fe; se les ha denominado "estrategias" para la obtención de Fe.

La dinámica de los metales en el suelo implica a un conjunto de reacciones, procesos y mecanismos que no están lo suficientemente discutidos, existiendo varios puntos de vista entre diversos autores.

II.2 CONTENIDO DE METALES EN LOS SUELOS

La composición química de los suelos es extremadamente diversa y está gobernada por varios factores; entre los más predominantes se encuentran, las condiciones climáticas y el tipo de material parental de donde se originan (Jenny, 1941).

Las propiedades que presentan son resultado de equilibrios entre las tres fases que lo componen, fase sólida - mineral y orgánica -, fase líquida y fase gaseosa, además del tipo de estructura mineral y el grado de dispersión de los componentes. Por lo tanto, hablar de concentraciones normales de metales es bastante complejo ya que éstas varían en cada suelo; no obstante, es importante contar con valores de fondo necesarios para cualquier evaluación del grado de contaminación de un suelo.

Numerosos trabajos han reportado valores promedio para suelos de todo el mundo, dichos valores dependen del método de extracción y técnica analítica utilizada para su determinación. En la tabla I se pueden obtener algunos ejemplos importantes.

Elemento	Podzoles	Cambisoles	Rendzinas	Chemozen	Histosoles
Cd	0.37	0.45	0.62	0.44	0.78
Co	5.5	10	12	7.5	4.5
Cr	47	51	83	77	12
Cu	13	23	23	24	16
Mn	270	525	445	480	465
Ni	13	26	34	25	12
Pb	22	28	26	23	44
Zn	45	60	100	65	50

Fuente: Kabata-Pendias y Pendias (1992).

II.3 FUENTES DE METALES PESADOS EN LOS SUELOS.

Podemos reconocer dos tipos de fuentes de metales en los suelos, las denominadas Naturales y las Antropogénicas.

II.3.1 FUENTES NATURALES

Todos los metales se encuentran en forma natural en los suelos mucho antes de que el hombre existiera y son liberados del material parental por intemperismo. Algunos efectos naturales en ocasiones provocan que incrementen los contenidos de estos metales en suelos; estos efectos son limitados en el tiempo y el espacio por lo cual sus límites pueden ser fácilmente visualizados y, en la mayoría de los casos, evitar daños.

En la tabla 2 se muestra la concentración de metales en algunos tipos de rocas que han sido reportados.

Tabla 2. Contenido de algunos metales pesados en diferentes tipos de rocas (ppm).					
Elemento	Rocas Igneas			Rocas Sedimentarias	
	granito	basalto	arenisca	caliza	esquisto
Fe	2.7	8.6	0.98	0.38	4.7
Mn	400	1500	10-100	1100	800
Cu	10	100	30	4	45
Zn	40	100	16	20	95

Fuente: Mortvedt J., Giordano P. y Lindsay, 1992.

En la tabla 3 se presenta el factor de enriquecimiento (FE) de algunos elementos, dicho factor puede servir de indicador para evaluar si existe una posible contaminación de acuerdo al valor.

El factor de enriquecimiento se define como la relación entre la concentración del metal en el suelo y rocas, expresadas ambas en las mismas unidades. El FE es una medida cuantitativa del enriquecimiento relativo (o agotamiento) de un elemento químico en el suelo comparando con el contenido inicial de la roca de donde se originó.

Dada la gran variabilidad de la composición tanto de los suelos como de las rocas, los valores de FE < 0.5 se interpretan como un agotamiento significativo del elemento en los suelos. FE entre 2 y 10 pueden indicar un enriquecimiento medio y valores de FE > 10 indican un fuerte enriquecimiento.

Tabla 3. Contenido medio de metales pesados en suelos y rocas y el factor de partición (F_p) (ppm).

METAL	SUELO	ROCA	F _p
Cr	54	100	0.54
Mn	550	950	0.58
Fe	26000	41000	0.63
Co	9.1	20	0.46
Ni	19	80	0.24
Cu	25	50	0.50
Zn	60	75	0.80
Cd	0.35	0.11	3.2
Pb	19	14	1.4

Fuente: Bowen H.J.M., 1979.

De acuerdo a este criterio el Cd está entre los elementos de un enriquecimiento medio, lo cual indica que debe de vigilarse en suelos de manera especial. Los demás metales están entre los elementos de agotamiento, por lo cual debemos esperar contenidos en los suelos menores que en las rocas y cualquier aumento en el contenido lo podemos atribuir a una fuente antropogenética, en la mayoría de los casos (Sposito, 1989).

II.3.2 FUENTES ANTROPOGENÉTICAS

Las diferentes actividades del hombre han provocado que los metales se encuentren en cantidades y formas que la naturaleza no ha originado, provocando efectos peligrosos en nuestros ecosistemas. Entre estas fuentes podemos señalar a las más importantes (Albert, 1985):

Fuentes Estacionarias	Fuentes Móviles	Prácticas Agrícolas
Minerías	Automotores	Uso de agroquímicos
Refinerías		Uso de aguas negras
Fundiciones		

La utilización de las aguas residuales para uso agrícola, ya sean urbanas o industriales, ha adquirido gran importancia dada la gran problemática del campo mexicano. También la utilización en zonas altamente productivas de insumos químicos como, plaguicidas y fertilizantes aplicados sin control (FAO, 1992).

En la tabla 4 se muestran algunas fuentes de contaminación por metales pesados de los suelos agrícolas.

Tabla 4 Fuentes de metales pesados de algunos productos de uso agrícola (ppm).

Metal	Agua Res.	Pest.	Fert.Fos.	Calizas	Fert.Nitr.	Estier.
Cd	2-1500	--	0.1-170	0.04-0.1	0.05-8.5	0.3-0.8
Co	2-260	--	1-12	0.4-3	5.4-12	0.3-24
Cr	20-41000	--	66-245	10-15	3-19	5-55
Cu	50-3300	12-50	1-300	2-125	1-15	2-60
Mn	60-3900	--	40-2000	40-1200	--	30-550
Ni	16-5300	--	7-38	10-20	7-34	7-30
Pb	50-3000	60	7-22	20-1250	2-27	6-15
Zn	700-49000	1-25	50-1450	10-450	1-42	15-250

Fuente: Kabata-Pendias y Pendias (1992).

III.- CONTAMINACIÓN DE SUELOS POR METALES PESADOS

El suelo es un componente específico de la biosfera porque es un depósito geoquímico de contaminantes y un regulador natural pues controla el transporte de elementos y sustancias a la atmósfera, hidrosfera y a la biota. Sin embargo, el papel más importante del suelo es su productividad, la cual es básica para la supervivencia del hombre. Mantener sus funciones ecológicas y agrícolas es nuestra mayor responsabilidad.

Entre los agentes químicos que más preocupación y atención han recibido en estudios de suelos se encuentran los denominados "metales pesados" dada su densidad relativa; ésto se debe a numerosos procesos biogeoquímicos en que intervienen y, a grandes alteraciones que provocan cuando sus niveles rebasan límites permitidos (Baber, 1984).

La acumulación de estos metales pesados en suelos provoca una disminución en su productividad, atentando de manera directa en la supervivencia del hombre. Esta acumulación se ve favorecida por las propiedades físicas y químicas de estos elementos y por los procesos de estabilidad que se dan con los diferentes componentes (Sparks, 1986).

La persistencia de metales pesados en suelos es mucho mayor que en cualquiera de los otros componentes de la biosfera. La contaminación del suelo por estos elementos parece ser virtualmente permanente; su concentración disminuye ligeramente por lixiviación, absorción por las plantas, erosión, etc.

Una idea al respecto nos la dan los valores de vida media de algunos metales; por ejemplo, para suelos en condiciones lisimétricas calculada por Imura, (1977), reporta para Cd una persistencia que va de 13 a 1100 años, el Zn de 70 a 510 años, Cu de 310 a 1500 años y para Pb de 740 a 5900 años.

Una recopilación de datos realizada por Bowen, (1979) acerca del tiempo de residencia de los metales en suelos de climas templados, determina que, para el Cd es de 75 a 380 años, para el Hg de 500 a 1000 años y para Ag, Cu, Ni, Pb, Zn y Se de 1000 a 3000 años.

En suelos tropicales los valores de lixiviación de estos elementos son más cortos y se calculan en alrededor de 40 años.

Estos valores indican que es realmente imposible pensar en una remoción completa de estos metales de los suelos y, por lo tanto, hacen pensar en una permanente contaminación de los suelos por estos agentes químicos.

El balance de entrada y salida de metales pesados en suelo muestra que su concentración superficial está incrementándose debido al desarrollo industrial y a la actividad agrícola. La composición química de los suelos superficiales puede ser modificada debido a efectos locales y a transportación de contaminantes desde largas distancias. Purves (1977) después de varios estudios concluye que se puede diferenciar entre un suelo urbano y un suelo rural con base en el contenido que presenten algunos metales pesados.

En Tokio, el incremento anual de metales debido a la contaminación atmosférica es estimada para el cadmio de 0.05 ppm para el plomo de 0.06 ppm y Mn alrededor de 0.5 ppm.

A nivel regional se puede evaluar más fácilmente la contaminación ya que los efectos de diversas fuentes tienen resultados significativos de manera inmediata y localizada, pudiéndose evaluar directamente el impacto que causan estos agentes en aguas, suelos, cultivos, animales e incluso en el hombre (Beckett, 1979).

Las fuentes más comunes de contaminación por metales en suelos son fundiciones, industrias metalúrgicas, vehículos automotores y la utilización de aguas residuales sin tratamiento.

IV.- TOXICIDAD DE LOS METALES PESADOS

La complejidad de las posibles reacciones que se dan en el heterogéneo sistema natural suelo, requiere de muchos datos para predecir las consecuencias ecológicas de los suelos contaminados por metales pesados, los cuales aparentemente producen cultivos normales potencialmente peligrosos para el consumo animal y humano.

Los niveles permisibles de los metales pesados en suelos de uso agrícola se pueden establecer con base en diversos criterios, variando ampliamente, como es posible observar en la tabla 5.

Los valores establecidos se dan, tomando en cuenta los diversos criterios de los autores. Las concentraciones máximas permitidas han sido establecidas en forma obligatoria para la

Tabla 8. Concentraciones máximas aceptables (CMA), de algunos metales pesados (ppm).

Metal	Daño Fitotox.	Produce. Sana	CMA de la CEE	CMA de Canadá
Cd	5	0	1	1.6
Co	50	0	0	20
Cr	100	0.05	50	120
Cu	100	23	50	100
Mn	--	1500	--	--
Ni	100	35	30	32
Pb	100	20	50	60
Zn	300	110	150	220

Fuente: Kabata-Pendias y Pendias H. 1992.

producción de alimentos agrícolas sanos en países como Canadá, Estados Unidos y la Comunidad Económica Europea; algunos valores coinciden para algunos metales pesados; en otros, las diferencias son grandes, debido a que no existen las mismas políticas de salud y, en otras ocasiones, tienen que contemplar problemas de competencia comercial.

Como se mencionó anteriormente, no es fácil establecer los límites tóxicos de los metales pesados sobre todo debido a que su dinámica en los suelos es muy compleja.

El destino de los metales pesados en el suelo depende de muchos procesos que se dan en él, entre los más importantes podemos señalar a los siguientes:

- Disolución
- Sorción
- Complejación
- Migración
- Precipitación
- Oclusión
- Difusión (al interior de los minerales)
- Formación de enlaces con la materia orgánica
- Absorción y sorción por la microbiota
- Volatilización

Todos estos procesos son gobernados por diferentes propiedades de los suelos de los cuales el pH y el potencial redox son los parámetros más importantes, además de la CIC, contenido de carbonatos, óxidos e hidróxidos de Fe y Mn y los minerales arcillosos que juegan un importante papel en el comportamiento de los metales pesados (Kloke, 1979).

Podemos darnos cuenta que es difícil establecer valores precisos de toxicidad de los metales pesados, sin embargo, para evaluar y aceptar valores que sean confiables, la evaluación deberá de hacerse tomando en cuenta:

- Contenido original de los metales pesados en los suelos
- Cantidad adicionada de todos y cada uno de los metales pesados
- Carga total acumulada de metales pesados
- Dosis limitantes de los metales pesados
- Equivalencia de toxicidad de metales pesados para plantas
- Valores umbral del contenido de metales pesados en suelos
- Relación relativa entre interacciones de los metales
- Caracterización del suelo (pH, carbonatos libres, % m.o., contenido de arcilla)
- Balace de entrada y salida de metales pesados
- Sensibilidad de la planta

El efecto ecológico de los metales pesados sobre los suelos es ampliamente conocido, sin embargo, no hay suficientes datos para establecer valores definitivos y criterios necesarios para proteger a los suelos del efecto a largo plazo que le produce la contaminación por metales pesados. Se han establecido valores preliminares que han servido de pauta para evaluar riesgos de contaminación; a estos valores se les denomina "trigger concentrations". Estas concentraciones varían ampliamente de un lugar a otro por las condiciones ecológicas. Un número de estándares ecológicos son también usados para evaluar los niveles de metales pesados en los suelos, entre los más usados tenemos a los siguientes:

- * Consecuencias ecológicas no observadas
- * Nivel del umbral "gatillo" (concentración bajo la cual el suelo puede ser considerado como no contaminado)
- * Aplicación anual permitida
- * Carga máxima permitida
- * Cantidad máxima acumulada
- * Nivel máximo recomendado de contaminante
- * Nivel de acción de "gatillo" (concentración arriba de la cual las medidas y tratamientos correctivos son necesarios)
- * Dosis letal para el ecosistema

Cabe mencionar que todos los valores anteriores se establecen para el contenido total del metal pesado y no para el contenido disponible (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Además para los países en desarrollo como el nuestro, estos estándares ecológicos no se han determinado.

Los desórdenes metabólicos de las plantas no sólo se deben a las deficiencias de micronutrientes sino también a sus excesos. En general, las plantas son mucho más resistentes a un incremento que a una disminución de algún nutriente. Los efectos tóxicos de un exceso de metales pesados son los siguientes:

- 1.- Cambios en la permeabilidad de la membrana celular
- 2.- Reacciones de los grupos tiol con cationes
- 3.- Competencia por sitios activos con los metabolitos esenciales
- 4.- Afinidad para reaccionar con grupos fosfatos y grupos activos de ADP y ATP
- 5.- Desplazamiento de iones esenciales.
- 6.- Ocupación de los sitios para grupos esenciales tales como fosfatos y nitratos.

El establecimiento de las concentraciones tóxicas y efectos de los metales pesados sobre las plantas es muy complejo, ya que la dependencia de los factores no puede ser estimada en forma lineal. Algunos autores han propuesto que la medida de las enzimas en la planta puede ser un criterio para evaluar el efecto fitotóxico de un suelo contaminado con metales pesados. La toxicidad del metal está reflejada por el incremento en la capacidad de varias enzimas, por ejemplo, la peroxidasa y deshidrogenasa (Kabata-Pendias y Pendias 1992).

La toxicidad de los metales está correlacionada con los siguientes factores:

- 1.- Electronegatividad de metales divalentes.
- 2.- Productos de solubilidad de los sulfuros.
- 3.- Estabilidad de los quelatos formados.
- 4.- Biodisponibilidad.

Se han propuesto diversos órdenes de toxicidad que dependen de cada planta y cada experimento; en forma general los más tóxicos son Hg, Cu, Ni, Pb, Co, Cd, Ag, Be y Sn.

En la siguiente tabla se presentan los efectos generales de la toxicidad de algunos metales pesados.

Tabla 6. Efectos generales de la toxicidad de metales pesados sobre cultivos.		
Metal	Síntomas	Cultivos sensibles
Cd	Color café en bordes de hojas, clorosis, reducción severa del crecimiento de las raíces, enrojecimiento de nervaduras y enrizado de hojas.	Leguminosas, rábanos, espinacas, zanahorias y avena.
Co	Clorosis intervenal en hojas jóvenes, clorosis férrica inducida, daños en ápices de raíces.	
Cr	Clorosis en hojas nuevas, necrosis de tejidos, mal desarrollo de raíces	
Cu	Color verde oscuro de hojas, clorosis férrica inducida, raíces pequeñas y disminución del cultivo.	Cereales y leguminosas, espinacas, cítricos, gladiolos.
Fe	Color del follaje verde oscuro, poco crecimiento del tallo y raíces.	Arroz y tabaco

Mn	Clorosis y necrosis de hojas maduras, color café-negro o rojo de tallos necróticos, acumulación de MnO ₂ en células epidérmicas, secado del ápice de hojas, desarrollo escaso de raíces y planta.	Cereales, leguminosas, papas, calabazas.
Ni	Clorosis intervenal, debido a clorosis de Fe inducida en hojas nuevas, hojas verde grisáceo, crecimiento impedido de raíces.	Cereales.
Pb	Hojas verde oseuro, follaje escaso, raíces pequeñas.	
Zn	Ápice clorótico y necrótico, clorosis intervenal en hojas nuevas, desarrollo retardado, raíces dañadas.	Cereales y espinacas

Fuente: Kabata-Pendias y Pendias, 1992.

V.- METODOLOGÍAS DE EVALUACIÓN DE METALES PESADOS EN SUELOS

Los estudios para evaluar los contenidos de los metales en los suelos han sido muy amplios, en los últimos años se han incrementado los trabajos para establecer una metodología que sea de uso internacional; sin embargo, no se ha logrado del todo. Los diferentes países han establecido normas propias que han sido adoptadas por otros sin llegar a ser normas internacionales. Amplias revisiones sobre las metodologías empleadas se han realizado por varios autores (Baber, 1984; Benton, 1991; Chaney, 1988).

En un inicio se hizo mucho énfasis para conocer el contenido total del metal en los suelos; no obstante, sus efectos en la disponibilidad para las plantas no era de mucha ayuda. Dicho análisis se realiza por una fusión con una sal alcalina o por digestión con ácidos inorgánicos o mezclas de ellos (Davies, 1980; Hamilton, 1980).

A medida que se logra conocer más de la química de estos metales en los suelos, se han encontrado diferentes formas del metal que se encuentra en íntima relación con los diferentes componentes tanto inorgánicos como orgánicos del suelo, por lo cual se emplearon diferentes soluciones extractoras, desde el agua, ácidos débiles, mezcla de ácidos, sales y en los últimos años, agentes quelatantes. Todo lo anterior con el objetivo de acercarse a las condiciones naturales del proceso suelo-metal-planta. Entre los extractantes más utilizados se pueden mencionar a los siguientes:

CaCl₂, (CH₃CO₂)₂Cu, (CO₂H)₂, (CO₂NH₄)₂, HNO₃, H₂O, DTPA, HONH₂HCl, Na-EDTA, HCl, Agua Regia, NH₄Ac, KNO₃, H₂O, NaOH, NaF.

Cada una de las técnicas propuestas se fundamenta en las características del metal pesado, del suelo, del método de cuantificación, etc. y muchas veces, en condiciones materiales de diversos laboratorios, lo que ha llevado a un gran número de metodologías propuestas para

cada uno de los metales pesados que se estudian y de donde podemos tomar la que más se adecue a nuestras condiciones. Un ejemplo de lo anterior se presenta en la Tabla 7.

EXTRACTANTE	METALES,
ÁCIDO CÍTRICO (0.095M, pH=2)	Cu, Ni y Mn
ÁCIDO ACÉTICO (0.42M)	Mn, Zn, Cu, Pb, Cr
HCl (0.5M, 1.0 M)	Cd, Pb, Ni, Zn, Cu
EDTA (0.05M)	Cd, Cu, Zn, Cr, Pb
Na ₄ P ₂ O ₇	Zn
DTPA	Cu, Zn, Mn, Fe, Pb, Cd
AGUA	Cu, Zn Y Mn
ACETATO DE AMONIO (0.5M)	Pb, Cd, Zn Y Mn
KNO ₃	Pb, Cd, Cu Y Cr
HNO ₃ (CONC. Y 4N)	TODOS
HNO ₃ + HClO ₄	TODOS
AGUA REGIA	TODOS
MgCl ₂	Pb, Ni, Zn, Cu
NaOH	Mn, Co
CaCl ₂	Zn, Cu, Ni
H ₂ O ₂	Pb, Cd
BaCl ₂	Co, Zn, Ni, Cr
HF	TODOS
HF + HClO ₄	TODOS
ÁCIDO NITROTRIACÉTICO(NTA)	Pb, Cu
HNO ₃ + H ₂ SO ₄	TODOS
HNO ₃ + HCl	TODOS

Fuente: Aller A.J. (1986).

En los últimos años se ha hecho énfasis en que, para tener un mejor conocimiento sobre el potencial de contaminación de los metales pesados en los suelos, se requiere hacer una extracción secuencial para evaluar el contenido del metal asociado a las diferentes fracciones orgánicas e inorgánicas que se encuentran en los suelos (Gunn, 1988).

Se han empleado diferentes metodologías que utilizan diversos extractantes para cuantificar el metal pesado en cada una de las fracciones siguientes:

- Metal soluble
- Metal intercambiable
- Metal adsorbido

Metal unido a materia orgánica
 Metal disponible
 Metal precipitado en carbonatos
 Metal precipitado en sulfuros
 Metal ocluido en óxidos e hidróxidos de Fe y Al
 Metal residual

Los diferentes métodos evalúan en una misma muestra las diferentes fracciones; hacen una relación con el contenido total y con el contenido en la planta para buscar una interrelación y, de esta manera, conocer la disponibilidad de cada metal pesado para los demás componentes del ecosistema. Para este fin, también se han establecido numerosas técnicas que varían en cuanto al extractante utilizado para cada fracción así como en el tiempo de agitación utilizado (Azpiazu, 1986).

Si bien las condiciones de la extracción secuencial tratan de acercarse al comportamiento químico de los metales pesados en el suelo, y evaluar también de manera más eficiente la distribución del metal en las diversas formas químicas en las que se encuentran unidas a los diferentes componentes del suelo, existe todavía un gran número de problemas que no han permitido que una técnica sea de uso general para todos los tipos de suelos y condiciones prácticas (Chang, 1984).

Las metodologías de mayor aceptación que se han utilizado en diversos países, dados los buenos resultados que se obtienen y la simplicidad del procedimiento, se presentan en la tabla siguiente:

Tabla 6. Métodos de extracción secuencial para metales pesados en suelos.				
Forma química	McLaren	Alloway	Petruzzelli	Sposito
Soluble	CaCl ₂	H ₂ O	H ₂ O	KNO ₃
Intercambiable	--	CaCl ₂	KNO ₃	--
Adsorbida	CH ₃ COOH	--	--	H ₂ O
Enlazada a M.O.	K ₄ P ₂ O ₇	K ₄ P ₂ O ₇ --	NaOH	--
Disponible	--	--	DTPA	--
Precipitada	--	--	--	Na ₂ EDTA
Ocluida	Ox-l *	D-Na ⁺	--	HNO ₃
Residual	HF	HNO ₃	++	--

Técnicas de extracción secuencial para fraccionar metales, también en todos residuales.

*. Mezcla de Ácido Oxálico y Oxalato de Amonio.

+. Mezcla de Clorhidrato de Hidroxilamina y Ditionito de Sodio en solución buffer de Acetato de Sodio.

++. La forma residual es determinada por sustracción de la suma de las demás formas químicas a partir de la concentración de metal pesado total.

Fuente: Mcgrath, 1985.

Existe una gran cantidad de técnicas, dado que varían las concentraciones, proporciones, etc.; sin embargo, las diferencias no son muy significativas, las variaciones propuestas por los autores persiguen el objetivo de mejorar la correlación entre la forma química extraída del metal y el contenido total, ya sea en experimentos de invernadero o parcelas de campo, que son estudiadas al incorporarles cantidades elevadas de lodos residuales con elevadas concentraciones de metales pesados (Tessier, 1979).

Otros estudios en este sentido, son la evaluación y comparación de la cantidad disponible de metal pesado para los cultivos. Diferentes autores han asociado a esta concentración, la cantidad extraída mediante el Ácido Dietilentríaminopentaacético (DTPA) (Aguilar, 1985).

Estos autores han establecido que dicho compuesto se acerca a las condiciones de absorción de las plantas, por lo cual se ha empleado para evaluar la disponibilidad de los metales en diferentes tipos de suelos (Harmsen, 1985).

VI.- DETERMINACIÓN CUANTITATIVA DE LOS METALES PESADOS

La cuantificación del metal pesado se hace por métodos espectrofotométricos, en especial en los últimos años se utilizan técnicas instrumentales muy avanzadas, como la fluorometría, medición en plasma, medición en spin-electrón, etc. Sin embargo, sigue siendo de una amplia utilización la espectrofotometría de absorción atómica, ya que es muy confiable y la mayoría de los laboratorios tienen posibilidades de utilizarlo. Esta técnica analítica es bastante precisa y confiable, además de que en los últimos años se le han acoplado otros instrumentos que incrementan su campo de acción, así como la rapidez del método (Davies, 1980).

Las técnicas de separación se han aplicado para obtener las diferentes formas del metal en los suelos y, así, tener una mayor seguridad de trabajar con fracciones más puras, químicamente.

Un aspecto importante, son los trabajos que se han hecho para estudiar las diferentes formas químicas del metal pesado en los suelos "metal speciation", ya que se ha comprobado que estas formas químicas gobiernan la movilidad y fitodisponibilidad del metal pesado, así como el tiempo de residencia del contaminante en las diversas fases del suelo.

Las reacciones involucradas y los factores que las afectan han sido estudiadas recientemente, lográndose establecer algunos principios, mecanismos y modelos, incluyendo programas computacionales, que nos permiten comprender los procesos tan complejos que se dan en los suelos. No obstante, aún falta mucho por precisar y no se ha logrado tener una explicación completa de los fenómenos involucrados (Banin, 1988; Hickey, 1984).

VII.- ESTUDIOS REALIZADOS EN MÉXICO

En nuestro país son escasos los estudios para evaluar los contenidos de metales pesados en suelos agrícolas; en general se han abordado casos muy particulares como sucede en la contaminación por Cr en el Edo. de México y el estudio de los efectos por la utilización de las aguas negras del D.F. en el Distrito de Desarrollo Rural número 063 del Estado de Hidalgo (Mascareño, 1974; Méndez, 1982; Guajardo, 1985; Hernández, 1990; Cajuste, 1991; Flores, 1992).

Los resultados obtenidos por los autores muestran que en la mayoría de los suelos estudiados existe una acumulación de Pb, Cd, Cu, Ni, Cr.

Algunos estudios se han hecho para evaluar el contenido de micronutrientes y la respuesta a la fertilización con estos elementos. En 1982, se hizo un estudio mundial por la FAO para determinar los niveles de micronutrientes donde a México le correspondió muestrear sus principales zonas maiceras y trigueras; dicho estudio establece niveles en comparación a la media mundial calculada (Sillanpaa, 1982).

Por lo que respecta al Estado de Puebla, sólo se han reportado estudios de los niveles de metales pesados en suelos afectados por emisiones industriales y en suelos regados por las aguas del Río Atoyac. En estos trabajos se concluye que las aguas de este río no son aptas para el riego agrícola debido a su alto contenido de metales pesados y detergentes. Los contenidos de metales pesados se incrementan a medida que nos acercamos a las fuentes de emisión, dichos contenidos están sobrepasando los niveles máximos permisibles para un suelo de producción agrícola sana además de que las propiedades físicas y químicas de los suelos están siendo modificadas por la utilización de aguas residuales sin tratamiento (Valera, 1990; Cruz, 1992; Tamariz, 1990 y Tamariz, 1992).

Para la zona en estudio los trabajos realizados hasta ahora sólo abordan el estudio de sus propiedades químicas y contenidos de macronutrientes.

Faltan datos regionales que evalúen periódicamente y permitan establecer niveles tóxicos para los diferentes metales pesados y cultivos.

VIII.- GENERALIDADES SOBRE LOS METALES PESADOS EN ESTUDIO

VIII.1 CADMIO

Este elemento es bastante tóxico para los organismos cuando está presente en concentraciones biodisponibles excesivas; tiene una gran persistencia en el suelo; si bien no hay observaciones de toxicidad para los cultivos que reduzcan su rendimiento, el Cd se acumula en plantas, siendo un peligro potencial para el hombre, al consumirlas (Soon, 1982).

Su contenido en suelos no contaminados, está altamente relacionado con el material parental de donde se originan. El Cd en la corteza terrestre tiene un valor promedio de 0.15 mg/kg; en las rocas ígneas se encuentran valores en el intervalo de 0.001 a 1.8 mg/kg; en rocas metamórficas de 0.04 a 1.0 mg/kg y en las rocas sedimentarias de 0.1 a 11.0 mg/kg. En los suelos derivados de cada tipo de roca los valores reportados son: 0.1 a 0.3 mg/kg, de 0.1 a 1.0 mg/kg y de 3.0 a 11.0 mg/kg respectivamente. En un estudio realizado en los Estados Unidos se analizaron 3202 suelos superficiales de las regiones agrícolas más productivas encontrándose valores de Cd total entre 0.03 a 0.9 mg/kg, con un valor promedio de 0.27 mg/kg. El Cd se relaciona geoquímicamente con el Zn, presentándose en las menas de Zn, Pb-Zn y Pb-Cu-Zn variando su concentración de acuerdo a la del Zn (Aller, 1989).

En suelos cercanos a las actividades mineras, de fundición o de transformación de estos minerales se han determinado valores de Cd de 40.0 a 800.0 mg/kg. En suelos donde se han depositado aguas residuales, la concentración de Cd en los suelos superficiales suele ser elevada.

Las especies químicas de Cd en la solución del suelo son Cd^{2+} , CdCl^+ y CdSO_4^0 para suelos ácidos; Cd^{2+} , CdCl^+ , CdSO_4^0 y CdHCO_3^+ para suelos calcáreos. En numerosos suelos no se han encontrado complejos de Cd con ligandos orgánicos (Emmrich, 1982).

La respuesta al Cd es altamente dependiente de la especie de la planta, de la concentración de Cd biodisponible y de algunas condiciones de suelos como pH, potencial redox y CICT.

Se ha demostrado por diversos estudios que no existe una relación general entre el contenido de Cd en las hojas y la tolerancia al Cd. Algunos experimentos demuestran que para algunos cultivos como soya y espinaca, 10 mg/kg de Cd fueron suficientes para provocar una reducción del 25%; en contraste con este valor y para otros cultivos como tomate, calabaza, col y trigo, se requirieron concentraciones de 160 mg/kg de Cd para producir la misma reducción en la productividad (Farrah, 1978).

En general la asimilabilidad del Cd por las plantas se reduce al incrementarse el pH del suelo, esto se explica ya que se reduce la solubilidad del Cd en la solución del suelo. En suelos donde se incrementó el pH de 4 a 7, mediante la adición de caliza, el Cd soluble se redujo en la solución del suelo de 0.15 a 0.0035 mg/l. El contenido de Cd en las hojas de rábano en un suelo no encalado fue de 74 mg y en las de un suelo encalado fue de 8.5 mg. El Cd adsorbido en

función de la concentración de Cd en la solución del suelo, fue superior para 4 cultivos desarrollados en suelos ácidos que para los desarrollados en suelos calcáreos. La actividad de las raíces que influyen en la absorción del Cd puede ser estimulada por las condiciones del pH ácido del suelo.

Estudios recientes demuestran que la solubilidad del Cd y, por lo tanto, su disponibilidad, depende fuertemente del potencial redox de los suelos; disminuyendo el potencial redox de 400 a 200 mV, se observó una disminución importante en la solubilidad y disponibilidad del Cd en diferentes suspensiones de suelos a diferentes pH (Gadde, 1974).

Se encontró una disminución importante en el Cd soluble y disponible en cultivos de trigo, desarrollados en suelos inundados con respecto a suelos no inundados, sugiriendo la precipitación del Cd en forma de sulfuros en condiciones reductoras (Chaney, 1988).

La toxicidad de este elemento ha sido evaluada en diferentes estudios, encontrándose que dicha toxicidad depende de la especie de planta y del tipo de suelo, siendo de 2 a 20 veces más tóxico que otros elementos, estableciéndose el siguiente orden: Cd > Ni > Cu > Zn. Investigaciones han encontrado que la evaluación del enriquecimiento de Cd en plantas, presenta diferencias entre los realizados a nivel de invernaderos y los de campo, encontrándose que los cultivos desarrollados en suelos con elevados niveles de Cd llevados a cabo en invernadero, absorben más Cd que los de campo en iguales condiciones. Asimismo, se observó que la forma química en las que se adiciona el Cd, también influye en la cantidad adsorbida (Cunningham, 1975).

La Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos (EPA) recomienda el depósito de desechos que contengan 2 mg de Cd por kg, a suelos con valores superiores de pH de 6.5 variando de acuerdo a la CICT que presenta el suelo. Se permite depositar mayor cantidad de kg/ha a mayor CICT; sin embargo, no hay una claridad en la relación existente entre la CICT del suelo y la disponibilidad del Cd para las plantas (EPA, 1974).

Una vez que el Cd se encuentra en el suelo es bastante difícil su movilización, quedando adsorbido principalmente en los óxidos (Forbes, 1976).

Se han estudiado diversos efectos antagónicos y sinérgicos entre el Cd y otros elementos. El incremento de las concentraciones de Cu y Ni en el suelo reducen la concentración del Cd en las hojas de los cultivos. La adición de fósforo en suelos no calcáreos disminuye la solubilidad del Cd y, por lo tanto, su disponibilidad. La temperatura del sustrato también influye en la disponibilidad del Cd.

Por lo anterior, es difícil generalizar los criterios de diagnóstico, siendo los más empleados los análisis de suelos y de tejidos vegetales utilizando, principalmente, para el primer caso, la mezcla de DTPA-TEA.

Los procedimientos para mejorar los suelos afectados por Cd se resumen en tres alternativas: remover la capa contaminada, cubrir la capa contaminada con suelo normal y remover mediante agentes quelatantes al Cd de la capa afectada; alternativas que son bastantes costosas, por lo que, en la mayoría de los casos, el incremento del pH del suelo resulta el método más efectivo para reducir la cantidad de Cd que pueda ser adsorbido por la planta y así, disminuir la cantidad de Cd que pueda ser introducida a la cadena alimenticia del hombre (Baxter, 1983).

VIII.2 COBRE

Este elemento se presenta en numerosas rocas, encontrándose en la corteza terrestre y formando numerosos compuestos, entre los cuales se encuentran la calcopirita (CuFeS_2) que representa el 50% del total de depósitos de Cu en el mundo; la calcosina (CuS); bornita (Cu_3FeS_4); tennantita ($3\text{Cu}_2\text{SAs}_2\text{S}_3$); tetrahedrita ($3\text{Cu}_2\text{SSb}_2\text{S}_3$) cuprita (CuO); malaquita ($2\text{CuCO}_3\text{Cu(OH)}_2$); tenorita (CuO); azurita ($2\text{CuCO}_3\text{Cu(OH)}_2$); atacamita ($\text{CuCl}_3\cdot 3\text{Cu(OH)}_2$) entre otros (Aller, 1989).

En los procesos hipergénicos el cobre es el más móvil de los metales pesados, pero también presenta una alta reactividad con numerosos compuestos inorgánicos y orgánicos, formando compuestos bastante estables, lo que provoca que el Cu se inmovilice en los suelos. La movilidad del Cu es considerable en suelos ligeros, lenta en suelos francos y muy lenta en suelos orgánicos. El material parental y los procesos de formación del suelo determinan el estatus del Cu en los suelos (Sheppard, 1991).

El Cu en suelos puede encontrarse adsorbido en diferentes fracciones y asociado con numerosos minerales, dependiendo del pH; en la solución del suelo y fácilmente intercambiable; enlazado a sitios inorgánicos; enlazado a compuestos orgánicos; ocluido en los óxidos de Fe y Mn; en los hidróxidos de Fe y Al y en forma residual unido fuertemente dentro de la estructura de las capas de arcilla. Fenómenos como la oclusión, coprecipitación y sustitución también están involucrados en la adsorción no específica de Cu. Minerales como los hidróxidos de Fe y Al, carbonatos, fosfatos y arcillas tienen una gran afinidad para enlazar parte del Cu de suelos en formas no difusibles; al mismo tiempo, la fijación microbiana juega un papel importante en la inmovilización de este elemento en suelos superficiales y en el ciclo ecológico de este elemento (Sauerbeck, 1991).

Las reacciones de quelatación y de complejación son las más importantes y gobiernan el comportamiento del Cu en la mayoría de los suelos (Bloomfield, 1981).

La movilidad del cobre es muy baja, no obstante su concentración en la solución del suelo es alta. Las especies químicas más significativas a pH por abajo de 7 son: Cu(OH)^+ y $\text{Cu}_2(\text{OH})_2^{2+}$; arriba de pH igual a 8 los complejos hydroxianiónicos están presentes. La principal forma inorgánica soluble del Cu en la solución de suelos neutros y alcalinos es el CuCO_3 donde la solubilidad es muy pequeña, dependiendo del pH; los nitratos, cloruros y sulfatos no son significativos en la solución del suelo. Sin embargo, las formas más comunes de

este elemento en la solución del suelo, son los quelatos orgánicos solubles en un amplio rango de valores de pH, gobernando la biodisponibilidad y migración de este elemento en los suelos. Su solubilidad se incrementa en condiciones ácidas y disminuye en condiciones reductoras.

La absorción por la raíz es el primer medio por el cual el Cu entra a las plantas, siendo la absorción activa predominante. La concentración de Cu en los tejidos vegetales, su absorción total y los síntomas de toxicidad se incrementan al aumentar la concentración de Cu en la solución que baña a las raíces. La disponibilidad efectiva del Cu del suelo a la planta está gobernada por la interacción dinámica entre los factores del suelo que influyen sobre la fuente de Cu a las raíces y los factores de la planta que determina la absorción del Cu (Graham, 1981 y Gartrell, 1981).

El Cu parece acumularse en tejidos de raíz, aunque presenta buena movilidad en la planta, ya que está unida a numerosas proteínas. El contenido del Cu en plantas varía desde 1 hasta 10 ppm; en las cenizas su contenido va de 5 a 1500 ppm, en muchas especies vegetales el Cu no sobrepasa las 20 ppm acumulándose en raíces principalmente. En los fluidos vegetales varía desde cantidades traza hasta 140 ppm pareciendo existir una correlación entre la concentración de este elemento y la de los aminoácidos (Gartrell, 1981).

El Cu presenta un comportamiento bioquímico en las plantas que puede resumirse en que:

- Forma complejos con compuestos orgánicos y proteínas.
- Se encuentra en las enzimas que intervienen en procesos vitales.
- Juega un papel importante en la fotosíntesis, respiración, distribución de carbohidratos, reducción y fijación de N y en el metabolismo de proteínas y de paredes celulares.
- Controla la relación del agua y la producción de ADN y ARN.
- Se relaciona con mecanismos de defensa contra enfermedades y está presente en el núcleo celular.

Al ser el Cu un elemento esencial para las plantas, su deficiencia afecta procesos fisiológicos importantes y por lo tanto, disminuye el desarrollo de la misma. Los síntomas de deficiencia en las plantas son la reducción del panículo y la perturbación de la lignificación, marchitamiento, melanismo y la aparición de extremos foliares retorcidos y blancos. Los niveles de deficiencia dependen de los diferentes genotipos y de ciertos factores del suelo, como contenidos extremos de materia orgánica, altos contenidos de humedad, N, P, Zn y CaCO₃ libre (Adams, 1980).

Los excesos de Cu en suelos se deben a diversas causas; al enriquecimiento natural de los suelos originado por procesos de mineralización del Cu, a la actividad industrial y agrícola, siendo la industria del acero y las refineras las más importantes para el primer caso, y la utilización de agroquímicos ricos en Cu y el uso de aguas residuales para el segundo caso. La máxima adición de desechos está en el rango de 30 a 280 kg de Cu por ha (Valdares, 1983 y Williams, 1987).

El Cu presenta una elevada toxicidad para las plantas aunque ésta sea a largo plazo. Algunas especies muestran cierta tolerancia; los síntomas generales de toxicidad por Cu son clorosis y malformación de raíces, además del deterioro de tejidos y alargamiento de células de la raíz. Hay alteraciones en permeabilidad de membrana, peroxidación de tejidos de membrana de cloroplastos, inhibición del transporte de electrones fotosintético, además de la formación de complejos Cu-proteína no difusibles. Los síntomas de toxicidad son usualmente expresados cuando los tejidos de la planta exceden valores de 20 a 30 mg de Cu por kg de materia seca (Bazzaz, 1974).

Se conocen varias interacciones entre el Cu y diversos elementos, entre las más importantes podemos mencionar: las antagónicas entre Fe y Cu, Cu y Cd, la interacción entre Cu y Se que es inversa; las interacciones entre Cu-Mn y Cu-Ni son antagónicas y sinérgicas, así como las de Cu-Al y Cu-Cr. Las interacciones Cu-F y Cu-Ag se dan en el metabolismo microbiano. Entre Cu y N existe una fuerte interacción; las plantas con altos niveles de N muestran deficiencias de Cu; existe un antagonismo entre Cu y el P; entre Cu y Ca se presentan interacciones afectadas por el pH.

El encalado es la práctica más frecuente en la recuperación de suelos contaminados por Cu. El nivel de 100 ppm de Cu ha sido estimado como un valor límite para considerar a un suelo contaminado por este metal (Chang, 1982 y Davies, 1977).

VIII.3 CINC

El Zn es un elemento de los más abundantes que existen en la naturaleza con un valor promedio en la litosfera de alrededor de 80 ppm. Los niveles en suelos generalmente se encuentran en el rango de 10 a 300 ppm, existiendo en suelos menor cantidad de Zn que en el material parental. En las rocas básicas, el rango es de 80 a 120 ppm, en rocas ácidas de 40 a 60 ppm, en areniscas y rocas carbonílicas el rango va de 10 a 30 ppm.

El mayor porcentaje del Zn se encuentra como esfalerita (ZnS) y en otros minerales como galmey ($ZnCO_3$), calamina [$Zn_4(Si_2O_7)(OH)_2 \cdot H_2O$], willemita (Zn_2SiO_4), hidrozincita [$Zn_3(CO_3)_2(OH)_2$], auricalcita [$(ZnCu)_3(CO_3)_2(OH)_6$], franklinita [$(Zn,Mn)FeO$] y adamita [$Zn_2(AsO_4)(OH)$] (Aller, 1986 y Lindsay, 1979).

Estos minerales son metaestables y forman diversas especies químicas en la solución del suelo como son el ion hexaquo [$Zn(H_2O)_6^{2+}$]. La forma iónica libre (Zn^{2+}) se presenta predominantemente a pH por debajo de 7.7. El $ZnOH^+$ predomina en el intervalo de pH entre 7.7 a 9.1. El $Zn(OH)_2$ o $Zn(OH)_4^{2-}$ se encuentra a pH arriba de 9.1. Otras especies importantes son $ZnSO_4$, $ZnHCO_3^+$, $ZnHCO_3^-$, $Zn(HCO_3)_2$ y $ZnHPO_4$. Las formas complejas orgánicas del Zn aportan del 28 al 99% del Zn total soluble (Farrali, 1978).

Durante los procesos de intemperismo, el Zn^{2+} que es móvil, se produce especialmente en condiciones ácidas y oxidantes. La solubilidad del Zn está controlada, primeramente por los

minerales arcillosos que lo adsorben; los óxidos e hidróxidos y el pH del medio, y en segundo término, por el grado de complejación con ligandos orgánicos y por la precipitación de este elemento en forma de hidróxidos, carbonatos o compuestos sulfurosos. Las condiciones reductoras disminuyen la solubilidad del Zn por la formación del ZnS insoluble (Davies, 1992).

La disponibilidad del Zn depende de la disolución y desorción del Zn, de las fuentes sólidas y del transporte del Zn soluble de la solución del suelo a la superficie de las raíces; el transporte predominante en suelos con bajo contenido de Zn, es de difusión; a concentraciones elevadas predomina la convección.

Su movilidad en los suelos está marcada por la presencia de agentes quelatantes sintéticos o naturales en la solución del suelo. Se ha observado que los efectos tóxicos por Zn se deben a una incorporación excesiva de materiales con altos contenidos de Zn. La relación entre la concentración de Zn en tejidos y en suelo depende del pH y del tipo de cultivo (Schintzer, 1978).

La absorción de Zn, está controlada metabólicamente, asimilando Zn^{2+} , Zn (hidratado) y algunos complejos orgánicos. Se relaciona con la concentración del suelo y presencia de Ca. La movilidad del Zn en la planta es alta, debido a la formación de complejos con compuestos orgánicos de bajo peso molecular. El Zn se acumula en hojas maduras y en raíces; se concentra en cloroplastos, en fluidos de vacuolas y membranas celulares; en cierto tipo de herbáceas el Zn se mantiene constante (Bloomfield, 1981).

El Zn es importante en el metabolismo de la planta; pues forma parte de enzimas como: la deshidrogenasa, proteinasas, peptidasas y fosfotransferasas. Sus funciones bioquímicas están relacionadas con: el metabolismo de carbohidratos, proteínas, fosfatos y formación de auxinas, ARN y ribosomas. Estimula la resistencia a la sequía, al calor y a las enfermedades por bacterias y hongos (Youssef, 1991).

Las deficiencias de Zn se muestran en forma diferente según la especie de la planta; se observan en forma general, la clorosis intervenal, crecimiento atrofiado y puntos rojos violetas en las hojas. La concentración de Zn considerada como deficiente, se ha establecido en el rango entre 10 a 20 ppm en tejidos de hojas maduras, generalizándose para diferentes especies (Loneragan, 1975).

Los factores relacionados con las deficiencias del cinc son:

- * Bajos contenidos de Zn en el suelo
- * Suelos calcáreos y con pH por encima de 7
- * Suelos bajos en materia orgánica
- * Inactivación microbiológica del Zn en el suelo
- * Limitada asimilación de Zn por las raíces debido a los efectos antagónicos con otros elementos

Los síntomas más comunes de la toxicidad por Zn son:

- * Clorosis intervenal en hojas nuevas
- * Paralización del crecimiento de la planta

La toxicidad proviene del uso excesivo de fertilizantes que contienen Zn y por contaminación del ambiente, presentándose principalmente en suelos ácidos o encharcados. El límite de toxicidad depende de cada especie y etapa de crecimiento; existen especies que presentan elevada tolerancia a niveles altos de Zn y una gran selectividad en la absorción de este elemento, llegando a acumular gran cantidad entre el 0.1 y 1.0% sin mostrar síntomas de toxicidad (Miller, 1983).

En la interacción Zn-Cd se presentan efectos antagonísticos y sinérgicos en la absorción y en el transporte; la relación Cd/Zn controla las interacciones entre estos cationes. La interacción Zn-As es antagonística, ya que los efectos tóxicos del arsénico disminuyen con tratamientos de Zn. La acumulación excesiva de P disminuye el contenido de Zn. La interacción Zn/N se ha observado como consecuencia de la unión del Zn con la proteína y aminoácidos de la raíz. El pH controla el carácter antagonístico y sinérgico entre Zn-Ca y Zn-Mg (Phipps, 1981).

VIII.4 MANGANESO

El Mn en el suelo se encuentra en tres estados de oxidación; Mn^{2+} , Mn^{3+} y Mn^{4+} . Mucho del Mn se asocia a minerales primarios, y óxidos e hidróxidos; algunos ejemplos son los siguientes: psilomelano ($m MnO \cdot MnO_2 \cdot nH_2O$), pirolusita (MnO_2), manganita [$MnO_2 \cdot Mn(OH)_2$], braunita (Mn_2O_3), hausmannita (Mn_3O_4), rhodonita [$(Mn,Ca)(Si_3O_9)$]. Los estados de oxidación del Mn en los minerales depende del pH y propiedades redox del medio ambiente. El Mn es el elemento que origina la mayor variedad y número de complejos en el suelo (Bartlett, 1976).

Durante los procesos de intemperismo, los minerales con Mn son oxidados y reducidos de acuerdo a condiciones presentes en el medio ambiente, siendo los factores que influyen en estas condiciones el pH y Eh. Este elemento forma un gran número de óxidos e hidróxidos con diferente tamaño de cristal y área superficial que tienen grandes implicaciones geoquímicas como:

- Un alto grado de asociación de concreciones de Mn, con algunos metales pesados como Fe, Co, Ni, Cu, Zn y Mo.
- Revestimientos sobre otras partículas del suelo
- Formación de nódulos de diferentes diámetros

Los óxidos de Mn en suelos pueden ser cristalinos o amorfos; en suelos ácidos o neutros se encuentra la litioforita [$(Al,Li)MnO_2(OH)$] en suelos alcalinos se ha encontrado la birnesita $Na_{0.7}Ca_{0.3}Mn_7O_{14} \cdot 2.8H_2O$, la pirolusita, manganita y hausmannita.

La solubilidad del Mn^{4+} es extremadamente baja, el Mn^{3+} es altamente inestable en el ambiente del suelo, la mayoría del Mn en solución está presente como Mn^{2+} . En suelos bien aireados el Mn se encuentra formando óxidos con estado de oxidación de IV, incrementándose su solubilidad al aumentar la acidez del suelo. En suelos aireados pobremente, el Mn es reducido por el metabolismo microbiano entrando a la solución del suelo, donde es altamente

movible. La movilidad del Mn en el suelo también es afectada por los exudados de raíces ya que se forman complejos orgánicos (Heenan, 1980).

La disponibilidad del Mn compite con la de otros cationes, especialmente con el Ca y Mg. Las condiciones oxidativas reducen su disponibilidad; las condiciones reductoras lo hacen fácilmente disponible, permitiendo que se llegue a niveles tóxicos. La concentración de Mn soluble en agua y el Mn intercambiable, se utiliza para predecir la concentración potencialmente tóxica para las plantas. La extracción de Mn con DTPA ha sido usada para estimar su disponibilidad (Cheshire, 1977).

La absorción de Mn está controlada metabólicamente aunque también existe absorción pasiva. El Mn es transportado y absorbido rápidamente, por lo que se cree que está unido a compuestos orgánicos solubles. Se transporta en forma de Mn^{2+} y en forma de complejo orgánico de pesos moleculares entre 1000 y 5000 uma. El Mn se encuentra en concentraciones muy bajas en frutos, semillas y raíces en comparación con las que existen en hojas, acumulándose en tejidos jóvenes. Se ha establecido una relación inversa entre el contenido de Mn en planta y el pH del suelo y una relación directa con el contenido de materia orgánica. La concentración de Mn en las plantas varía en función de especie, etapa de crecimiento, órgano y ecosistemas (Aguilar, 1973).

Las funciones bioquímicas del Mn están relacionadas con los procesos redox, siendo un componente de la enzima arginasa y fosfotransferasa y sustituyendo al Mg en otras enzimas. El mecanismo de activación de las oxidasas por el Mn está relacionado con el cambio de valencia de Mn^{2+} a Mn^{3+} .

El Mn interviene durante la fotosíntesis; unido a los cloroplastos está implicado con la producción de oxígeno y la transferencia de electrones en la fotosíntesis. Los cloroplastos son los primeros en mostrar síntomas de deficiencia, deteriorándose estructuralmente. Las hojas viejas presentan clorosis intervenal, apareciéndose manchas negras y un oscurecimiento de las raíces (Romero, 1977).

El nivel crítico de deficiencia de Mn se ha establecido en el intervalo de 15 a 25 ppm.

La máxima toxicidad de Mn se presenta en suelos con valores de pH menores a 5.5 dependiendo de condiciones de aireación del suelo, contenido de agua y actividad biológica (Fleming, 1968).

Los efectos de toxicidad del Mn han sido atribuidos a interferencias con el metabolismo del Fe y Ca. En leguminosas el exceso de Mn afecta la fijación de N, induce clorosis de Fe y plegado de las hojas, así como distribución desigual de clorofila en las hojas más viejas. En algunos estudios para la soya se determinó la toxicidad en 173 ppm, para el trigo en 1000 ppm, aceptándose el valor de 500 ppm como límite para la mayoría de los cultivos (Foy, 1978).

Se ha establecido el antagonismo entre Fe y Mn y entre el Mn y Mo específicamente en suelos ácidos. La presencia de fósforo puede agravar la deficiencia de Mn o incrementar su

absorción. El adecuado suministro de Si para las plantas aumenta la distribución del Mn. Las plantas deficientes en Si acumulan Mn. La toxicidad por Mn ocurre cuando el Mn total en el suelo es elevado, el pH bajo y, además, condiciones reductoras en el suelo, mejorando estas condiciones, el efecto tóxico disminuye (Cox, 1972 y Bromfield, 1978).

VIII.5 NÍQUEL

La distribución del Ni en la corteza terrestre es muy similar a la del Fe y Co; geoquímicamente el Ni está asociado con el Fe metálico, sulfuros, carbonatos, fosfatos y silicatos. El Ni se presenta en forma de sulfuros y arseniuros principalmente como milerita (NiS), nicolita (NiAs), maucherita (Ni₃As₂), gentita 2NiO.2MgO.3SiO₂.6H₂O (Aller, 1989).

Los suelos normalmente presentan contenidos de Ni entre 5 a 500 ppm, dependiendo principalmente del contenido de Ni en el material parental. Para suelos derivados de rocas ígneas ácidas, los valores encontrados son menores a las 50 ppm; para suelos derivados de rocas ígneas básicas se han encontrado contenidos entre 5 a 500 ppm. Contenidos elevados de Ni se han determinado en suelos arcillosos, derivados de cenizas volcánicas de regiones áridas y semiáridas, y en suelos derivados de serpentinas. Valores promedio para estos últimos suelos son de 100 ppm; para otros tipos de suelos se reporta un valor promedio de entre 19 y 20 ppm (Berrow, 1980).

Durante el intemperismo químico el Ni es fácilmente movilizado, coprecipitándose con óxidos de Fe y Mn, el ion Ni²⁺ es relativamente estable en soluciones acuosas. La materia orgánica absorbe fuertemente al Ni formando quelatos solubles en horizontes superficiales. La fracción de Ni asociada a óxidos de Fe y Mn da las formas disponibles para las plantas. Su distribución en el perfil del suelo está relacionada con contenidos de materia orgánica, de óxidos amorfos de Fe y Mn, y de la fracción arcillosa (Bernard, 1980).

Las especies iónicas en la solución del suelo son Ni²⁺, NiOH⁺, HNiO₂⁺ y Ni(OH)₂. La solubilidad del Ni del suelo está relacionada inversamente al pH del suelo; su disponibilidad decrece al aumentar el pH. Se ha encontrado una buena correlación entre contenido de Ni en los suelos y en plantas, también se ha observado que el encalado de suelos y la adición de materia orgánica, y de fosfatos, reducen la disponibilidad del Ni en las plantas (Cataldo, 1978).

El Ni en plantas se encuentra en valores menores a 10 ppm, siendo el intervalo más común entre 0.05 y 5.0 ppm. En la mayoría de follajes el Ni es menor a 2 ppm de materia seca, sugiriendo que a concentraciones mayores de 50 ppm puede ser considerado como el límite tóxico. Síntomas tóxicos en cítricos fueron observados a valores de 55 ppm de Ni, el desarrollo en avena disminuye cuando el Ni excede 60 ppm. La alfalfa mostró una drástica disminución a niveles de Ni superiores a 44 ppm. Se ha encontrado que el Ni es un elemento esencial para muchas plantas como la soya; sin embargo, su esencialidad no se ha comprobado para la totalidad de las especies, por lo cual se buscan evidencias al respecto (Gaugh, 1979).

El Ni se acumula principalmente en las raíces y, a veces en otras partes de la planta. Muchas especies desarrollan una tolerancia importante al encontrarse en suelos con altos

niveles de Ni, atribuyéndose esta tolerancia al fuerte enlace que forma en las paredes celulares, lo cual impide que se acumule en otros centros más sensibles de la planta. Las plantas adaptadas a estos suelos han desarrollado paredes celulares más efectivas para la complejación del Ni. El análisis de diversos tejidos han establecido que los niveles tóxicos de Ni para plantas se encuentran en el intervalo de 25 a 200 ppm, variando los valores de acuerdo a la especie, edad del tejido y parte vegetal (Alloway, 1991).

Los niveles críticos para la concentración de Ni en la solución del suelo son reportados entre 0.3 a 0.5 mg/l. El Ni induce las deficiencias de Fe siendo el mecanismo tóxico de mayor significancia (Naewall, 1983).

La contaminación de suelos por Ni proviene principalmente de emisiones de industrias fundidoras, donde el Ni llega a depositarse, al igual que otros metales pesados, hasta distancias de 60 Km. del punto de emisión, así como de la utilización de agroquímicos que contienen este elemento. Los suelos con altos contenidos de serpentina, frecuentemente presentan elevados niveles de Ni, Cr, Co y Mg. La manera más frecuente de eliminar los efectos tóxicos de Ni son: elevar el pH del suelo y la adición de Ca (Singh, 1984).

VIII.6 COBALTO

Presenta una concentración promedio en la corteza terrestre de 23 ppm. En rocas ultrabásica presenta una concentración de 100 a 200 ppm, se asocia a olivinos; en rocas ácidas de 1 a 15 ppm y en sedimentarias de 0.1 a 20 ppm, se asocia a los minerales arcillosos, materia orgánica y minerales de Fe. En suelos los niveles normales de Co se encuentran en los rangos de 1 a 40 ppm y usualmente entre 3 a 15 ppm, la concentración media reportada para la mayoría de los suelos es de 8.2 a 8.5 ppm. Se han reportado valores de 2600 ppm para un suelo de Zaire y de más de 1000 ppm para suelos derivados de serpentinas de Nueva Zelanda siendo el valor promedio de 400 ppm (Aller, 1989).

Los minerales de cobalto más frecuentes son: cobaltita (CoAsS), ortoarsenato [$\text{Co}_2(\text{AsO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$], limbeita (Co_3S_4) escuterudita (CoAs_2), esferocobaltita (CoCO_3). El ciclo geoquímico del Co, está unido al Fe y Mn su distribución fuertemente determinada por óxidos de Mn y por presencia de materia orgánica y arcillas. La montmorillonita y la illita así como la materia orgánica presentan una gran capacidad de absorción de Co así como una fácil liberación de este elemento (Brown, 1969).

Los mecanismos de absorción por arcillas del Co no son iguales para todos los minerales, pudiendo ser fenómenos superficiales, de intercambio catiónico con iones de Cu, Zn, Ni, Fe y Mn o de penetración en las estructuras laminares (Dana, 1986).

El Co en los suelos existe como Co^{2+} , Co^{3+} y $\text{Co}(\text{OH})_2$ y dado que su radio iónico es muy parecido al de Li, Mg, Ni, Fe, Zn y Ti en muchos minerales es sustituido por alguno de estos elementos. Durante el intemperismo, el cobalto es móvil en condiciones ambientales

ácidas y oxidantes, pero no emigra a la fase soluble debido a la alta absorción antes mencionada. Los mecanismos de absorción dependen del pH incrementándose cuando aumenta éste, del intercambio del Co^{2+} con Mn^{2+} a pH bajos, de la formación de hidróxidos $\text{Co}(\text{OH})_2$ y del enlace con hidrógeno en un amplio rango de pH (Emmrich, 1982).

Los quelatos orgánicos de Co son fácilmente móviles y se traslocan en suelos. Los suelos ricos en materia orgánica tienen bajos contenidos de Co total y de Co disponible; no obstante los quelatos orgánicos de Co están fácilmente disponibles para las plantas, usualmente en suelos bien aireados y con pH altos. En la solución del suelo la concentración de Co se encuentra en un intervalo de 0.3 a 87 ppm (Emmrich b, 1982).

El Co es un elemento esencial para animales ya que forma parte de la vitamina B12; en algas azul-verdes se requiere para la fijación de N y en bacterias se asocia a funciones enzimáticas.

Para las plantas el Co es un elemento benéfico; sin embargo, se requiere una concentración demasiado baja: El Co necesario para la fijación de N en un experimento con alfalfa fue de 1 parte por 10^{11} ; en una solución foliar de plantas fue de 0.0008 ppm. El Co se requirió 1/300 veces menos que el Mo. Las principales deficiencias por Co se presentan en la modulación de raíces fijadoras de N. En ovejas se detectó deficiencia de Co cuando consumieron pastos con niveles menores a 10 ppm. En Estados Unidos han establecido el valor de 5 ppm para diferenciar suelos con adecuados niveles de Co y suelos deficientes (Soltanpour, 1985).

En suelos arenosos altamente lixiviados, derivados de granitos, suelos calcáreos y suelos turbosos, las plantas presentan valores de Co entre 0.07 y 0.08 ppm presentando deficiencias a valores menores de 0.04 (Jagodin, 1974).

Los efectos tóxicos de Co que presentan las plantas, varían en cada especie; en los cítricos produce una marcada disminución en su desarrollo a 11 ppm, en materia seca los pastos de Sudán presentan niveles tóxicos en el rango de 19 a 32 ppm (Hutchinson, 1973).

Para avena los síntomas de toxicidad en la solución del suelo fue de 0.03 a 0.14 ppm (Johuston, 1977).

VIII.7 HIERRO

El Fe se encuentra en suelos en un rango de 0.5 a 5%, es el elemento más abundante en la corteza terrestre con 5.6%. Presenta contenidos elevados en rocas magnéticas; su geoquímica está determinada por sus estados de valencia que cambian fácilmente y que están unidos a ciclos de oxígeno, azufre y carbón (Aller, 1989).

Durante el intemperismo, las reacciones del Fe dependen del sistema Eh-pH y condiciones de oxidación; éstas formas y las alcalinas, provocan la precipitación del Fe; las condiciones ácidas y reductoras favorecen la disolución de minerales de Fe. En suelos el Fe se

encuentra principalmente en forma de óxidos e hidróxidos; cuando el suelo presenta niveles altos de materia orgánica el Fe lo hace en forma de complejos orgánicos. Los minerales libres de Fe son utilizados para caracterizar a suelos y horizontes del mismo, por ejemplo:

Hematita (α -Fe₂O₃); suelos áridos, semiáridos y regiones tropicales.

Magnetita (γ -Fe₂O₃); zonas tropicales y altamente intemperizadas.

Magnetita (Fe₃O₄); se asocia a la magnetita en suelos.

Ferrihidrita (Fe₂O₃·n H₂O); se transforma a hematita en regiones cálidas y a goetita en zonas templadas húmedas.

Goetita (α -FeOOH); se presenta en un amplio rango de climas.

Lepidocrocita (γ -FeOOH); común en suelos pobremente drenados y en suelos de regiones templadas húmedas. Su formación se favorece por pH bajos, temperaturas bajas y ausencia de Fe³⁺.

Ilmenita (FeTiO₃); presente en rocas ígneas.

Pirita (FeS₂); sulfuro de hierro (FeS) y jarosita [KFe₃(SO₄)₂(OH)₆] ampliamente distribuidos en suelos anegados que contienen sulfuro (Kabat-Pendias, 1992).

Las transformaciones de compuestos de hierro se alteran principalmente por materia orgánica y microorganismos. Las reacciones más importantes involucradas en solubilidad del Fe en suelos son la hidrólisis y complejación con diversas especies químicas. La movilidad de este elemento en suelo es controlada por la solubilidad del Fe³⁺ y Fe²⁺, por la presencia de los oxihidróxidos amorfos y por compuestos como fosfatos, carbonatos y sulfuros (Krauskopf, 1972).

El Fe soluble en suelos es extremadamente bajo, comparado con el contenido total de Fe; las formas solubles inorgánicas incluyen: Fe³⁺, Fe(OH)₂⁺, FeOH²⁺, Fe²⁺, Fe(OH)₃ y Fe(OH)₄²⁻. El Fe²⁺ contribuye a la formación de Fe inorgánico soluble en suelos no aireados y en condiciones de pH elevados. El Fe inorgánico soluble es más alto en suelos ácidos que en los suelos neutros o calcáreos. En suelos anegados, la solubilidad de Fe se incrementa debido a la reducción del Fe³⁺ a Fe²⁺ por acción bacteriana (Dekock, 1981).

La concentración de Fe en la solución del suelo depende del pH y varía de 30 a 450 ppm en suelos fuertemente reducidos y contenidos elevados de materia orgánica; se encuentran concentraciones de 2000 ppm en suelos muy ácidos, en suelos alcalinos es muy baja (Garnett, 1987).

Las formas móviles de Fe son complejos orgánicos y el quelatado; estas afectan la migración del Fe en los horizontes del suelo, también son la fuente principal de Fe en plantas. Diversos compuestos de Fe están involucrados en el comportamiento de algunos macronutrientes y en muchos micronutrientes. La presencia de metales pesados afecta la disponibilidad del Fe (Gestrin, 1982).

La absorción del Fe tiene un control metabólico y es absorbido como catión o quelato; los complejos orgánicos son importantes en la nutrición de la planta, se ha comprobado que en

la superficie de la raíz se efectúa una reducción del Fe^{3+} a Fe^{2+} , absorbiendo las raíces a este catión. El transporte tiene lugar en forma de quelatos, de citratos y ferredoxinas solubles aunque su movilidad es baja, por lo que su deficiencia aparece en las partes jóvenes de las plantas.

Tanto absorción como transporte de Fe están afectados por pH del suelo, concentración de Ca y P, y alguna relación con los metales pesados. La concentración de Fe es baja en partes de crecimiento intensivo. Si el Fe se encuentra en forma fácilmente soluble, la planta puede acumular concentraciones muy elevadas: entre 2117 ppm y 3580 ppm (Gerritse, 1984).

En las plantas forrajeras varía de 18 a 1000 ppm al igual que en especies comestibles, como cebolla 29 ppm y lechuga 130 ppm. En los granos varía entre 25 y 80 ppm.

El Fe se considera como el elemento clave en las transformaciones de energía necesaria para la síntesis y otros procesos de vida celular. Sus funciones bioquímicas se resumen en:

Se encuentra en proteínas hemo y no hemo, concentrándose en cloroplastos.

Los complejos orgánicos de Fe están implicados en mecanismos de transferencia de electrones durante la fotosíntesis.

Participa en reducción de nitritos y sulfatos.

Influye durante la formación de clorofila

Relacionado con el metabolismo del ADN

Realiza papeles catalíticos y estructurales

Las deficiencias en plantas, provocan disminución en crecimiento y rendimiento, siendo el principal síntoma la clorosis intervenal de hojas jóvenes (DeKock, 1981).

La toxicidad del Fe se presenta en suelos fuertemente ácidos como ultisoles y oxisoles, en suelos áridos con sulfatos y en suelos inundados. Además de haber un alto contenido de la fracción soluble de Fe y una fuerte absorción por la planta, la toxicidad suele estar relacionada con la salinidad y con contenidos bajos de P sobre todo en suelos tropicales y áridos (Jhouston, 1977).

Los síntomas de toxicidad de Fe varían con las diferentes especies y etapas de crecimiento. En general, se presentan hojas verdes oscuras (a veces marrón o púrpura), crecimiento atrofiado de raíces y de partes superiores. Hojas con puntos negros indican concentraciones del orden de 100 ppm. El factor más importante para controlar toxicidad por Fe es su relación con otros elementos sobre todo la relación Fe/Mn; sin embargo, se puede establecer que:

Plantas con altos niveles de nutrientes, especialmente Ca y Si, pueden tolerar niveles altos de Fe.

Algunas raíces pueden oxidar Fe y depositarlo en superficies radiculares.

El ácido sulfhídrico o cualquier otro agente destructor de la energía de oxidación de la raíz agrava la toxicidad del Fe (Adams, 1980).

Existen numerosas interacciones con otros elementos entre las que podemos mencionar las siguientes:

Con metales pesados, se ha observado que la interacción es antagónica; contenidos elevados de metales pesados impiden la absorción de Fe y disminuye el transporte así como el nivel de clorofila, niveles elevados de compuestos de Fe disminuyen la absorción de metales pesados (Brow, 1976).

Los excesos de Zn dan una disminución en concentración de Fe. Existe antagonismo entre Cu y Fe, que se manifiesta por presencia de clorosis inducida por el Cu así como una relación sinérgica con este elemento, por lo cual existe una relación óptima entre estos dos elementos para cada planta (Burridge, 1987).

Entre Fe y boro hay un antagonismo sobre todo en suelos con altos contenidos asimilables de Fe.

Las interacciones Fe/P se presentan como una consecuencia de alta afinidad entre iones Fe^{3+} y $H_2PO_4^-$ para dar lugar a la precipitación de $FePO_4 \cdot 2 H_2O$ (Emmrich, 1982).

La interacción Fe/S es confusa debido a que niveles altos y bajos de S parecen disminuir la absorción de Fe (King, 1988).

VIII.8 CROMO

En la corteza terrestre el Cr es abundante, se le considera dentro de los 29 elementos de importancia biológica, siendo reconocido como esencial para el hombre.

Estudios realizados en E. U. reportan el valor de 37 ppm como valor promedio. En otras citas el valor promedio de Cr en suelos superficiales es de 54 ppm. La concentración es más elevada en suelos derivados de rocas ígneas, de esquistos y de fosforitas. En suelos derivados de serpentinas, cercanos a una mina de cromo, el valor medio fue de 10 000 ppm; en otros estudios el valor para estos tipos de suelos fueron de 1000 a 3000 ppm (Bloomfield, 1980 y Bartlett, 1979).

Sin embargo, el Cr-soluble o Cr-extractable es mucho menor, alrededor de 0.1-1.0 ppm, menos del 0.15% del Cr-total en los suelos.

El mineral más importante económicamente es la cromita $FeO \cdot Cr_2O_3$; otros minerales son la daubrelita ($FeS \cdot Cr_2S_3$), estechita, uvarovita, formacita, bellita, que son cromatos de diversos metales (Grove, 1980).

En suelos existen evidencias de presencia de iones Cr^{3+} y Cr^{6+} y de otros como HCrO_4^- , $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$; a pH mayores de 6 el ion que predomina es el CrO_4^{2-} . En suelos el ion dicromato se reduce a Cr^{3+} por acción de la materia orgánica, siendo esta reacción favorecida por la presencia de óxidos de Cr y Fe (Griffin, 1977).

Hay evidencias que sugieren que el Cr^{3+} es el ion más estable en suelos; la presencia del Mn oxidado favorece la oxidación, pues sirve como aceptor de electrones en la reacción. En algunos suelos el Cr^{6+} puede permanecer por varios meses.

A un mismo potencial redox, el Cr^{3+} predomina a pH 5; el $\text{Cr}(\text{OH})_3$ se forma a pH entre 5 y 7 y el CrO_4^{2-} a pH mayores de 7. La adsorción del Cr por las arcillas es altamente dependiente del pH, como Cr^{6+} decrece al aumentar el pH, y como Cr^{3+} incrementa. La conversión del Cr^{6+} a Cr^{3+} insoluble en condiciones normales del suelo disminuye la disponibilidad del cromo.

El Cr^{6+} fácilmente soluble es tóxico para plantas y animales, por lo que las variaciones de estados redox del suelo y en el cromo, son de gran importancia desde el punto de vista ambiental. Estudios realizados por diferentes autores reportan efectos perjudiciales del Cr^{3+} sobre la actividad microbiana de los suelos (Sheppard, 1991).

El contenido del Cr en suelos superficiales se incrementa por la contaminación de diversas fuentes, las más importantes son los desechos de diversas industrias y la utilización de aguas residuales, tanto municipales como industriales. La acumulación se da principalmente en capas superficiales de suelos; en suelos arenosos se han detectado compuestos de cromo hasta 3 metros de profundidad, las concentraciones detectadas van desde 112 ppm a 10 000 ppm (Maclean, 1987).

Algunos autores han propuesto que el peligro del cromo en la cadena alimenticia está eliminado por la barrera natural suelo-planta; sin embargo, numerosos estudios establecen que existe una buena disponibilidad del cromo en suelos para plantas, con peligro potencial a diversos organismos del ecosistema (Lindsay, 1985).

No hay evidencias suficientes de que el cromo sea esencial para plantas, su concentración varía con base en las formas solubles en suelo y la absorción del cromo depende de factores tanto edáficos como vegetales. Comúnmente se encuentran mayores niveles de cromo en raíces que en hojas o en retoños y mucho menos en semillas. En suelos con niveles altos de cromo se ha detectado en vegetación nativa hasta un 0.3 % (Simeoni, 1984).

Las raíces no estimulan la reducción del cromo como pasa con Fe. La forma más asimilable para plantas es el Cr^{6+} que es inestable en condiciones edáficas normales. Hay reportes de absorción de aniones de CrO_4^- en celdas de plantas. Los mecanismos de absorción y

transporte son similares a los del Fe, lo cual se refleja en una relación óptima Fe/Cr en tejidos de plantas (Petruzzelli, 1984).

Se han identificado complejos aniónicos en fluidos vegetales; la presencia de trioxalatocromato en hojas ha hecho pensar que el transporte en plantas sea por medio de complejos aniónicos (Cary, 1977).

También hay evidencias de que el Cr^{6+} puede ser transformado en celdas de plantas a Cr^{3+} interaccionando fácilmente con ADN y compuestos proteínicos.

El estudio del cromo en plantas ha recibido mayor atención desde que se estableció su papel en el metabolismo de glucosa y colesterol (Lake, 1984).

Los niveles del Cr en plantas son del orden de 0.02 a 0.2 ppm variando con base en tipo de cultivo, etapa de desarrollo y parte vegetal. En la avena se detectaron efectos tóxicos por cromo a 49 ppm en tejido vegetal y 634 ppm en suelo. La adición de cromo reduce la concentración de muchos nutrimentos en tallos y de K, P, Fe y Mn en raíces (Chang, 1982).

La concentración fitotóxica de cromo en tallos de algunas plantas es: de 18 a 24 ppm en tabaco, de 4 a 18 ppm en maíz, de 10 a 100 ppm en arroz y de 10 ppm en cebada. Niveles entre 1 a 2 ppm inhiben el desarrollo de especies sensibles (Behel, 1983).

Los síntomas de toxicidad por cromo son marchitamiento de tallos y daños en las raíces, clorosis en hojas jóvenes, bandas cloróticas en cereales y una coloración café-rojiza en hojas (Chapman, 1972).

Las fuentes antropogénicas de cromo son responsables del elevado contenido de este metal en plantas (Chang, 1984).

VIII.9 PLOMO

El plomo presenta una tendencia para concentrarse en rocas ácidas magnéticas y en sedimentos argílicos donde su rango va de 10 a 40 ppm. En rocas ultrabásicas y en sedimentos calcáreos su rango es de 0.1 a 10 ppm (Gaugh, 1979).

Dadas sus propiedades calcófilas, hace que su principal estado natural sea en forma de galena (PbS), que es la de mayor abundancia. El plomo forma un gran número de sulfuros, selenuros y silicatos; entre otros minerales se tiene a: la claustalita (PbSe), cerusita (PbCO_3), anglesita (PbSO_4) además del plomo nativo (Schalscha, 1987).

Este metal ocurre comúnmente en forma de Pb^{2+} y más raramente en forma de Pb^{4+} . Durante su intemperismo el PbS se oxida ligeramente y forma carbonatos, además de que puede ser incorporado por los minerales arcillosos, por los óxidos de Fe y Mn y por la materia

orgánica. Tiene la disponibilidad de sustituir al K, Ba, Sr y Ca en los sitios de adsorción de los minerales (Hildebrand, 1974).

El Pb se acumula principalmente en horizontes superficiales del suelo en un rango de 3 a 189 ppm; el rango más frecuente es, entre 10 y 67 ppm, con un valor promedio de 32 ppm. Se ha establecido como valor límite superior, a 70 ppm en un suelo normal no contaminado. Valores de más de 100 ppm reflejan probablemente un efecto contaminante. Estudios en regiones lejanas a centros de población, han mostrado valores promedio de 12 ppm, por lo cual se ha establecido como posible valor general de fondo el valor de 20 ppm (Koepe, 1981).

En diferentes tipos de suelos el Pb varía entre 22 a 28 ppm, siendo en histosoles donde presenta promedio mayor: 44 ppm. La concentración media de Pb para suelos superficiales a escala mundial, se estima en 25 ppm. El contenido natural de Pb en suelos 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. Las especies químicas de Pb varían ampliamente de un tipo de suelo a otro (Linn, 1982).

La solubilidad de Pb, disminuye fuertemente por encalado, con valores de pH altos el Pb precipita como hidróxido, fosfato y carbonato. Asimismo se favorece una formación de complejos orgánicos los cuales son más estables. Al aumentar la acidez, se aumenta la solubilidad de Pb, pero su movilización es baja, comparada con el proceso de acumulación en capas ricas en materia orgánica (Cala, 1989).

El Pb presenta una gran selectividad de adsorción dependiendo del tipo de mineral y del ligando involucrado en la formación de complejos (Page, 1984).

La mayoría del Pb antropogénico en suelos ha recibido mucha atención, dado el peligro potencial que representa para el hombre y animales. El constante incremento de Pb en suelos superficiales, tanto agrícolas como no cultivados, ha sido reportado para varios ecosistemas, llegando este incremento hasta un 2%. La cantidad de Pb que es tóxico para plantas no es fácil de evaluar; sin embargo, diferentes estudios han reportado concentraciones similares que tienen un rango entre 100 a 500 ppm (Bingham, 1989).

IX.- OBJETIVOS

- 1.- **DETERMINAR EL CONTENIDO TOTAL DE Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn EN SUELOS AGRÍCOLAS DEL MUNICIPIO DE ATLIXCO, PUEBLA.**
- 2.- **DETERMINAR SU DISPONIBILIDAD RELATIVA DE ESTOS METALES PESADOS EN CULTIVOS DE LA ZONA.**
- 3.- **ESTABLECER LAS POSIBLES FUENTES DE METALES PESADOS QUE AFECTAN A LAS DIFERENTES ZONAS AGRÍCOLAS.**
- 4.- **RELACIONAR EL CONTENIDO DE METAL DISPONIBLE EN ESTOS SUELOS Y ALGUNAS DE SUS PROPIEDADES EDAFICAS.**

X.- HIPÓTESIS

- 1.- LOS CONTENIDOS TOTALES DE METALES PESADOS SE ENCUENTRAN EN NIVELES NORMALES PARA SUELOS AGRÍCOLAS NO CONTAMINADOS.**

- 2.- LA DISPONIBILIDAD RELATIVA DE LOS METALES PESADOS EN ESTUDIO, ES IGUAL EN LOS DIFERENTES TIPOS DE SUELOS DE LA ZONA.**

- 3.- LAS FUENTES DE METALES PARA LOS SUELOS SON LOS AGROQUÍMICOS Y EL USO DE AGUASNEGRAS PARA RIEGO.**

- 4.- EL CONTENIDO DE METAL DISPONIBLE EN LOS SUELOS PRESENTA UNA ALTA CORRELACIÓN CON ALGUNAS PROPIEDADES EDAFICAS.**

XI.- ZONA DE ESTUDIO

XI.1.- UBICACIÓN

La zona de estudio comprende al Municipio de Atlixco, Puebla, que se encuentra al suroeste a unos 12 Km de la Capital del Estado. Las coordenadas son 98° 26' longitud oeste y 18° 54' latitud norte, con una extensión de 300 Km²; una parte del municipio pertenece a la Provincia Fisiográfica del Eje Neovolcánico y la, a la Sierra Madre del Sur (INEGI, 1987).

Pertenece al D.D.R.113 de Cholula y, junto con los Municipios de Tianguismanalco, Tochimilco, Sta. Isabel Cholula, Huaquechula y San Gregorio Atzompan, forman el Centro de Apoyo para el Desarrollo Regional, ATLIXCO. Su localización se muestra en la Figura 1 (INEGI, 1990).

El Municipio de Atlixco, está formado por 46 comunidades principales, cuya ubicación se muestra en la Figura 1.

XI.2.- RELIEVE

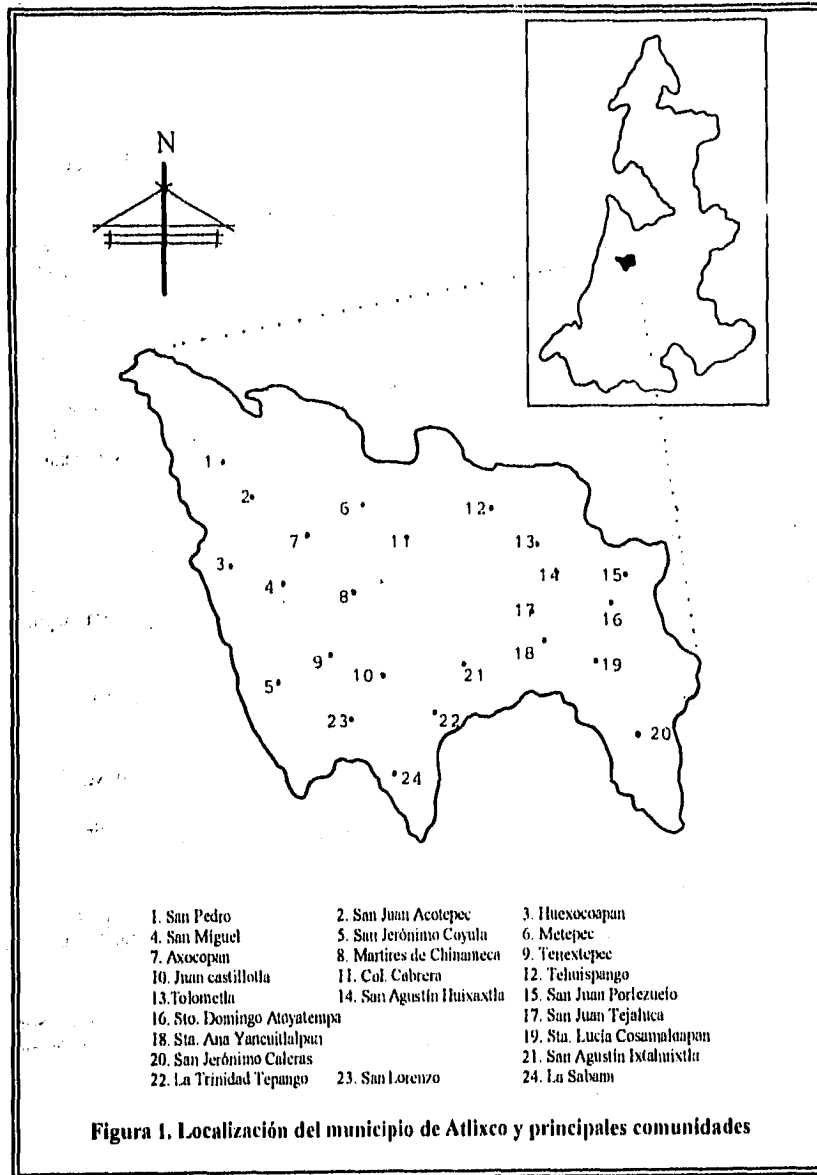
Caracterizan a la zona dos principales estructuras, el volcán Popocatepetl, cuya influencia se manifiesta hasta la parte central de la región de estudio y un antiguo relieve del levantamiento originado por el volcanismo. La zona más alta es de 4000 msnm; en la parte central de 2200 msnm y una altitud media de 1850 msnm. Geomorfológicamente el área se clasifica en sierra, lomeríos y valles. La topografía es escarpada, ondulada y plana. Al noroeste se encuentra la Sierra, existiendo pendientes de más del 15%. Al sureste se localiza la prolongación del Tenzo, con una serie de cerros representada por Texistle (2160 msnm), Mecate (2040 msnm), Cuautizotle (1940 msnm) y Zoapiltepec (2380 msnm) (INEGI a, 1990).

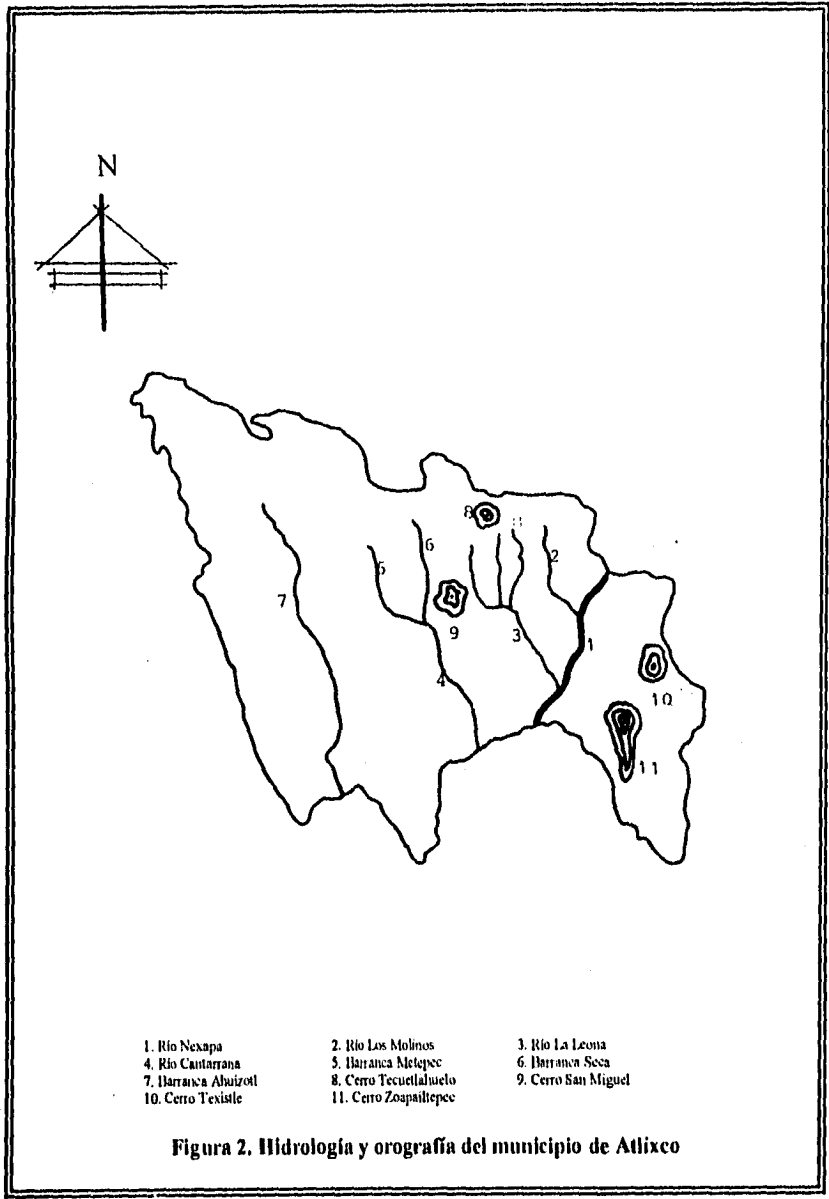
Al sur y centro, se localizan los cerros de San Miguel (1980 msnm) y El Gordo (1720 msnm) en donde se encuentran pendientes del 2% al 15%. también se ubican las partes planas con pendientes de menos del 2% y comprende la zona de riego del valle de Atlixco y de Huaquechula.

XI.3.- HIDROLOGÍA

Esta zona se encuentra en la Región Hidrológica 18 Río Balsas, dentro de la Cuenca del Río Atoyac, Subcuenca del Río Nexapa que es la principal corriente en la zona de estudio. El Río Nexapa nace por la unión de dos ríos, el Huilapa y Xalapixco, los cuales nacen en San Martín Texmelucan, recibe los escurrimientos de la barranca la Leona, Cuescomate, Cantarrana, Ahuizoc, Matadero, el Atila y el Río Ahuehuayo. También el Río Nexapa recibe aguas negras derivadas del Río Atoyac en la presa Echeverría (Fig 2).

Existen numerosos manantiales, entre los más importantes se pueden mencionar al Axocopan, el Ojo de Agua de la Colonia Agrícola, el de San Baltazar Atlimeyaya y el de Tochimilco; éstos se llegan a usar con fines agrícolas (SARII, 1987).





XI.4.- CLIMA

Predomina el clima del tipo Cwb, verano fresco templado y lluvioso. Temperatura media de 20°C. Con base en estaciones meteorológicas de la región, se pudo establecer el mapa de climas que se muestra en la Figura 3.

XI.5.- GEOLOGÍA

En la zona se encuentran materiales del Mesozoico y Cenozoico.

Mesozoico Cretácico: Son rocas sedimentarias consistentes en calizas compactas de color blanquecino, ceniciento, azulado o negruzco; comúnmente se encuentra en bancos gruesos acompañados de nódulos de pedernal distribuidos paralelamente a las capas.

Cenozoico Medio Volcánico: Es de la era de la Sierra Nevada, predomina la influencia del Popocatepetl, está constituido por rocas superpuestas extrusivas, andesíticas y tobas.

Cenozoico Superior Volcánico: Predominan depósitos de lava, tobas basálticas y basaltos; así como material piroclástico y cenizas. Se formaron costras calcáreas sobre calizas sedimentarias. Hay recubiertos de sedimentos coluviales recientes. La Figura 4 muestra la geología de la zona de estudio (INEGI c, 1990).

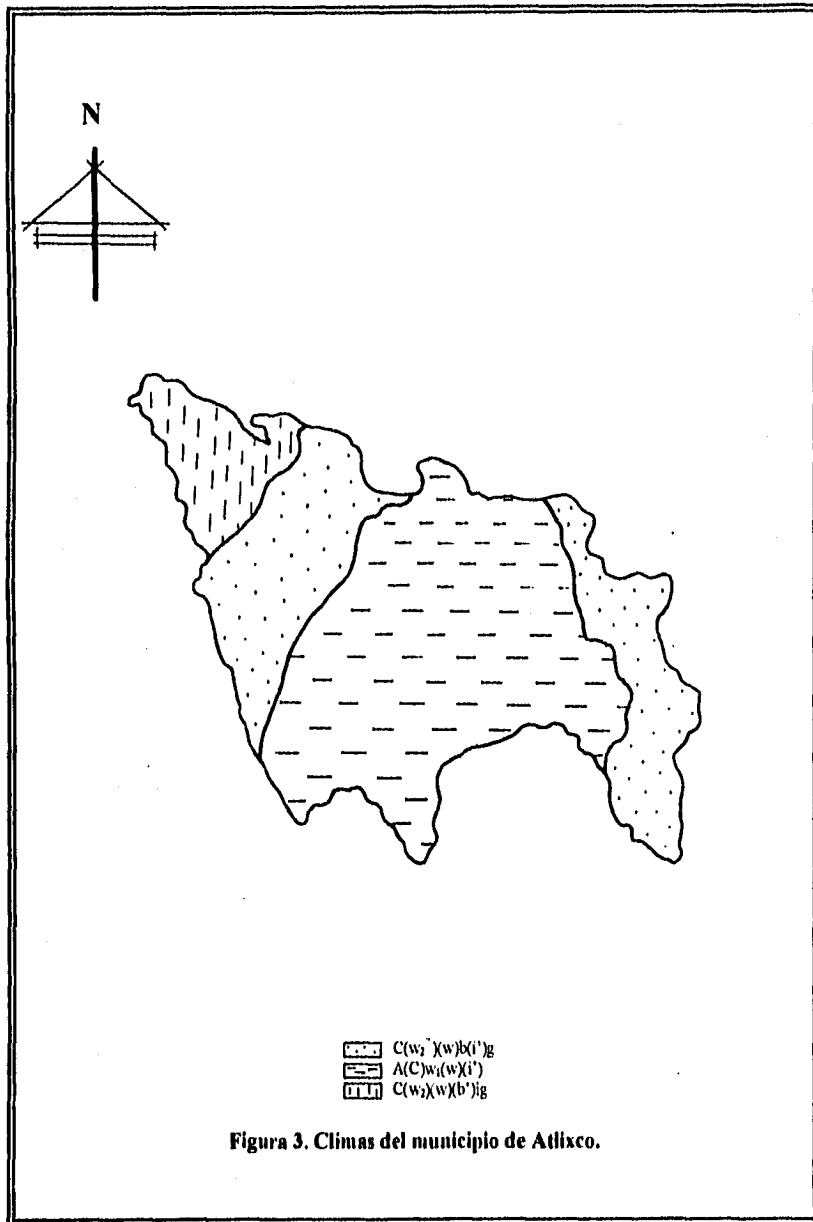
XI.6.- SUELOS

De acuerdo a la clasificación FAO-UNESCO se reportan para la zona 10 unidades de suelos, que se muestran en la Figura 5. Podemos mencionar algunas características de los mismos (INEGI b, 1990).

Fluvisoles eútricos (Je): Son suelos profundos originados por acumulación de material aluvial de depositación reciente, en general carecen de horizonte diagnóstico; presentan bajo nivel de fertilización, son de textura media o ligeramente arcillosos, se encuentran en la parte central de la zona de estudio cercanos a los afluentes del Río Nexapa.

Regosoles eútricos (Re): Son suelos formados a partir de material parental suelto de origen volcánico, descansando sobre diferentes tipos de suelos, son de colores claros, en las laderas de la sierra se encuentran litosoles y frecuentemente afloran los tepetates. Son suelos someros y de una fertilidad media, presentan textura gravosa, debido al material punitico que descansa sobre un estrato de textura arcillosa; se les encuentra al noroeste y suroeste de la zona, mezclados con Fluvisoles.

Cambisoles eútricos, vérticos y dístricos (Be, Bv y Bd): Son suelos jóvenes poco desarrollados, presentan en el subsuelo terrones y acumulación de materiales como arcilla, carbonato de calcio, etc. En general son fértiles presentan rendimientos de moderados a altos; se localizan al oeste de la zona de estudio. Los cambisoles dístricos son menos fértiles, muy ácidos y bajos en nutrientes. Se encuentran asociados a andosoles.



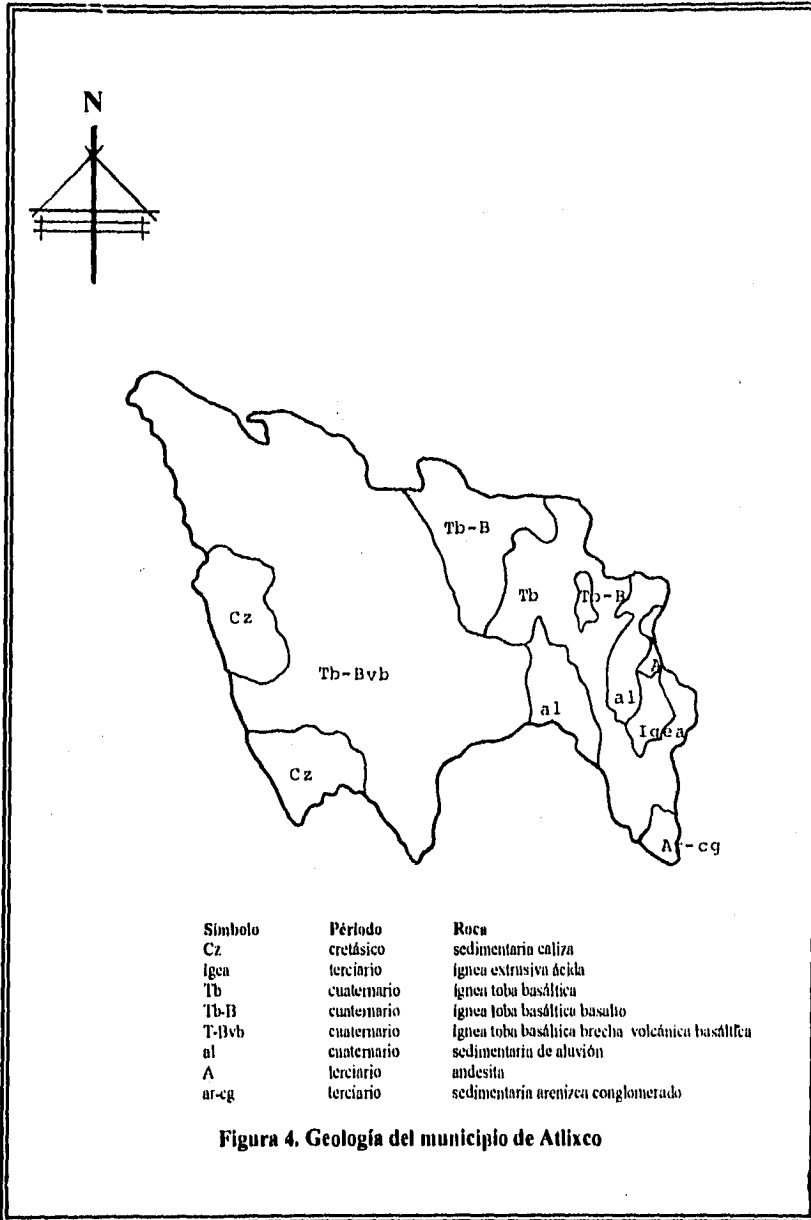
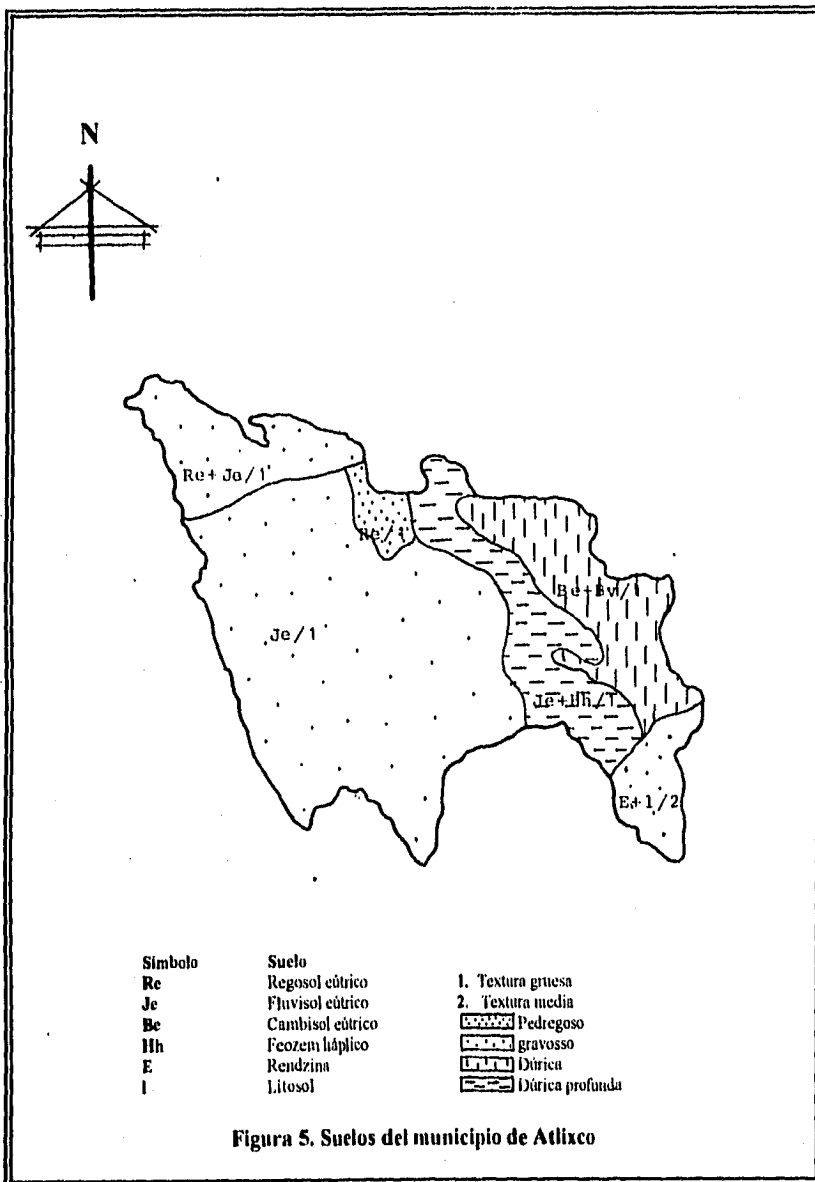


Figura 4. Geología del municipio de Atlixco



Litosoles (l): son suelos cuya principal característica es su escaso espesor, menos de 10 cm, su empleo agrícola condicionado a la presencia de agua por el peligro de erosión. Se localizan al suroeste y en la prolongación del Tenzo, mezclado con andosoles y rendzinas.

Andosol mólico y ócrico (Tu y To): son suelos formados de material volcánico reciente, que en la zona proviene de actividad volcánica del Popocatepetl; su vegetación natural son bosques de pino-encino que todavía se encuentra en parte de la zona; su capa superficial es oscura, presentan baja fertilidad, principalmente por la fijación del fósforo. El Andosol mólico es de color oscuro, rico en materia orgánica y nutrientes. El Andosol ócrico es de color claro y pobre en materia orgánica. Se localizan al oeste de la zona, mezclados con feozem o cambisoles.

Feozem háptico (Hh): Son suelos con la capa superior oscura, ricos en materia orgánica y nutrientes, presentan texturas predominantemente francas o franco arenosas, en lugares planos alcanzan buenos grosores. Se encuentran ubicados al sur y centro de la zona.

Rendzinas (E): Son suelos poco profundos, generalmente sobre rocas calizas, su capa superficial es abundante en humus y de buena fertilidad, se encuentran mezclados con litosoles al sur de la zona.

En la zona, el CADER Atlixco, realizó una zonificación del Municipio de Atlixco con base en los usos potenciales del suelo que se muestra en la Figura 6.

XI.7.- SITUACIÓN DEL RIEGO

El recurso agua proviene de ríos, arroyos, manantiales y aguas subterráneas. La región se ubica en la Cuenca del Río Balsas, en la Subcuenca del Río Nexapa, perteneciente a la Región Hidrológica 7 del Río Atoyac. El Río Nexapa tiene su origen en la unión de los Ríos Huilapa y Xalapixco que recogen las aguas de deshielo del volcán Popocatepetl (SHCP, 1988).

En su paso hacia el sur, recibe las aguas de las barrancas La Leona, El Cuescomate, La Cantarrana y de los Ríos Aluizac, Matadero, Atiula y Ahuehueyo (SARH, 1987).

Los manantiales más importantes de la región que proporcionan este recurso son Axocopan, Atlimeyaya, el Cuescomate, los Ahuehuetes y Tochimilco.

Se han constituido 111 Unidades de Riego para el Desarrollo Rural, distribuidas en cuatro tipos de aprovechamiento: 35 derivadoras, 66 pozos profundos, 7 unidades mixtas (derivadora-pozo profundo, pozo profundo-manantial-derivadora) y 3 manantiales. Con estas unidades se cuantifican 5917 usuarios, concentrándose la mayor parte en el uso de agua derivadora. Se registran 4592 ejidatarios y 1325 pequeños propietarios, se riegan 8725 hectáreas, concentrándose la mayor parte en las derivadoras (SARH, 1991).

Existe en la zona de estudio el Sistema de Riego del Canal de Sta. Lucía que deriva aguas del Río Nexapa por medio de la presa los Molinos; es una derivación del río que opera

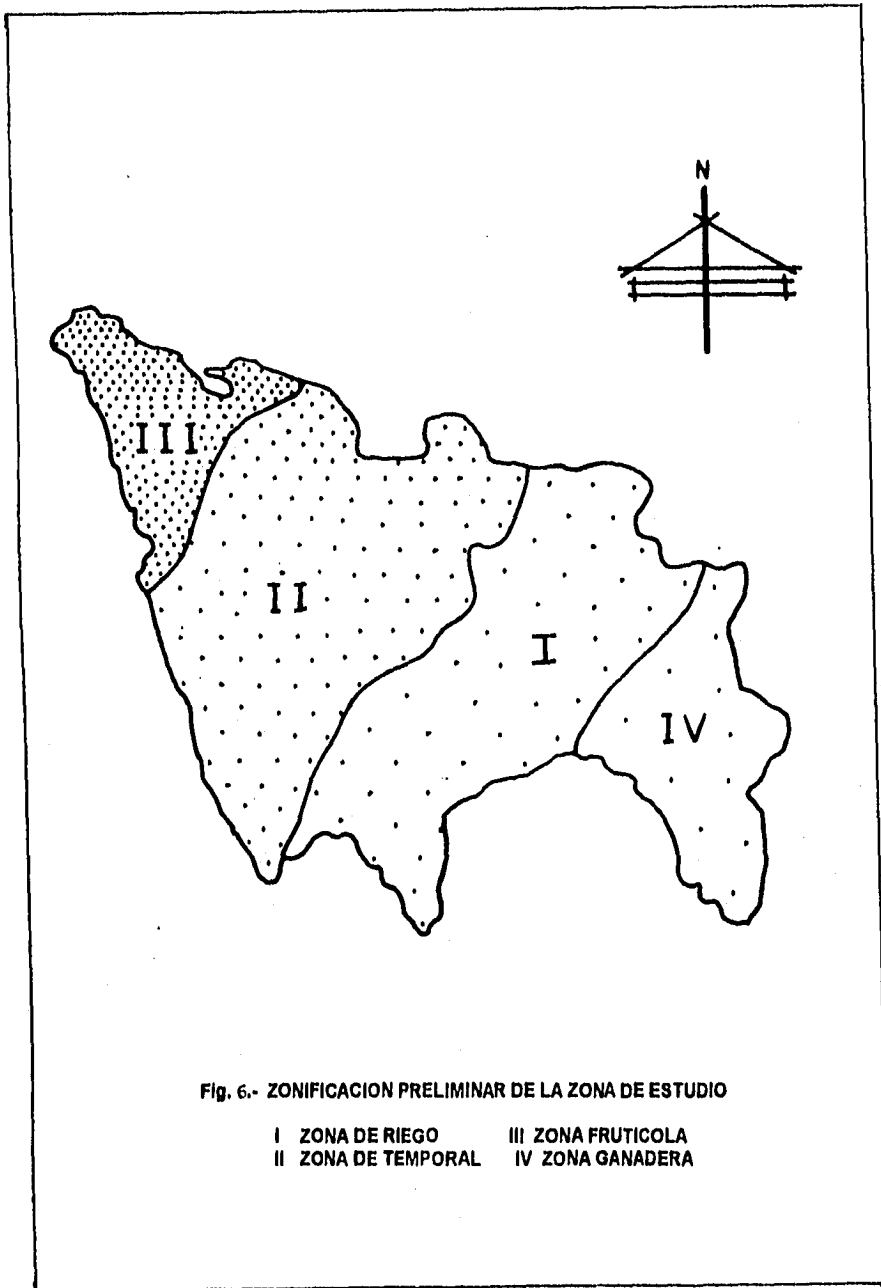


Fig. 6.- ZONIFICACION PRELIMINAR DE LA ZONA DE ESTUDIO

I ZONA DE RIEGO III ZONA FRUTICOLA
II ZONA DE TEMPORAL IV ZONA GANADERA

desde 1930 con un volumen anual de 11 395 000 m³, este canal está formado por 7 ejidos y 2 pequeñas propiedades y benefician a 862.25 has y a 594 usuarios (Ocampo, 1994).

Situación de las Unidades de Riego en la Región de Atlixco					
Tipo de Aprovech.	No. De Unidades	No. de Usuarios	Tenencia		Sup. Regada
			E	P.P.	
Derivadora	35	2744	2316	428	4030
Pozo Profundo	66	1630	1442	188	3077
Mixta	7	372	290	82	694
Manantial	3	1171	544	627	924
Total	111	5917	4592	1325	8725

Fuente: Directorio de UDERAL, CADER, ATLIXCO. SARH. 1992.

Además de las aguas del Río Nexapa, dicho canal conduce aguas que derivan del Río Atoyac por medio de la presa Echeverría; éstas son conducidas por un ducto subterráneo cuya solicitud de desvío de aguas para el valle de Atlixco fue hecha en 1565. La monumental obra hidráulica fue construida en el siglo pasado y desde esa fecha las aguas son utilizadas para el riego de los cultivos y la generación de energía eléctrica para los molinos de trigo y para la ciudad de Atlixco (Paredes, 1992).

El cultivo de hortalizas tuvo su auge a partir de 1960, sustituyendo al cultivo de trigo que fue por muchos años, el principal cultivo en esta zona; actualmente, se siembran cerca de 4000 ha de hortalizas. A pesar de la riqueza natural de esta zona, la producción de hortalizas está siendo afectada gravemente por:

1. Contaminación de aguas de riego; en estudios recientes se encontró que las aguas de uso agrícola presentan niveles de contaminantes bacteriológicos, sustancias tóxicas no biodegradables, grasas y aceites, sólidos sedimentables y disueltos, que rebasan los límites permisibles. La CNA determinó un grado de contaminación tipo 3 y tipo 4, por lo cual se les consideran de uso condicionado y semicondicionado al riego para hortalizas (Córdova, 1991).

2. Deterioro en la calidad de los productos hortícolas; el análisis de cebolla, cilantro y tomate dio como resultado un alto grado de contaminación por coliformes fecales (Porrúa, 1977).

3. Deterioro de los suelos; el riego con aguas contaminadas ha iniciado un proceso de deterioro en suelos.

Aunado a lo anterior podemos señalar que en la región existen problemas de escasez de agua, principalmente de marzo a mayo; escasos canales de comercialización; altos costos de producción; escasa tecnología de producción (CNA, 1991).

XI.8.- ASPECTOS SOCIOECONÓMICOS

El Municipio de Atlixco, es uno de los más importantes del Estado en cuanto a su participación en los principales rubros socioeconómicos; cuenta con una población de 24 000 habitantes, teniendo una fuerte estructura de comunicación, planteles educativos, hospitales, mercados, en donde se comercializan una gran variedad de productos agropecuarios, artesanales y comerciales.

Una de sus actividades sobresalientes es el turismo ya que cuenta con un gran número de restaurantes, hoteles, centros recreativos y zonas arqueológicas, así como una gran riqueza arquitectónica (INEGI, 1992).

XII. METODOLOGÍA

XII.1.- MUESTREO

A) SUELOS

Se tomaron muestras en 29 parcelas del Municipio de Atlixco que presentan las siguientes características:

- Suelos regados con aguas negras del Río Nexapa.
- Suelos regados con agua de pozo y con altos insumos químicos.
- Suelos regados con aguas mezcladas, (negras y de pozo).
- Suelos de temporal con bajos insumos químicos.

De cada sitio se tomaron 9 muestras individuales por el método de la rejilla (4 x 4 m) y se obtuvo una sola muestra compuesta. El muestreo se hizo a una profundidad de 0-20 cm. La distribución de parcelas se presenta en la Figura 7. La información agronómica de los sitios se presenta en el Apéndice I.

Las muestras fueron secadas al aire a temperatura ambiente; tamizadas en malla de acero inoxidable del no. 10 para los análisis de rutina y con malla 40 para la determinación de metales.

B) AGUAS

Se tomaron muestras de agua en las canaletas que se utilizan para riego en las diferentes parcelas, antes de que ingresen a la parcela, tomando una muestra de 1 litro, 250 ml cada 15 minutos, en recipientes perfectamente limpios y manteniéndolos a 4°C durante su traslado al laboratorio. Para la determinación de metales pesados, la muestra de un litro se acidificó con HNO₃, hasta lograr un pH= 2.

C) PLANTAS

Se tomaron muestras de los cultivos que se encontraron en parcelas seleccionadas, tratando que fuera el de mayor ciclo vegetativo y el mismo para todos los casos. Se obtuvieron las muestras al final del cultivo, muestreando aleatoriamente 10 plantas por parcela, se separaron tallos, hojas y frutos. Lavándose con agua destilada y llevándose al laboratorio en bolsas de papel, donde fueron secadas con estufa durante 24 horas a 80°C y posteriormente, molidas en molino de Wiley y tamizadas en malla de acero inoxidable del no. 40 para determinarles su contenido de metales pesados.

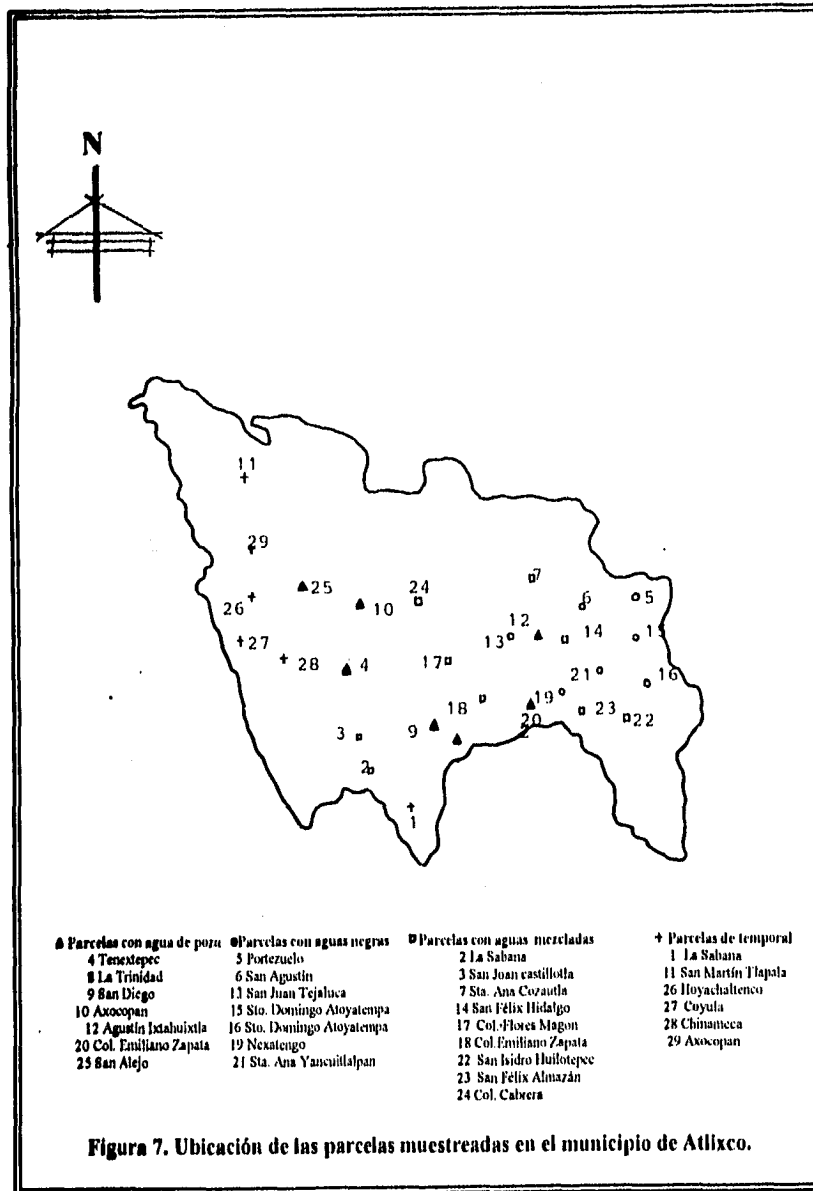


Figura 7. Ubicación de las parcelas muestreadas en el municipio de Atlixco.

XII.2.- MÉTODOS DE EXTRACCIÓN DE METALES PESADOS

A). SUELOS

El contenido total del metal pesado en suelos se realizó por el método de extracción HNO_3 4N, que consiste en tomar 5g de suelo tamizado, adicionar 35 ml de ácido y digerirlos durante 20 horas a 70°C ; posteriormente se le agregan 15 ml de agua desionizada, se filtran con papel Whatman del 42 y en el extracto se cuantifican los metales (Williams, 1987).

El contenido de metal disonible se evaluó mediante la extracción con DTPA en una relación de 1:2, de suelo: solución extractora, con un tiempo de agitación de 2 horas. La solución extractora consistió de una mezcla de DTPA 0.005 M, CaCl_2 0.01M y de Tiertanolamina 0.01 M ajustada a un pH de 7.3 (Williams, 1987).

La disponibilidad relativa del metal pesado se determinó mediante la relación metal extraído con DTPA/ metal extraído con HNO_3 , que expresa al contenido de metal disponible como un porcentaje del contenido total del metal pesado en el suelo.

B). AGUAS

En las aguas se evaluó el contenido de metales pesados totales mediante la metodología propuesta por la APHA (1980), que indica se tomen 100 ml de muestra previamente homogenizada, y se lleva a sequedad con 5 ml de HNO_3 concentrado; enfriado el residuo se adicionan 2 ml de ácido y se calienta hasta obtener un reflujo que se mantiene, para obtener un residuo ligeramente coloreado; se disuelve con agua desionizada, lavando perfectamente el vaso de precipitado y el vidrio de reloj con el cual se cubrió dicho vaso; se filtra y se afara a 50 ml con agua desionizada; en este extracto se cuantifican los metales pesados.

C). PLANTAS

El contenido de metales pesados en los tejidos vegetales, se realizó mediante el método de digestión con H_2SO_4 y H_2O_2 al 30% propuesto por Wolf (1989). Utiliza 0.5 g de muestra vegetal, que se coloca en un tubo de digestión, se le adicionan 3.5 ml de H_2SO_4 y se deja reaccionar durante 30 minutos; posteriormente se le adicionan 3.5 ml. de H_2O_2 , se tapa el tubo con ayuda de un embudo y se lleva al bloque de digestión, calentando durante 30 minutos a 350°C ; se deja enfriar y se adicionan 2 ml de H_2O_2 y se repite la digestión hasta obtener la mezcla clara en frío; se diluye a 25 ml con agua desionizada y si es necesario, se filtra. En el extracto se determinan los metales pesados (Benton, 1991).

XII.3.- ANÁLISIS FÍSICOS Y QUÍMICOS DE SUELOS

A los suelos se les determinaron las siguientes propiedades:

pH : Potenciométricamente, relación suelo: agua y suelo: KCl; 1:2
Densidad aparente : Método de la Probeta
Textura : Método de Boyoucos
Materia orgánica (%) : Método de Walkley-Black
C.I.C.T. : Método del Acetato de Amonio 1N, pH = 7
Bases Intercambiables :K y Na por flamometría
Ca y Mg con EDTA
Nitrógeno (%) : Método de Kjeldahl
Fósforo disponible : Método de Bray-I

XII.4.- DETERMINACIÓN CUANTITATIVA DE METALES PESADOS

En todos los extractos de suelos, aguas y plantas la determinación de los metales se realizó por Espectrofotometría de Absorción Atómica en un equipo Varian 1450 de doble haz con lámparas de cátodo hueco y mezcla de aire - acetileno.

Las condiciones operacionales de los diferentes metales analizados se presentan en la Tabla 9.

Tabla 9. Condiciones operacionales de la determinación de metales pesados por Absorción Atómica				
Metal	Flama	Corriente de la lámpara mA	Longitud de onda nm	Slit nm
Cd	A-A	4	228.8	0.5
Co	A-A	7	240.7	0.2
Cr	N-A	7	357.9	0.2
Cu	A-A	7	324.8	0.5
Fe	A-A	5	248.3	0.2
Mn	A-A	5	279.5	0.2
Ni	A-A	4	232	0.2
Pb	A-A	5	217	1.0
Zn	A-A	5	213.9	1.0

A-A: Aire - Acetileno
mA: miliamperes
N-A: Oxido Nitroso - Acetileno
nm: nanómetros

Al preparar los estándares utilizados se usó la misma matriz que en extractos de suelos, aguas y plantas, así como la lámpara de Deuterio para correcciones de fondo.

En todas las determinaciones realizadas se lavó el material con una solución ácida y se utilizó agua desionizada para evitar cualquier contaminación por metales pesados que pudieran falsear los resultados obtenidos (Rump, 1988).

XII.5.- ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE RESULTADOS

A los resultados obtenidos se les realizó un ANVA con el fin de determinar las diferencias significativas entre los contenidos medios de los metales pesados en los cuatro tipos de parcelas, posteriormente se les realizó la prueba de Tukey para comparar las medias y encontrar los suelos que presentaban el contenido medio diferente (Sinclair, 1980).

La correlación entre el contenido de metal en el suelo y el pH, % de materia orgánica y % de arcilla se realizó mediante un análisis de regresión simple utilizando paquete computacional. El análisis estadístico se presenta en el Apéndice 2.

XIII.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

XIII.1 PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DE LOS SUELOS

Los resultados de las propiedades fisicoquímicas de los suelos regados con aguas de pozo profundo se presentan en la Tabla 10.

Tabla no. 10 Propiedades físicas y químicas de los suelos de riego con pozo, Atlixco, Puebla

Parcelas	pH agua	1:2 KCl	% M.O.	% Arcilla	% Limo	% Arena	Clase Textural	CICT meq/100g	δ g/cm ³	P ppm	% N
4	7.3	6.2	0.8	9	16	75	ARFR	7.0	1.3	21.3	0.23
8	6.3	5.6	1.2	9	10	81	ARFR	5.0	1.5	22.5	0.30
9	6.3	5.5	1.2	4	15	81	ARFR	8.0	1.4	21.0	0.46
10	5.8	4.8	1.0	7	12	81	AR	4.0	1.4	24.5	0.31
12	7.3	6.2	1.8	10	26	64	ARFR	14.5	1.3	22.5	0.66
20	7.3	6.2	1.8	19	18	63	ARFR	15.0	1.3	22.2	0.77
25	6.9	5.6	1.0	3	8	89	AR	5.0	1.5	20.8	0.30
Promedio	6.75	5.73	1.26	8.7	15	76.3	---	8.36	1.3	22.4	0.43

Los valores de pH en relación suelo/agua varían de 5.8 a 7.3 y para suelo/KCl de 4.8 a 6.2, el valor promedio es de 6.75 y 5.73, respectivamente, los que representan valores para suelos ligeramente ácidos y medianamente ácidos, respectivamente (Moreno, 1978).

La materia orgánica, tuvo valores entre 0.8 y 1.8% lo que corresponde a contenidos pobres y medianamente pobres respectivamente. (Moreno, 1978). Este contenido tan bajo se puede explicar a que las prácticas agrícolas que los campesinos realizan no aportan materia orgánica a los suelos.

En cuanto al análisis mecánico, la fracción arcilla presentó un valor promedio de 8.7%, la fracción limo 15% y la fracción arena 76.8% lo que los clasifica en la clase textural de arenofrancosos.

La densidad aparente de estos suelos se encontró entre los valores de 1.3 a 1.5 g/c.c. lo cual está de acuerdo con la clase textural de estos suelos.

La capacidad de intercambio catiónico total (CICT), presentó valores de 4 a 15 meq/100 g de suelo, siendo el promedio de 8.36 lo que corresponde a la clase textural propia de suelos arenosos.

Con lo que respecta al fósforo disponible por el método de Bray-I, los valores determinados se encuentran entre 20.8 a 24.5 ppm, el promedio fue de 22.4 ppm los que se clasifican como contenidos ricos en fósforo (CSTPA, 1980).

El contenido de nitrógeno total, se considera extremadamente rico ya que varió de 0.23% a 0.77% con un promedio de 0.43% (Moreno, 1978)

En forma general podemos decir que estos suelos presentan una buena fertilidad natural, sobre todo por sus contenidos de N y P a pesar de que existen contenidos pobres de materia orgánica, lo que se atribuye a fuertes dosis de fertilización.

En la Tabla 11 se encuentran los resultados de las propiedades físicas y químicas de los suelos regados con aguas negras del Río Nexapa.

Tabla no. 11 Propiedades físicas y químicas de los suelos de riego con aguas negras,
Ailxco, Puebla.

Parcelas	pH 1:2 agua	% KCl	% M.O.	% Arcilla	% Limo	% Arena	Clase Textural	CICT meq/100g	δ g/cm ³	P ppm	% N
5	7.5	6.4	2.2	24	26	50	FRAR	28	1.0	20.2	0.63
6	7.2	6.6	1.6	23	24	51	FRAR	23	1.0	20.0	0.56
13	5.8	5.4	2.2	12	16	72	ARFR	15	1.3	23.2	0.30
15	7.4	6.2	2.8	12	20	68	ARFR	15	1.2	22.0	0.57
16	6.8	6.3	2.3	12	16	72	ARFR	14.5	1.3	21.8	0.45
19	6.7	6.1	2.2	13	22	65	FRAR	13	1.1	22.7	0.74
21	7.6	6.8	2.7	27	20	53	FRAR	28	1.0	21.2	0.89
Promedio	7.0	6.2	2.2	17.6	21	61.6	-	19.5	1.1	21.65	0.54

Con lo que respecta al pH relación suelo/agua, estos suelos presentaron valores de 5.8 a 7.5 y en relación suelo/KCl 5.4 a 6.6; los valores promedio son 7.6 y 6.8, respectivamente. Estos valores nos indican suelos ligeramente alcalinos y neutros, respectivamente (Moreno, 1978).

Los contenidos de materia orgánica se encuentran en el intervalo de 1.6% a 2.8% siendo el valor promedio de 2.2%, que corresponde a un contenido medio para la mayoría de los suelos; la incorporación de residuos orgánicos en las aguas residuales explica la presencia media de materia orgánica en estos suelos (Moreno, 1978)

La composición mecánica presenta contenidos promedio de arcilla de 17.6%, de limo de 21% y de arena de 61.6%.

La densidad aparente corresponde al valor típico que presentan los suelos francoarenosos.

La capacidad de intercambio catiónico se encuentra en el intervalo de 13 a 28 meq/100 g de suelo; el valor promedio es de 19.5 meq/100 g de suelo, la cual es significativamente mayor a la de los suelos regados con agua de pozo, debido al incremento en el contenido de arcilla y materia orgánica.

El contenido de fósforo disponible está entre 21.2 ppm y 23.2 ppm lo que nos indica contenidos medios para un suelo; el valor promedio fue de 21.65 ppm (CSTPA, 1980).

El nitrógeno total tuvo un intervalo de 0.30% a 0.89%, un valor promedio de 0.54%; estos valores indican contenidos extremadamente ricos, superior a suelos regados con agua de pozo profundo (Moreno, 1978).

Las propiedades físicas y químicas de estos suelos indican una buena fertilidad; al incrementarse el uso de aguas negras el contenido de materia orgánica también aumenta.

En la Tabla 12 se muestran los resultados de las propiedades de los suelos regados con aguas mezcladas.

Tabla no. 12 Propiedades físicas y químicas de los suelos de riego aguas mezcladas, Atlixco, Puebla.

Parcelas	pH 1:2 agua	KCl	% M.O.	% Arcilla	% Limo	% Arena	Clase Textural	CICT meq/100g	δ g/cm ³	P ppm	% N
2	8.0	7.0	0.7	11	16	73	ARFR	17	1.2	22.0	0.68
3	7.6	6.6	1.0	13	18	69	FRAR	11	1.2	22.5	0.66
7	7.2	5.9	1.5	5	10	85	AR	11	1.4	21.0	0.61
14	7.2	5.8	2.2	13	19	68	FRAR	18	1.2	25.0	0.32
17	7.0	5.8	1.8	9	14	77	ARFR	11	1.3	22.6	0.46
18	6.7	6.2	1.4	11	16	73	ARFR	11	1.3	22.4	0.51
22	7.7	6.7	1.8	15	16	69	ARFR	14	1.4	21.0	0.66
23	7.2	6.0	2.3	37	18	45	ARC	18	1.2	21.5	0.75
24	6.4	5.3	2.1	7	18	75	ARFR	5	1.3	22.0	0.80
Promedio	7.23	6.3	1.6	10.5	16	73.5	---	12.3	1.27	22.3	0.63

Los valores de pH corresponden a suelos ligeramente ácidos y ligeramente alcalinos. Los valores de pH en relación suelo/KCl varió de 5.8 a 7.0, el valor promedio fue de 6.2 (Moreno, 1978).

Los contenidos de materia orgánica se encontraron en el intervalo de 0.7% a 2.3% clasificándose de contenidos pobres a medios, respectivamente; el valor promedio fue de 1.8 (Moreno, 1978).

La composición mecánica presentó valores de arcilla de 5% a 37%, de limo de 10% a 18% y de arena de 85% a 45%.

La densidad aparente osciló entre 1.2 g/c.c. y 1.4 g/c.c., valores que está relacionada con las clases texturales de estos suelos y la proporción que guardan las tres fracciones.

La capacidad de intercambio catiónico se encontró en el intervalo de 5 meq/100g de suelo, para los suelos de textura más gruesa, y de 18 meq/100 g de suelo para los de textura

mas fina. El valor promedio fue de 12.8 meq/100 g de suelo lo que indica una baja retención de cationes por este suelo.

Con lo que respecta al fósforo disponible, los valores se encontraron en el intervalo de 21.0 ppm a 25.0 ppm, lo que corresponde a valores de contenidos medios (CSTPA, 1980); y los de nitrógeno total, fueron extremadamente ricos (Moreno, 1978).

En general los contenidos de N y P se encuentran en buenos niveles lo que se puede explicar por la adición de fertilizantes, ya que estos suelos se utilizan para una producción agrícola muy importante.

En la Tabla 13 se presentan los resultados de las propiedades físicas y químicas para los suelos de temporal.

Tabla no. 13 Propiedades físicas y químicas de los suelos de temporal, Atlixco, Puebla

Parcelas	pH 1:2 agua		% M.O.	% Arcilla	% Limo	% Arena	Clase Textural	CICT meq/100g	δ g/cm ³	P ppm	% N
1	6.0	5.0	1.7	13	6	81	AR	9	1.4	21	0.31
11	6.2	5.1	1.0	7	14	79	ARFR	6	1.4	22.5	0.44
26	6.6	5.5	1.2	5	12	83	AR	5	1.5	21	0.32
27	6.5	5.3	1.0	6	10	84	AR	5	1.6	23	0.08
28	7.4	6.3	1.4	3	8	85	AR	12	1.8	22	0.003
29	6.5	5.8	0.7	7	15	78	ARFR	4	1.4	25	0.02
Promedio	6.5	5.5	1.16	6.8	10.8	82.3	—	6.83	1.5	22.4	0.19

Los valores de pH en relación suelo/agua fueron de 6 a 7.4 y en relación suelo/KCl 5 a 6.3, siendo los valores promedios de 6.5 y de 5.5, respectivamente. Estos valores nos ubican en los suelos de medianamente ácidos a muy ligeramente alcalinos (Moreno, 1978).

Los valores de materia orgánica se encuentran entre el 0.7% a 1.7%, que corresponden a contenidos de pobre a medianamente pobre; el valor promedio es de 1.18%, este valor se explica por el hecho de que el agricultor no incorpora ningún tipo de materia orgánica al suelo.

El análisis mecánico arrojó los siguientes datos: la arcilla se encontró en el intervalo de 3% al 13%, siendo el valor promedio de 6.8%; el limo se encontró entre el 6% al 15%, el valor promedio fue de 10.8%; y la arena estuvo entre el 78% al 89%, siendo el 82.3% el valor promedio. Estos resultados dieron 2 suelos arenofrancosos y 4 arenosos.

Por lo que respecta a los valores de densidad aparente, éstos se encontraron entre 1.4 y 1.8 g/c.c., el valor promedio fue de 1.5 g/c.c. lo que está de acuerdo con la clase textural de estos suelos.

La capacidad de intercambio catiónico correspondió a valores de 3 a 12 meq./100 g de suelo, siendo el valor promedio de 6.8 meq./100 g de suelo. Valores tan bajos de CICT, se explican por el contenido tan bajo de materia orgánica y de fracciones finas que son las que participan en mayor parte en esta propiedad del suelo.

El fósforo disponible presentó valores entre 21 y 25 ppm, siendo el valor promedio de 22.4 ppm, lo que indica contenidos que corresponden a valores medios (CSTPA, 1980). Los valores de P, se pueden deber más que a un contenido natural, a las aplicaciones que tuvieron los suelos en el ciclo agrícola anterior.

En cuanto al N total, éste presentó valores que van del 0.02% extremadamente pobre, al 0.44% muy rico, siendo el valor promedio de 0.19%. Esta variación se puede explicar a que algunos suelos de temporal, que se muestrearon, fueron fertilizados con nitrato amónico.

En general la fertilidad de estos suelos es baja, teniendo problemas de nutrientes, como N y P principalmente, su textura los hace suelos gruesos con problemas de retención de humedad.

XIII.2. CONTENIDO DE METALES PESADOS EN LOS SUELOS

Todos los valores de concentración de metales pesados totales se comparan con tablas reportadas por Kabatas-Pendias y Pendias (1992), para diferentes órdenes de suelos y con valores de Concentración Máxima Aceptable (CMA) propuestas por la Comunidad Económica Europea y Ministerio de Agricultura de Canadá (Finney, 1986; Page, 1988) para suelos agrícolas y con las concentraciones de daño fitotóxico y valores máximos permitidos para la producción sana de alimentos agrícolas propuesto por El-Bassam (1977) y Goncharuk (1986), respectivamente.

Para los suelos regados con aguas de pozo y alto consumo de agroquímicos como fertilizantes, pesticidas, insecticidas, herbicidas, etc., los contenidos de metales pesados totales, se presentan en la Tabla 14.

Tabla 14. Contenido de metales pesados totales en suelos regados con agua de pozo, Atlixco, Puebla. (ppm)

Parcela	Pb	Cd	Cr	Co	Cu	Zn	Ni	Mn	Fe
1	n.d.	0.1	13	4	7	9	30	73	430
2	n.d.	n.d.	10	2	4	5	21	25	500
3	n.d.	0.1	11	2	5	8	27	44	500
4	n.d.	n.d.	9.8	2	5	7	17	32	690
5	4.0	n.d.	17	4.5	4	9.5	50	170	420
6	5.0	n.d.	17.7	4.5	5	9.5	55	155	495
7	2.5	n.d.	14.1	3.5	5	7.5	55	110	455
Prom.	3.8	0.1	13.6	3.2	5	7.9	36.43	87.3	498.6

n.d. metal pesado no detectado

El plomo fué detectado sólo en 3 muestras, siendo sus valores de 2.5 ppm, 4 ppm y 5 ppm, en las otras 4 muestras no se detectó este metal.

El cadmio fue encontrado sólo en dos parcelas con valores de 0.1 ppm en ambos casos.

El cromo y cobalto fueron detectados en las seis parcelas, el primero presentando valores de 10 ppm a 18 ppm, con un valor promedio de 13.28 ppm, el segundo presentó contenidos totales que van de 2 ppm a 4.5 ppm, con un valor promedio de 3.2 ppm.

El cobre presentó valores entre 4 ppm a 7 ppm, para las seis muestras, siendo el valor promedio de 5 ppm.

Estos últimos metales pesados presentaron contenidos totales, que no sobrepasaron en ningún caso, los valores reportados como normales para suelos agrícolas. Los valores por lo tanto, tampoco sobrepasaron las concentraciones máximas aceptables, ni los valores de fitotoxicidad o límites máximos para una producción de alimentos agrícolas sanos, dadas las referencias mencionadas.

En cuanto al zinc, se observa que los valores para las seis parcelas oscilaron entre 5 ppm y 9.5 ppm siendo el valor promedio de 7.9 ppm. Se observa que estos contenidos totales se encuentran en los límites más bajos para suelos agrícolas, por lo cual es posible que exista una deficiencia de este micronutriente esencial.

El níquel también se encontró en las seis parcelas, presentando un rango de valores que van de 17 ppm a 55 ppm, con un valor promedio de 36.43 ppm. Los contenidos totales de tres parcelas rebasan los contenidos normales para suelos agrícolas y las concentraciones máximas aceptables. Estos valores pueden deberse a que en las tres parcelas mencionadas se producen hortalizas que reciben una fuerte dosis de agroquímicos que pueden elevar el contenido de este metal.

En las seis parcelas se observó que el Mn tuvo un rango de valores que oscilaron entre 25 ppm y 170 ppm, siendo de 87.2 ppm el valor promedio. Para el Fe los valores se encontraron entre 420 ppm y 690 ppm, siendo el valor promedio de 498.6 ppm; rangos normales para suelos agrícolas.

En la Tabla 15 se presentan los contenidos totales de metales pesados para los suelos regados con aguas provenientes del Río Nexapa que recibe aguas negras del Río Atoyac y aguas municipales de la Cd. de Atlixco y otras localidades de menor importancia.

Se puede observar que el plomo fue detectado en las siete parcelas, presentando un contenido total que va de 41 ppm a 67 ppm, con un valor promedio de 51.3 ppm; estos valores se encuentran por arriba del promedio reportado para los suelos agrícolas; tres parcelas presentan contenidos totales arriba de la concentración máxima aceptable propuesta por la Comunidad Económica Europea y todas se encuentran por arriba del valor reportado como CMA para la producción sana de alimentos agrícolas.

Tabla 15. Contenido de metales pesados totales en suelos regados con agua negra, Atlixco, Puebla. (ppm)

Parcela	Pb	Cd	Cr	Co	Cu	Zn	Ni	Mn	Fe
47	0.11	23	70	33	73	47	176	980	
45	0.12	23	60	41	170	43	180	750	
46	0.11	16.5	45	35	95	50	230	897	
55	0.15	18.5	50	65	115	75	180	743	
55	0.18	18.2	50	80	110	70	195	876	
41	0.12	17.3	40	80	95	70	135	721	
67	0.16	23.3	70.5	85	129	73	173	942	

Una parcela rebasó el valor límite propuesto por Canadá y ninguna parcela llegó al valor reportado como límite fitotóxico.

En cuanto al Cd se detectó en las siete parcelas en un rango que va de 0.11 ppm a 0.18 ppm, obteniendo un valor promedio de 0.14 ppm, estos valores no superan valores promedios reportados para suelos agrícolas y no superan a las concentraciones máximas aceptables propuestas por la CEE y Canadá.

Con lo que respecta al cromo, éste fue detectado en las siete parcelas, encontrándose en un rango de 16.5 ppm a 23.3 ppm, con un valor promedio de 19.92 ppm; puede mencionarse que estos valores se encuentran en intervalos normales reportados para suelos agrícolas; no superan las concentraciones máximas aceptables usadas como referencias.

El cobalto presentó valores de contenido total para las siete parcelas, entre 40 ppm y 70.5 ppm, siendo de 61.5 ppm el valor promedio obtenido. Estos valores son superiores a los valores promedios reportados para suelos agrícolas. Todas las parcelas superan el valor de CMA propuesto por Canadá que es de 20 ppm y tres parcelas el valor límite fitotóxico que es de 50 ppm.

El cobre mostró para las siete parcelas, un rango de contenido total que va de 33 ppm a 85 ppm, con un valor promedio de 70.4 ppm; los valores determinados se encuentran por arriba de valores promedios reportados para suelos agrícolas; cuatro parcelas superan la CMA propuesta por la CEE y todas rebasan el valor límite propuesto para la producción sana de alimentos agrícolas. No superan la CMA propuesta por Canadá para sus suelos, ni el valor límite fitotóxico, que es de 100 ppm.

En Zn, estos suelos exhibieron contenidos totales que van de 73 ppm a 170 ppm, presentando un valor promedio de 119.3 ppm. Estos valores que se encuentran dentro del rango normal de contenidos de Zn para suelos agrícolas, no se rebasa la CMA para daño fitotóxico ni la propuesta por Canadá, sólo una es mayor a la CMA propuesta por la CEE y cuatro se encuentran por arriba de la CMA aceptada para la producción sana de alimentos agrícolas.

El níquel manifestó un intervalo de metal total de 43 ppm a 75 ppm, con un valor promedio de 71.1 ppm para las siete parcelas estudiadas. Estos valores son superiores al valor promedio reportado para suelos agrícolas; todos los valores son superiores a la CMA propuesta para la producción sana de alimentos agrícolas que es de 35 ppm, cuatro parcelas superan las CMA propuestas por la CEE y el Canadá; ninguna rebasa el límite fitotóxico que es de 100 ppm.

En cuanto al Mn, éste mostró un rango que va de 135 ppm a 230 ppm presentando un valor promedio de 177.8 ppm, estos contenidos totales se encuentran dentro del rango reportado para suelos agrícolas y dentro de las CMA usadas como referencias.

El Fe dio concentraciones de metal total de 721 ppm a 980 ppm presentando un valor promedio de 844 ppm. Valores dentro del rango normal para suelos agrícolas.

Se puede concluir que estos suelos exhibieron contenidos totales superiores a los obtenidos en los suelos regados con aguas de pozo, lo cual se debe al tipo de aguas que se usan para riego.

No se encontraron para el Cd, Cr, Zn, Mn y Fe contenidos totales que superaran a los promedios reportados para suelos agrícolas.

Para el Pb, Co, Cu y Ni los contenidos totales superaron el valor promedio reportado para suelos agrícolas, rebasando algunos contenidos, las concentraciones máximas aceptables que se han usado como referencia, lo cual indica que existe un peligro potencial de estos metales pesados en esta zona.

De los suelos regados con aguas denominadas mezcladas, aguas negras de la Cd. de Atlxco que se mezclan en diversos jagüeyes con las aguas de lluvias almacenadas o bien la mezcla de aguas de pozo con aguas del Río Nexapa que se revuelven en los canales de riego; los contenidos totales de metales se presentan en la Tabla 16.

Tabla 16. Contenido de metales pesados totales en suelos regados con aguas mezcladas, Atlxco, Puebla. (ppm)

Parcela	Pb	Cd	Cr	Co	Cu	Zn	Ni	Mn	Fe
6	n.d.	7	2	9	39	27	62	280	
6	0.1	4	3	10	34	24	88	250	
8	0.1	3	4	5.5	32	20	84	320	
10	n.d.	7.5	4.5	5.5	18.5	25	30	400	
10.5	n.d.	7	4	9	21.5	30	70	355	
4	n.d.	8	4.5	6.5	20	25	120	297	
7.5	n.d.	12	7	7	22	40	150	312	
14.5	n.d.	9.1	5.5	10.5	22.2	65.4	170	398	
7	n.d.	5.5	3.5	5.5	19.5	37.5	110	409	
							44.0	99.77	339.1

n. d. metal pesado no detectado

El Pb presenta un rango de valores de 4 ppm a 14.5 ppm con un valor promedio de 11 ppm. Estos valores se encuentran en el rango normal para suelos agrícolas sin llegar a rebasar ninguna CMA de referencia.

El Cd sólo fue detectado en dos parcelas con valores de 0.1 ppm, está dentro del rango normal para los suelos agrícolas.

El Cr fue detectado para las nueve parcelas en un rango entre 3 ppm y 12 ppm, con un valor promedio de 7.9 ppm. Estos contenidos totales se ubican en el rango normal y no rebasan las CMA que se usan de referencia en este estudio.

En cuanto a el cobalto, sus contenidos totales fueron de 2 ppm a 7 ppm, con un valor promedio de 5.0 ppm, los cuales se manifiestan dentro de promedios normales reportados para suelos agrícolas. No se rebasa la CMA propuesta por Canadá que es de 20 ppm, ni el límite máximo de daño fitotóxico que es de 100 ppm.

Por lo que respecta al Cu, las nueve parcelas exhibieron contenidos totales que van de 5.5 ppm a 10.5 ppm, con un valor promedio de 8.9 ppm, los cuales se ubican en rangos normales de contenidos totales para suelos agrícolas; tampoco rebasan las CMA de las diferentes referencias que se utilizan para la comparación de nuestros valores.

El Zn presentó contenidos totales que se encuentran en el intervalo de 28.5 ppm a 39 ppm, con un valor promedio de 25.4 ppm. Estos valores están dentro de promedios reportados para suelos agrícolas y no rebasan las CMA de referencia.

En cuanto al Ni las nueve parcelas manifestaron contenidos totales que van de 20 ppm a 65.4 ppm, con un valor promedio de 46.8 ppm. Estos contenidos totales se encuentran en los promedios más altos reportados para suelos agrícolas. Cuatro parcelas rebasan las CMA propuestas por Canadá y la CEE, tres de estas cuatro rebasan las CMA de producción sana de alimentos agrícolas y ninguna rebasa la CMA para daño fitotóxico que es de 100 ppm.

El Mn y Fe mostraron un rango de 30 ppm a 170 ppm y de 250 ppm a 409 ppm respectivamente. El valor promedio de Mn fue de 89.22 ppm y para el Fe fue de 335.5 ppm. Los contenidos totales se encuentran en el rango promedio reportado para suelos agrícolas y no superan las concentraciones máximas aceptables reportadas.

Cabe mencionar que los contenidos totales de los suelos regados con aguas mezcladas se presentan en los rangos promedio reportados para suelos agrícolas a excepción del Ni cuyos contenidos totales son superiores al promedio reportado y se rebasan algunas CMA de referencia, sin que sobrepase en ningún caso las CMA para daño fitotóxico.

Los suelos de temporal de la región son cultivados con una tecnología tradicional, baja aplicación de insumos agroquímicos, dedicados a maíz principalmente; los contenidos totales de los diversos metales pesados se encuentran en la tabla 17.

**Tabla 17. Contenido de metales pesados totales en suelos de Temporal
Atlixco, Puebla, (ppm)**

Parcela	Pb	Cd	Cr	Co	Cu	Zn	Ni	Mn	Fe
	n.d.	n.d.	1	3	4.3	6.2	25	65	780
	n.d.	n.d.	1	3	5	8	30	105	600
	2.0	n.d.	2.5	2.5	3	4	25	60	564
	3.5	n.d.	2.5	3.5	3.5	6	45	125	675
	4.5	n.d.	3	3	2.5	5	30	65	736
	3.5	n.d.	2.5	4	3	7	35	115	671
Promedio	3.4	---	2.1	3.16	3.35	6.03	31.6	89.17	670.8
n.d. metal pesado no detectado									

En cuanto al Pb se detectó en cuatro de las seis parcelas estudiadas; el rango de valores fue de 2.0 ppm a 3.5 ppm siendo de 3.4 el contenido promedio. Estos contenidos totales se encuentran dentro del rango promedio reportado para suelos agrícolas; no se sobrepasa las CMA de referencia.

En ninguna de las parcelas estudiadas el Cd fue detectado.

Por lo que respecta al Cr éste fue detectado en las seis parcelas presentando un intervalo que va de 1.0 ppm a 3.0 ppm con un valor promedio de 2.1 ppm.

El Co presentó contenidos totales que van de 2.5 a 4.0 ppm, con un valor promedio de 3.16 ppm, se encuentran en los rangos promedio reportados para suelos agrícolas sin superar a las CMA utilizadas de referencia en el estudio.

El Cu mostró contenidos totales que vin de 2.5 ppm a 5.0 ppm con valor promedio de 3.22 ppm, se ubican en el rango normal para suelos agrícolas y en ninguna parcela se rebasan las CMA reportadas.

Los contenidos totales de Zn exhibieron valores que se encuentran entre 4.0 ppm y 8 ppm. El promedio para las seis parcelas fue de 6.3. Estos resultados son bajos con respecto al promedio reportado para suelos de uso agrícola, lo que indica una probable deficiencia de este micronutriente en estos suelos.

El Ni total se encuentra entre 25 ppm y 45 ppm, con un valor promedio para las seis parcelas de 31.6 ppm, estos contenidos se encuentran dentro de los promedios normales reportados para suelos agrícolas; sólo dos parcelas rebasan las CMA propuestas por la CEE y el gobierno de Canadá; una parcela llega a rebasar las CMA de producción sana de productos agrícolas y ninguna rebasa el límite de daño fitotóxico.

Los contenidos totales de Mn oscilan entre 60 ppm y 125 ppm, con un promedio de 89.17 ppm, y de 564 ppm a 736 ppm con un valor promedio de 670 ppm para el caso del Fe. Estos valores se encuentran en el rango reportado como normal para los suelos de uso agrícola, sin rebasar las CMA de referencia.

En general, los contenidos totales de metales para suelos de temporal se encuentran en los niveles promedio normales reportados para suelos agrícolas, el Zn presentó valores bajos que pueden indicar problemas de deficiencia en estos suelos; el Ni presentó en dos parcelas contenidos totales que superan las CMA propuestas por diferentes organismos, lo cual se puede explicar en la aplicación de fertilizantes de mala calidad en estos suelos, que pudieran contener cantidades elevadas de este metal pesado.

XIII.2.1 ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE RESULTADOS.

Los contenidos totales de los metales pesados en los suelos en estudio se trataron estadísticamente mediante análisis de varianza, con el fin de encontrar si existen diferencias significativas entre los contenidos promedio de metales pesados en los suelos para las diferentes parcelas que son regadas con los cuatro tipos de agua; pozo, negras, mezcladas y de temporal.

En donde se encontraron diferencias significativas, posteriormente se les realizó la prueba de Tukey, calculando la diferencia significativa honesta (DSH), para encontrar los contrastes significativamente importantes. El trabajo estadístico se presenta en el apéndice 2.

Los resultados obtenidos nos permiten establecer:

Plomo: Los contenidos promedio del metal total presentan diferencias significativas entre las parcelas regadas con aguas negras y los otros tres tipos de parcelas.

Cadmio: Los contenidos promedio del metal total para los cuatro tipos de parcelas no presentan diferencias significativas.

Cromo: Se encontraron diferencias significativas entre el contenido promedio de las parcelas regadas con agua de pozo y los otros tres tipos de parcelas, y entre el contenido promedio de las parcelas regadas con aguas negras y los otros tres tipos de parcelas.

Cobalto, Cobre y Zinc: Las diferencias significativas se presentaron entre el contenido promedio de las parcelas regadas con aguas negras y los otros tres tipos de parcelas.

Níquel: Presentó diferencias significativas en el contenido promedio entre las parcelas regadas con aguas negras y el contenido promedio de las parcelas regadas con agua mezcladas y las parcelas de temporal, los demás promedios no presentaron diferencias significativas.

Manganeso: Los contenidos promedio que presentaron diferencias significativas son los de las parcelas regadas con aguas negras y las parcelas regadas con aguas de pozo y de temporal.

Fierro: Las diferencias significativas del contenido promedio se presentaron entre las parcelas regadas con aguas negras y los otros tres tipos de parcelas; entre los contenidos

promedio de las parcelas de temporal y los otros tres tipos de parcelas. Entre los contenidos promedios de las parcelas de pozo y con aguas mezcladas no hubo diferencias.

XIII.3 CONTENIDO DE METAL PESADO DISPONIBLE EN LOS SUELOS

La determinación del contenido de metal pesado disponible se realizó por medio de la extracción con DTPA, que ha sido ampliamente utilizado por diversos autores ya que da buenos resultados para conocer los índices de disponibilidad del metal pesado para las plantas.

Para los suelos regados con aguas de pozo, los valores determinados se presentan en la Tabla 18, en donde se puede observar que para el Pb sólo se encontró en tres parcelas, variando de 1.0 a 1.8 ppm.

Tabla 18. Contenido de metales pesados disponibles en suelos regados con agua de pozo Atlixco, Puebla. (ppm)

Parcela	Pb	Cd	Cr	Co	Cu	Zn	Ni	Mn	Fe
4	n.d.	0.02	1.2	0.9	1.8	1.2	2.2	4.0	14
7	n.d.	n.d.	0.9	0.5	0.8	0.5	1.4	1.9	18
9	n.d.	0.02	1.3	0.4	0.9	1.0	1.8	3.4	25
10	n.d.	n.d.	0.9	0.4	0.97	0.9	0.93	2.6	32
12	1.2	n.d.	1.2	0.97	0.74	0.9	3.12	9.3	26
20	1.8	n.d.	2.4	0.78	1.1	1.2	3.3	8.8	32.4
25	1	n.d.	1.8	0.8	1.29	1.1	3.8	6.8	22.2
Promo.	1.31	0.02	1.38	0.68	1.08	0.97	2.16	5.25	24.23

n.d. metal pesado no detectado

Para el caso del Cd sólo se obtuvieron resultados en dos parcelas con un valor de 0.02 ppm. El Cr fue determinado en las siete parcelas, variando de 0.9 ppm a 2.4 ppm con un valor promedio de 1.38. Para el cobalto el valor promedio fue de 0.68 ppm, variando de 0.4 ppm a 0.97 ppm encontrándose en las siete parcelas muestreadas.

El Cu osciló entre 0.74 ppm a 1.8 ppm, con valor promedio para las siete parcelas de 1.08 ppm. El Zn presentó un valor promedio de 0.97 ppm variando de 0.50 ppm a 1.2 ppm. En cuanto al níquel los valores se encontraron de 0.93 ppm a 3.8 ppm. Para el Mn los valores límites fueron de 1.9 ppm a 9.3 ppm con valor promedio de 5.25 ppm. El Fe presentó valores entre 14 ppm a 32.4 ppm con un valor promedio de 24.33 ppm.

Todos los resultados obtenidos se encuentran dentro de valores normales que han sido reportados para suelos agrícolas superficiales. De acuerdo a las propiedades químicas de estos suelos, se puede señalar que las concentraciones de metal pesado disponible para estos suelos están de acuerdo al pH y al contenido de materia orgánica determinados.

Existe una correspondencia entre el contenido de metal pesado total y metal pesado disponible; es decir, a mayor contenido de metal pesado total mayor contenido de metal pesado disponible, con algunas excepciones en el caso de algunas parcelas.

En la Tabla 19 se presentan los contenidos de metal disponible para los suelos regados con aguas negras.

Tabla 19. Contenido de metales pesados disponibles en suelos regados con aguas negras, Atlixco, Puebla. (ppm)

Parcela	Pb	Cd	Cr	Co	Cu	Zn	Ni	Mn	Fe
5	18.1	0.03	1.3	5.0	12.5	12.0	14.3	14.0	40.0
6	17.3	0.05	1.5	5.0	15.2	26.2	14.4	14.3	33.0
11	16.4	0.03	1.0	4.2	13.8	18.2	19.0	19.9	40.2
13	18.3	0.04	1.3	4.6	22.8	20.8	24.0	16.0	72.4
15	17.2	0.05	1.4	4.8	29.8	24.8	22.0	17.4	79.4
19	13.4	0.04	1.5	4.2	28.0	17.5	23.0	11.6	89.0
21	26.2	0.05	1.4	5.1	28.5	21.0	21.4	15.7	47.0
Prom.	18.12	0.04	1.34	4.7	21.52	20.07	19.73	16.13	57.5

En esta tabla se observa que el Pb presentó concentraciones en las siete parcelas, con límites de 13.4 ppm a 26.2 ppm, con valor promedio de 18.12 ppm, siendo superiores a las concentraciones de los suelos regados con agua de pozo. El cadmio se detectó en las siete parcelas, en cantidades que van desde 0.03 ppm a 0.05 ppm, con valor promedio de 0.04 ppm. Para el cromo se cuantificaron de 1.0 ppm a 1.5 ppm, con valor promedio para las siete parcelas de 1.34 ppm.

En cuanto al cobalto las concentraciones se encontraron en el intervalo de 4.2 ppm a 5.1 ppm, con valor promedio de 4.7 ppm. El cobre se estimó desde 12.5 ppm a 29.8 ppm, con valor promedio de 21.52 ppm.

Para el Zn el intervalo fue de 12 ppm a 26.2 ppm, con un promedio de 20.07. El níquel se presentó desde 14.3 ppm a 24 ppm, su valor promedio fue de 19.7 ppm. Por lo que respecta al manganeso, los valores límites fueron de 11.6 ppm a 19.9 ppm. El Fe tuvo un promedio en estos suelos de 57.5 ppm, siendo los límites de 33 ppm a 89 ppm.

Se observó que plomo y cadmio se detectaron en todas las parcelas regadas con aguas negras; en comparación con las regadas con agua de pozo.

Los valores estimados de Cd y Cr no son significativamente diferentes entre estos dos tipos de parcelas. En los otros siete metales pesados, el incremento fue mucho mayor, llegando a valores hasta 20 veces más, lo que indica que los suelos están siendo fuertemente afectados por el tipo de agua que se utiliza.

Los valores de metal pesado disponible para suelos regados con aguas mezcladas se presentan en la tabla 20.

Tabla 20. Contenido de metales pesados disponibles en suelos regados con aguas mezcladas, Ailixco Puebla. (ppm)

Parcela	Pb	Cd	Cr	Co	Cu	Zn	Ni	Mn	Fe
1	1.1	n.d.	0.8	0.04	2.6	1.7	1.0	5.1	9.5
2	1.3	0.04	1.2	0.03	2.7	1.3	0.8	8.3	11
3	1.6	0.02	1.0	0.04	1.7	1.4	1.0	7.1	12
4	1.8	n.d.	1.2	0.04	2.2	1.0	1.0	4.4	12.2
5	3.0	n.d.	0.8	0.08	4.3	2.1	1.3	10.8	10.2
6	0.9	n.d.	1.0	0.09	1.52	2.4	1.5	11.4	12.5
7	1.0	n.d.	1.0	0.10	1.9	1.0	1.7	9.8	16.3
8	1.4	n.d.	1.2	0.05	2.5	2.0	2.5	12.4	16.5
9	2.6	n.d.	0.6	0.03	1.4	1.5	1.2	8.4	19.3
Promedio	1.4	0.01	1.1	0.06	2.48	1.6	1.32	8.63	13.27

n.d. metal pesado no detectado

En estos suelos el plomo fue detectado en las nueve parcelas con un valor promedio de 1.84 ppm y un intervalo de 0.9 ppm a 3.0 ppm, estas cantidades son similares a las detectadas en los suelos regados con agua de pozo y mucho menores a las detectadas en los regados con aguas negras.

El cadmio sólo fue detectado en dos parcelas con valores de 0.02 ppm y 0.04 ppm, valores similares a los detectados en los dos grupos de parcelas anteriores.

El cromo fue detectado en las nueve parcelas con un promedio de 1.14 ppm, variando de 0.6 ppm a 1.2 ppm, cantidades que se asemejan a las detectadas tanto en los suelos regados con aguas de pozo, como con aguas negras.

El cobalto fue analizado en las nueve parcelas, obteniéndose un promedio de 0.06 ppm, variando de 0.03 ppm a 0.10 ppm, valores que son inferiores a los encontrados en los dos grupos de suelos anteriores, lo que puede deberse a los pH básicos y a una disminución del contenido de arcilla, lo que provoca, baja disponibilidad de este metal. Por lo que respecta al cobre, los valores para las nueve parcelas fluctuaron de 1.4 ppm a 4.3 ppm, con un promedio de 2.48 ppm, valor superior a los presentados en suelos regados con aguas de pozo, pero inferior a los encontrados en suelos regados con aguas negras.

El Zn presentó valores de 1.0 ppm a 2.4 ppm siendo el promedio de 1.6 ppm. Para Ni las cantidades oscilaron entre 0.8 ppm y 2.5 ppm, el valor promedio fué de 1.32 ppm. El contenido fue similar al determinado en suelos regados con pozo y mucho menor a los que utilizan aguas negras.

Para Mn el valor promedio fue de 8.63 ppm y para Fe de 13.27 ppm; el comportamiento es muy similar al Ni en función de los suelos regados con los otros tipos de aguas.

En la Tabla 21 se presentan los contenidos de metales pesados disponibles en suelos de temporal; se observa que los valores de la mayoría de metales pesados son los más bajos con respecto a los otros 3 grupos de suelos, no se detectó Cd en estos suelos; sólo en 4 de las seis parcelas se determinó Pb y Cr.

Parcelas	Pb	Cd	Cr	Co	Cu	Zn	Ni	Mn	Fe
1	n.d.	n.d.	n.d.	0.04	1.5	1.3	2.0	4.5	36
11	n.d.	n.d.	n.d.	0.04	1.7	2.2	3.2	5.4	24
26	0.4	n.d.	0.1	0.02	1.1	1.1	2.0	4.0	22
27	0.6	n.d.	0.1	0.09	1.2	1.2	4.2	7.3	28
28	0.8	n.d.	0.2	0.03	0.98	1.0	3.1	4.3	33
29	0.6	n.d.	0.1	0.10	1.0	1.8	2.8	5.9	30
Prom.	0.6	n.d.	0.12	0.05	1.25	1.43	2.88	5.23	28.83

n.d. metal pesado no detectado

El Mn, Fe y Ni presentaron valores similares a los obtenidos en suelos regados con agua de pozo y valores superiores a los determinados en suelos regados con aguas mezcladas.

Por lo que respecta a los contenidos de metales pesados disponibles para los suelos en estudio, puede señalarse de manera general, que la utilización de aguas negras influye de manera importante en los niveles de metales pesados ya que los contenidos son, como en el caso del plomo, hasta de 30 veces superior, que en suelos de temporal.

Si se utiliza el contenido de metal pesado disponible extraído con DTPA, como numerosos autores reportan, como índice de disponibilidad para plantas, se puede establecer que suelos regados con aguas negras deben ser manejados de manera cuidadosa, a fin de evitar que dichos metales pesados se incorporen a los cultivos, sobre todo si son de consumo directo.

Las gráficas de los contenidos de metales pesados totales y disponibles se presentan en el apéndice 3.

XIII.4 DISPONIBILIDAD RELATIVA DE LOS METALES PESADOS

Un aspecto importante en este sentido, es determinar qué cantidad de metal pesado presente en los suelos está disponible para que pueda ser absorbida por las plantas. La disponibilidad relativa de un metal pesado se determina como la fracción de metal disponible (extraído con DTPA) de la cantidad de metal pesado total presente en el suelo (extraído con Ac. Nitrico, 4N) expresada porcentualmente.

El valor de la disponibilidad relativa calculada de esta manera para los suelos del municipio de Atlixco, Puebla, se presentan en la Tabla 22.

Tabla 22. Disponibilidad relativa de los metales pesados en los suelos agrícolas de Amizco, Puzosla. (%)				
Metal	Suelos con riego de diferentes tipos de agua			
	Pozo	Negras	Mezcladas	Temporal
Pb	35	35	22	17
Cd	20	28	n.d.	n.d.
Cr	10	6.7	14	6
Co	21	7.6	1.2	1.6
Cu	21.6	36	32.6	35
Zn	12	18	6	24
Ni	6.5	32	3	9
Mn	6	9	9	6
Fe	5	7	4	4

Es posible observar que la disponibilidad relativa de todos los metales no es muy elevada, sólo llega a 36% como máximo, indica que las formas químicas, extraídas con DTPA, de estos metales pesados, en suelos no se encuentran en niveles elevados, por lo que se esperaría que las plantas no los asimilasen en cantidades significativas, además de que las propiedades químicas de los suelos no les permiten estar en formas químicas más disponibles.

Aunque la disponibilidad relativa es baja, debemos de conocer los procesos que se dan en cada tipo de suelo para así poder manejar los aspectos agrícolas que puedan modificar estas condiciones y evitar una disponibilidad mayor de los metales pesados, en el futuro.

Si no se conocen los procesos de los metales pesados en suelos y los factores que influyen sobre su comportamiento, dinámica y reacciones, se puede cambiar el equilibrio que guarda en los suelos, favoreciendo que estos metales pesados se incorporen a la cadena alimenticia.

XIII.5 ORDEN DE DISPONIBILIDAD DE LOS METALES PESADOS

El orden de disponibilidad relativa en cada suelo es el siguiente:

Suelos regados con agua de pozo:

Pb > Cu > Co > Cd > Zn > Cr > Ni > Mn > Fe

Suelos regados con agua negras:

Cu > Pb > Ni > Cd > Zn > Mn > Co > Fe > Cr

Suelos regados con aguas mezcladas:

Cu > Pb > Cr > Mn > Zn > Ni > Fe > Co > Cd

Suelos de temporal:

Cu > Zn > Pb > Ni > Mn > Cr > Fe > Co > Cd

Se puede observar que en los cuatro grupos de parcelas los elementos de mayor disponibilidad relativa son Cu y Pb. El Zn en los suelos de temporal presenta una disponibilidad alta a pesar de los bajos contenidos de metales pesados totales.

Los de más baja disponibilidad fueron Fe y Cd para los cuatro grupos de parcelas; para suelos regados con aguas mezcladas y los de temporal, el Co presentó disponibilidad baja y en otros suelos fue mayor. El Ni es un metal que, dadas sus propiedades tóxicas, debe observarse con mucho cuidado ya que presenta una disponibilidad relativa intermedia.

La disponibilidad relativa indica el comportamiento de los metales en suelos y la relación que existe con algunas de sus propiedades químicas. También proporciona una información valiosa acerca del efecto que los metales pesados tienen con las plantas.

Las gráficas de la disponibilidad relativa se muestran en el apéndice 3.

Por lo que respecta al Pb, suelos regados con aguas negras presentaron la mayor disponibilidad, lo cual se explica por que dichas aguas tienen un mayor contenido de este metal.

Por lo que respecta al Cd, los suelos regados con aguas mezcladas y de temporal no se determinó la disponibilidad relativa, ya que el Cd disponible no se detectó; esto se puede deber a que requiere de otro método de extracción más selectivo que el del DTPA, más que el suponer que dicho metal no se encuentra en forma disponible, sobre todo si observamos la cantidad de metal total que presentan estos suelos. La cantidad total de Cd en estos suelos es muy baja, inclusive en los de temporal no se detectó. Por lo tanto, pudiera ser que cantidades no detectables de Cd se encuentren en formas disponibles.

Con respecto al Cr, los valores más altos de disponibilidad relativa, los presentaron los suelos regados con aguas mezcladas y de pozo. Valores menores pero similares los presentaron los suelos regados con aguas negras y de temporal. Estos resultados pueden deberse a que en los dos primeros suelos, los cultivos requieren de mayor aplicación de agroquímicos que contienen metales pesados, en comparación con los cultivos producidos, en otros suelos, donde no requieren elevadas aplicaciones de agroquímicos.

El Co presentó una mayor disponibilidad en suelos regados con aguas de pozo, después en los regados con aguas negras, luego en los suelos de temporal, y por último, en los suelos que utilizan aguas mezcladas, este comportamiento nos indica que el tipo de agua no es el factor importante en su disponibilidad relativa.

El Cu presenta su valor mínimo de disponibilidad en suelos regados con aguas de pozo, en los otros tres grupos de parcelas valores similares, estos resultados muestran que el comportamiento de este metal es complejo y no se puede relacionar directamente con el tipo de agua que se utiliza.

Un comportamiento similar lo presenta el cinc, en donde suelos de temporal, presentan una disponibilidad relativa mayor, luego, los suelos regados con aguas negras y en suelos con agua de pozo y, el valor mas bajo, en suelos regados con aguas mezcladas.

La disponibilidad relativa para el níquel fue más elevada en los suelos regados con aguas negras, luego en suelos de temporal, en suelos de riego con pozo y, el valor menor, en suelos regados con aguas mezcladas. Este comportamiento muestra que el efecto del tipo de agua no es determinante para la disponibilidad relativa que presenta este metal pesado en estos suelos.

Por lo que respecta al Mn y Fe los valores de disponibilidad son bajos, lo que pudiera indicar cierta deficiencia en los cuatro grupos de parcelas, sobre todo si tomamos en cuenta que los contenidos totales son altos. Para estos dos metales, los valores son muy similares en los cuatro grupos de parcelas, por lo que no se observa un efecto directo del tipo de agua que se utiliza como riego sobre la disponibilidad relativa.

En forma general, se puede decir que la disponibilidad relativa de los metales en estos suelos no está influenciada directamente por el tipo de agua que se utiliza para riego, sino más bien son las interacciones con las propiedades fisicoquímicas del suelo, que influyen sobre la dinámica de los metales pesados en estudio. Un efecto directo del tipo de agua sólo se observa para el plomo y cadmio.

La disponibilidad relativa calculada de esta manera, proporciona una idea aproximada de la cantidad de metal que puede ser absorbida por los cultivos que se producen en estos suelos y tener una idea de la calidad de los productos generados, aunque es necesario evaluar la cantidad de metal en el tejido vegetal, ya que factores genéticos influyen en la asimilabilidad de los metales pesados.

Es necesario también correlacionar el contenido de metal pesado en la planta y el disponible en los suelos, para tener un mejor conocimiento del peligro potencial que puede representar un metal.

XIII.5 CORRELACIÓN ENTRE EL CONTENIDO DE METAL PESADO DISPONIBLE Y ALGUNAS PROPIEDADES QUÍMICAS DE LOS SUELOS

El comportamiento de los metales en el suelo está regido por diversas propiedades del mismo y numerosos procesos edafogénicos, por lo cual es importante establecer la interacción entre el contenido de metal pesado disponible y propiedades como pH, % de M.O., % de arcilla.

Estableciendo estas interacciones podemos tener una idea más clara de la dinámica, distribución, movilidad, disponibilidad, etc. de los metales pesados y así abordar aspectos de recuperación de suelos, o evitar las concentraciones disponibles que puedan tener efectos

tóxicos para los cultivos, o una acumulación en los suelos que ponga en alto riesgo a todo el ecosistema involucrado.

En este estudio se realizó la correlación entre el contenido de metal disponible (extralido con DTPA) en suelos, pH, % de materia orgánica y % de arcilla, para las parcelas seleccionadas.

Los valores absolutos del coeficiente de correlación indican el grado de dependencia de las variables que se comparan, siendo los límites desde 1 (máxima correlación) hasta 0 (nula correlación).

El signo del valor nos indica el tipo de dependencia, positivo para una variación directamente proporcional, y signo negativo para una dependencia inversamente proporcional.

La correlación se determinó sin diferenciar los tipos de parcelas estudiadas, se correlacionan los 29 valores de pH, % de materia orgánica y % de arcilla con los 29 valores de metal disponible, debido a que el número de muestras para cada tipo de suelo es muy bajo y no reúne los requisitos estadísticos para la correlación.

En la Tabla 23 se muestran los valores de los coeficientes de correlación entre el pH, % de m.o. y % de arcilla del suelo, y el contenido de metal pesado disponible para los suelos.

Tabla 23. Coeficientes de correlación entre el metal pesado disponible y pH, % m.o. y % de arcilla, para los suelos de Aulico, P.V.				
Metal	pH	% m.o.	% arcilla	
Pb	0.1937	0.7032	0.5509	
Cd	0.2173	0.4555	0.3887	
Cr	0.3958	0.3682	0.2708	
Co	0.1276	0.6249	0.4687	
Cu	0.1387	0.6659	0.4213	
Zn	0.0839	0.6091	0.4309	
Ni	0.0602	0.6648	0.3689	
M	0.1047	0.7179	0.4418	
Fe	-0.0977	0.5456	0.1786	

En la tabla se observa que, por lo que respecta a los coeficientes entre pH y metal disponible los valores son muy bajos, van de 0.0602 del Ni a 0.3958 del Cr; lo que indica una baja correlación entre estas dos variables, lo que se explica por la gran complejidad entre las interacciones del pH y metal disponible en estos suelos, debido a la gran diferencia en el manejo agronómico que reciben. Únicamente el Fe presenta valor negativo en su coeficiente de correlación, lo cual deberíamos de haber esperado en todos los demás metales.

Los valores de coeficientes de correlación entre el % de materia orgánica y el contenido de metal disponible varían de 0.3682 para Cr y de 0.7179 para Mn; se puede observar que para Mn, Pb, Cu y Ni los coeficientes de correlación son superiores a 0.6500, lo que indica una buena correlación positiva, es decir, que a medida que se incrementa el % de materia orgánica en el suelo el contenido de metal pesado disponible también aumenta, lo cual se explica por que existe una fuente potencial de metales pesados en la fracción orgánica de los suelos sobre todo si entendemos que existe la posibilidad de la formación de quelatos con metales pesados. Para estos cuatro metales pesados, se presentan las gráficas de la correlación como ejemplos ilustrativos.

Los demás metales no presentan valores de coeficientes de correlación que nos indiquen una correlación significativa, aunque los valores del Co y Zn se encuentran cercanos al valor tomado como límite. Lo cual indica que existen otras interacciones que no permiten, dadas las condiciones actuales de los suelos que se observe una dependencia directamente proporcional como en los casos mencionados anteriormente, aunque en todos los casos se observan valores positivos.

Los coeficientes de correlación entre el % de arcilla y el contenido de metal pesado disponible presentan valores que van desde un 0.1786 para el Fe hasta un 0.5509 para el Pb, los cuales indican una baja correlación entre estas dos variables. Esto se debe a que existe baja proporción de arcilla que no permite que se observe una influencia en el metal pesado disponible, además, se puede mencionar que el tipo de arcilla presente en estos suelos no tiene la capacidad de retener a estos cationes metálicos en cantidades significativas, lo cual se observa en los valores de la CICT.

Las gráficas de las correlaciones más significativas se presentan en el apéndice 3.

XIII.6 CONTENIDOS DE METALES PESADOS TOTALES EN AGUAS

Los contenidos de metales pesados totales en agua se presentan en la tabla 24, en ella se presentan valores para aguas negras, aguas mezcladas y aguas de pozo; los muestreos se realizaron en la época en que las parcelas en estudio se estaban regando, en la temporada de muestreo, se dió una sequía moderada que obligó a dar riegos más frecuentes que en otros años.

Los valores reportados son el promedio de las muestras tomadas durante el ciclo agrícola para cada parcela, los números de riego no fueron los mismos para cada parcela ya que dependía del cultivo que se estableció, para los suelos de pozo los muestreos fueron siete, para las aguas mezcladas y aguas negras fueron cuatro.

Los valores de los contenidos de metales pesados totales para las aguas de pozo se encuentran dentro de los rangos normales y permisibles para aguas de uso agrícola según el

Concentraciones de metales pesados en aguas de las agrícolas (mg/L)			
Metal	Agua de pozo	Aguas negras	Aguas mezcladas
Cu	0.17	3.1*	0.32*
Cd	n.d.	0.01	0.01
Cr	n.d.	2.9*	1.9*
Co	n.d.	4.8*	0.02
Ni	0.13	2.4*	0.35*
Mn	0.11	0.19	0.17
Pb	3.1	8.4*	4.2
Fe	3.8	12.3*	3.6
Zn	1.8	2.0	1.9

* Valores que sobrepasan la concentración máxima permitida en la norma CECCA/001/89
n.n. metal pesado no detectado

criterio ecológico de la calidad de agua de 1989, CECCA001/89. No se detectó para estas aguas Cd, Co y Cr.

Para las aguas mezcladas los valores de Cu, Cr y Ni se encuentran arriba de las concentraciones máximas permisibles, los demás metales pesados no superan los límites tomados como referencia.

Para las aguas negras, los metales pesados que rebasan los límites permisibles son Pb, Ni, Co, Cu, Fe y Cr. Las concentraciones de Cd, Zn y Mn se encuentran en los rangos permisibles.

Con base en el análisis estadístico, se encontró diferencia significativa entre las concentraciones de Pb, Cu, Ni para las aguas negras y aguas de pozo y aguas mezcladas. Para los demás metales pesados, no se encontró diferencia significativa a pesar de que los valores absolutos son mayores en aguas negras para la mayoría de metales pesados a excepción del Zn y Mn.

Se presenta en el Apéndice 2, el ANOVA para las concentraciones de metal en cada tipo de agua y para cada metal pesado.

La representación gráfica de los valores de las concentraciones promedio de los metales pesados en las aguas muestreadas se presentan en el apéndice 3.

XIII.7 CONTENIDO DE METALES PESADOS EN LOS CULTIVOS

Los contenidos de metales en los cultivos presentes en las parcelas en estudio, fueron comparados con los valores reportados por Kabata-Kabata Pendias (1992), quien indica un rango normal y valores promedio para cada metal pesado en los cultivos creciendo en suelos no contaminados y con valores reportados por Cajuste (1991) quien establece un rango normal y un rango de daño fitotóxico para cada metal pesado, en un estudio realizado en el Estado de Hidalgo, México.

En la tabla 25 se presentan los valores del contenido de metal pesado en diferentes cultivos para los cuatro grupos de parcelas estudiadas en el Municipio de Atlixco, Puebla.

		Cr	Cd	Cu	Co	Pb	Ni	Mn	Fe	Zn
Parcelas regadas con agua de pozo										
8 y 9	Cilantro	6	4	8	5	4	5	30	220	32
10 y 25	Cebolla	7	5	5	8	3	6	25	200	18
4	Rábano	4.5	5.1	10	10	1.6	6.4	20	300	25
12 y 20	Cebolla	9	5	5	5	2.5	5	35	300	16
Parcelas regadas con aguas negras										
5	Calabaza	16	5	8	10	6	5	65	150	52
15 y 16	Cebolla	7	6	8	10	6	6	35	350	26
21	Rábano	10	5	5	10	6	9	40	950	30
13	Epazote	8	5	9.5	15	14	15	210	900	41
6	Col	7	5	5	4	3	5	25	225	33
19	Cilantro	8	5	10	5	3	6	40	250	24
Parcelas regadas con agua s mezcladas										
7 y 8	Cebolla	10	5	10	15	2	5	70	400	17
17 y 24	Tomate	11	5	5	15	3	4	15	300	16
22	Cilantro	9	3	10	10	3	4	85	450	23
14	Tomate	11	5	5	20	2	5	10	100	23
23	Cilantro	8	4	10	10	4	3	65	400	31
2 y 3	Cebolla	15	4	5	10	3	5	30	200	26
Parcelas de temporal										
1 y 2	Maíz	3	4	5	4	12	4	20	200	28
11	Frijol	4	5	10	13	13	4	50	400	36
26	Maíz	4	5	4	5.5	13	3	15	170	25
27	Maíz	3	2	4	6	18	3	22	210	36
28	Maíz	3	3	5	4	14	4	26	175	32
29	Frijol	4	4	8	11.5	12	3	21	340	34

Para los cultivos en parcelas regadas con agua de pozo, se observa que el Cd, Co y Cr presentan valores superiores a los reportados como normales, sin llegar a los niveles de daño fitotóxico establecidos por Cajuste (1991). Los otros elementos se encuentran dentro del rango normal para los demás cultivos.

Para los cultivos en parcelas regadas con aguas negras, las concentraciones de Cd, Co y Cr también rebasan al rango normal sin llegar a los niveles de daño fitotóxico; en los demás cultivos el resto de los elementos se encuentran dentro de los rangos normales a excepción del epazote que para Pb y Ni, sobrepasan el rango normal establecido por Cajuste. Para el mismo cultivo no se observan diferencias significativas en los valores determinados en parcelas regadas con agua de pozo y el determinado en parcelas regadas con aguas negras.

Para los cultivos en parcelas regadas con aguas mezcladas, los contenidos de Cd, Co y Cr tienen el mismo comportamiento que en los otros dos tipos de parcelas. Los demás metales pesados se encuentran en el rango normal. No se encontraron diferencias significativas con valores de otros tipos de parcelas.

Los valores de los contenidos de metales pesados en estos tres grupos de parcelas no presentaron diferencias significativas, para cebolla y cilantro, lo cual es posible de explicar si observamos que la disponibilidad relativa de los metales pesados en los tres tipos de parcelas es similar; al mismo tiempo, se observa que metales con contenidos más altos en los cultivos, Cd, Co y Cr presentan disponibilidades bajas, lo que es posible admitir, ya que los contenidos de estos metales pesados deben incorporarse por otras vías y no directamente del suelo.

En las parcelas de temporal, los cultivos fueron diferentes, a las otras tres, encontrándose, únicamente maíz y frijol. En el frijol, Cr y Cd presentaron valores superiores a los valores reportados por Kabata-Kabata Pendias (1992), los otros metales pesados se encuentran dentro de valores promedios para este cultivo. En el maíz los elementos que sobrepasan los valores promedios son Cu, Cd, Cr, Mn y Ni, los otros elementos se encuentran dentro de los valores promedio.

ESTA TESIS NO DEBE
SALIR DE LA BIBLIOTECA

XIV.- CONCLUSIONES

* En los suelos regados con agua de pozo, los contenidos totales de Pb, Cd, Co, Cr, Cu, Fe y Mn presentaron valores considerados como normales según los valores de referencia. El Ni fue el metal que sobrepasa los valores normales y las concentraciones máximas aceptables, en tres de los siete suelos estudiados. El contenido de Zn se ubica cerca del límite normal más bajo por lo que es probable que se puedan presentar deficiencias de este micronutriente en los cultivos.

* Para los suelos regados con aguas negras, el Pb, Co, Cu y Ni totales rebasan los valores límites para suelos normales, también rebasan las concentraciones máximas aceptables, para una producción agrícola sana propuestas por Canadá y la Comunidad Económica Europea. Los contenidos totales de Cd, Cr, Fe, Zn y Mn se encuentran en los rangos normales para suelos de uso agrícola.

* Para los suelos regados con aguas mezcladas los contenidos totales de Pb, Cd, Cr, Cu, Co, Fe, Zn y Mn se ubican dentro de los rangos normales para suelos agrícolas. El Ni fue el único metal que sobrepasa estos límites, 4 parcelas rebasan las concentraciones máximas aceptables para la producción sana de alimentos agrícolas.

* Los suelos de temporal, presentaron contenidos totales normales de Pb, Cr, Co, Cu, Fe y Mn para suelos agrícolas. El Zn presentó contenidos bajos que hacen suponer una posible deficiencia de este micronutriente en un futuro. El valor promedio de Ni total, se ubica dentro del rango normal, sólo en dos parcelas los contenidos totales rebasan las concentraciones máximas aceptables usadas de referencia.

* Los contenidos de metal pesado disponible en los suelos regados con aguas negras, presentaron los valores más altos para la mayoría de los metales pesados estudiados, a excepción del Cr que, junto con los suelos de aguas mezcladas y de pozo, mostraron valores semejantes.

* Los suelos de temporal presentaron los contenidos de metal pesado disponible más bajos para la mayoría de metales, a excepción del Fe, cuyo valor más bajo se presenta en los suelos regados con aguas mezcladas.

* La disponibilidad relativa, calculada mediante la relación: metal pesado disponible/ metal pesado total fue la siguiente:

Suelos regados con agua de pozo:
Pb>Cu>Co>Cd>Zn>Cr>Ni>Mn>Fe

Suelos regados con aguas negras:
Cu>Pb>Ni>Cd>Zn>Mn>Co>Fe>Cr

Suelos regados con aguas mezcladas:
Cu>Pb>Cr>Mn>Zn>Ni>Fe>Co>Cd

Suelos de temporal:
Cu>Zn>Pb>Ni>Mn>Cr>Fe>Co>Cd

* Los valores de disponibilidad relativa, expresada porcentualmente, son menores al 36% lo cual refleja que por el momento no existe un problema serio de que los metales pesados se incorporen a los cultivos; sin embargo, en los suelos regados con aguas negras es necesario que se tomen medidas para evitar un incremento en la disponibilidad de Cu, Pb, Ni y Cd.

* Puede establecerse que las fuentes principales de metales pesados en la zona de estudio son: las aguas negras usadas y el uso de agroquímicos, los que están provocando que los contenidos totales de los metales en estudio se incrementen.

* No se encontró una buena correlación entre el pH del suelo y el contenido de metal pesado disponible, lo que demuestra una interacción bastante compleja en estos suelos.

* Para el caso entre contenido de materia orgánica y contenido de metal pesado disponible se observó una buena correlación positiva para Mn, Pb, Cu y Ni.

* Los coeficientes de correlación entre el contenido de arcilla y contenido de metal pesado son bajos, lo cual no permite establecer alguna dependencia entre estas dos propiedades.

* Las aguas utilizadas para riego sobrepasaron los niveles máximos permitidos, según la norma CECCA/001/89, en el caso de aguas negras para Cu, Cr, Co, Ni, Pb y Fe. Para aguas mezcladas rebasaron dicho límite Cu, y Cr. Las aguas de pozo no rebasaron los límites en ningún caso.

* Los cultivos en las parcelas de estudio, presentaron contenidos de metales pesados superiores a los reportados como normales para Cd, Co y Cr, en los tres tipos de parcelas de riego. En suelos de temporal, el maíz excedió los límites normales para Cr, Cd, Cu, Mn y Ni. En los cultivos del frijol los metales pesados que excedieron fueron Cr y Cd.

* Los suelos en estudio del área de riego, presentan propiedades físicas y químicas que los hacen suelos con una alta fertilidad y productividad; no existe alguna limitante que impida una actividad agrícola intensiva.

* Los contenidos de macronutrientes en estos suelos, son adecuados para la producción de la gran mayoría de los cultivos que se producen en la región.

* Los suelos en estudio del área de temporal, presentan contenidos de macronutrientes pobres, que provocan una baja fertilidad de estos suelos, aunado a bajos contenidos de materia orgánica y arcilla que permiten una pérdida importante de nutrientes.

XV.- RECOMENDACIONES

La situación que se presenta en la zona y con base a los resultados que se han obtenido no solo en este trabajo sino en los realizados por otras dependencias e instituciones se sugieren las siguientes recomendaciones.

1.- El Municipio de Atlixco deberá de vigilar la calidad de sus aguas de riego para evitar que a corto plazo se incrementen problemas de contaminación de suelos con metales pesados.

2.- En la zona de riego con aguas derivadas del Río Nexapa es necesario monitorear la disponibilidad de metales pesados ya que los contenidos totales se encuentran elevados.

3.- En la zona de temporal es necesario incrementar la fertilidad de los suelos, incorporando materia orgánica.

4.- Es necesario evaluar el Zn en los suelos del municipio para detectar posibles deficiencias de este micronutriente.

5.- Es prioritario que se controle la aplicación de agroquímicos ya que es una fuente potencial de metales pesados para los suelos y cultivos.

6.- Se requiere realizar estudios que nos permitan conocer la dinámica de los metales pesados en estos suelos y establecer las correlaciones con las propiedades edáficas y observar como son afectadas.

7.- Es urgente que las autoridades pertinentes establezcan un programa de recuperación de los recursos naturales en esta región y a nivel nacional para evitar su deterioro.

BIBLIOGRAFÍA

1. - Adams F., 1980. Interaction and plants in Proc.Symp. The role of phosphorus in agricultur. Khasawneh F.E. Ed. Am. Soc. Agron. Madison, Wis. 124-128.
- 2.- Aguilera H.N., 1973. Evaluación de los contaminantes del suelo y su metodología en Ia. Reunión nacional sobre problemas de la contaminación, UNAM. S.S.A. Tomo II, 1123-1140.
- 3.- Aguilar A., Linares J., Romero L. 1985. Extractantes químicos de micronutrientes en suelos de cultivo. Agrochimica Vol. XXIX no. 1. 11-21
- 4.- Albert A.L., 1985. Curso básico sobre toxicología ambiental. ECO/OPS/INIREB, Ed. México. 23-31.
- 5.- Aller A.J. y Bernal J.L., 1986. Elementos traza esenciales para las plantas. Inf. Tec. Eco. Agraria.63.España. 27-44.
- 6.- Aller A.J., Bernal J.L. y Nozal M., 1989. Geoquímica de elementos traza, INIA. España. Ministerio de agricultura, pesca y alimentación. 5- 28.
- 7.- Alloway J.B. y Andrew P.J.,1991. The behavior of heavy metals in sewage sludge-amenend soils. inThe Science of the total environment. Elsevier Science Publishers. 151-176.
- 8.- APHA, 1980.Standard methods for the examination of water and wastewater. Amer. Pub. Health Asoc.1100-1123.
- 9.- Azpiazu M.N., y Romero F. 1986. Metal distribution and interaction in plant cultures on artificial soil. Water,air and soil pollution; 28,1-26.
- 10.- Baber S.A., 1984. Soil nutrient bioavailability. John Wiley and Sons, Ed. N.Y.345-356.
- 11.- Banin A.J., Navrot J. y Noi Y., 1984. Accumulation of heavy metal in arid zone Soil. J.Environ.Qual. 10: 536-540.
- 12.- Bartlett R.J. y Kimble J.M., 1976. Behavior of chromium in soils, I. Trivalent forms. II. Hexavelent forms. J. Environ.Qual.;5, 379-383.
- 13.- Bartlett R.J. y James B., 1979. Behavior of chromium in soils, III. Oxidation, J. Environ. Qual. 8, 31-36.
- 14.- Baxter J.C., Aguilar M. y Brown K. 1983. Metales pesados y compuestos orgánicos persistentes en sitios con depósitos de lodos residuales. J. Environ. Qual. Vol.12 no. 3. 311-315.

- 15.- Bazzaz F.A., Carlson R.W. y Rolfe G.L., 1974. The effect of heavy metals on plants. *Environ.Pollut* 7.241-249.
- 16.- Beckett P.H., 1979. The disposal of sewage-sludge on farmland the scope of the problem of toxic elements. *Water Pollut. Control*, 78; 419-422.
- 17.- Behhel D., Nelson D. y Sommers L. 1983. Efectos de los lodos residuales sobre la especiación de los metales en la solución del suelo. *J. Environ. Qual.* Vol.12, no. 2. 181-186.
- 18.- Benton Jones J. Jr., 1991. Plant tissue analysis in micronutrients in *Micronutrients in agriculture*. 2nd Ed. SSSA. Madison. 477-541.
- 19.- Bernard D.K. y Boyd G.E. 1980. Essential micronutrients IV. Cu, Fe, Mn and Zn in *Applied soil trace elements*. John Wiley and Sons Ltd. 267-274.
- 20.- Berrow M.L. y Mitcheller L. 1980. Location of trace elements in soil profile: Total and extractable contents of individual horizon. *Trans. R. Soc. E.E. Sci.* 71, 103-112.
- 21.- Bingham F.T., Peryea J.F. y Wesley M. 1989. *Metal Toxicity to agricultural crops*. Elseviers Science Publishers, 5-34.
- 22.- Bloomfield C. 1981. The translocation of metal in soils in the chemistry of soil processes. Greenland and Hayes Ed. John Wiley and Sons. 167-173.
- 23.- Bloomfield C. y Pruden G. 1980. The behavior of Cr (VI) in soil under aerobic and anaerobic conditions. *Environ. Pollut.* 23:97-103.
- 24.- Bromfield S.A., 1978. The effect of Mn oxidizing bacteria and pH on the availability of manganese ions and oxides to oats in nutrients solutions. *Plant Soil* 49, 23.33.
- 25.- Brown J.C. 1969. Quelatación de Metales en suelos. *Soil Sci.Soc. Amer. Proc.*, Vol. 33: 55-61.
- 26.- Brown J.C. 1976. Iron deficiency and Boron toxicity in alkaline soils in workshop on plant adaptation to mineral stresses in problem soil. Wright and Cornell Eds. University Ithaca. 67-74.
- 27.- Bowen H.J., 1979. *Environmental chemistry of the elements*. Academic Press. London. 234-245.
- 28.- Burridge J.C. y Hewitt I.J. 1987. A comparison of two soil extraction procedures for the determination of EDTA extractable Cu and Mn. *Commun. in Soil Sci. Plant. Anal.* 18 (3), 301-310.
- 29.- Cala R.V. y Rodriguez S.J. 1989. Estudio de la contaminación por metales pesados en la Vega de Aranjuez, I y II. *Anal. Edaf. y Agrobio.* Tomo XLIV, no 9 y 10 :189-193.

- 30.- Cajuste L.J., Carrillo G.R., Cota E. y Laird R.J. 1991. The distribution of metals from wastewater in the Mexican valley of Mezquital. *Water, Air and Soil Pollution*. 57-58: 763-771.
- 31.- Cary E., Allaway W. y Olson O.E. 1977. Control of chromium concentrations in food plants. I. Absorption and translocation of chromium in plants. II. Chemistry of chromium in soils and its availability to plants. *J. Agric. Food. Chem.* 25, 1 300-312, II 305-309.
- 32.- Cataldo D.A. y Garland T.R. 1978. Nickel in plants. *Plant Physiol.* 62; I 563-574, II 566-575.
- 33.- Chaney R.L. 1988. Metal speciation and interactions among elements affect trace element transfer in agricultural and environmental food-chains. in *Metal speciation: theory, analysis and application*. Lewis Publishers. Inc. Chelsea. 219-259.
- 34.- Chang A.C., Lund L.J. y Page A.L. 1984. Accumulation of heavy metal in sewage sludge-treated soil. *J. Environ. Qual.* Vol.13, no. 1.87-91.
- 35.- Chang A.C., Page A.L. y Warneke J.E. 1984. Sequential extraction of soil heavy metals following a sludge application. *J. Environ. Qual.* Vol. 13 no. 1. 33-38.
- 36.- Chang A.C., Page A.L. y Bingham F.T. 1982. Adsorción de metales en trigo en suelos tratados con lodos residuales. *J. Environ.Qual.* Vol. 11, no. 4. 705-708.
- 37.- Chang F.H. y Broadbent F.E. 1982. Influencia de los metales traza en el nitrógeno del suelo. *J. Environ. Qual.* Vol. 11 no 1. 1-4.
- 38.- Chapman H.D. 1972. *Diagnosis criteria for plants and soils*. UCLA, Ed. Riverside. 345-356.
- 39.- Cheshire V. y Berrow M.L. 1977. Metal distribution and nature of some Cu, Mn and complexes in humic and fulvic acid fractions of soil organic matter. *Geochim. Cosmochim. Acta.*41; 1131-1139.
- 40.- Cruz M.A. y Tamariz F.J.V. 1992. Extracción secuencial de metales en suelos agrícolas del municipio de Papalotla, Tlax. en *La investigación edafológica en México. Congreso Nal. De la Ciencia del Suelo.Soc.Mex. de la Ciencia del Suelo* Ed.85-86.
- 41.- CNA, 1991. *Manual técnico para el uso, aprovechamiento y manejo de aguas residuales en el riego agrícola*. Comisión Nacional del Agua.278-284.
- 42.- Cox F.R. y Kamprath E.J. 1972. Micronutrients soil test in *Micronutrient in agriculture*. Morvedt Ed. S. Sci. Soc. Am.656-664.

- 43.- Cordova A.V., Guzmán G. Martínez D. y Morales P. 1991. La contaminación de productos agrícolas en el CADER Atlixco. Tesis de maestría C.P.
- 44.- CSTPA, 1980. Handbook on reference methods for soils testing. Council on soil testing and plant analysis. Georgia. 543-549.
- 45.- Cunningham L.M. y Collins F.W. 1975. Physiological and biochemical aspects of Cd toxicity in soybean. Conferencia sobre metales pesados en el medio ambiente. Toronto. 290-297.
- 46.- Dana S.E. y Ford E.N., 1986. Tratado de mineralogía. John Wiley and Sons. 404-412.
- 47.- Davies B.E. 1977. Heavy metal pollution of british agricultural soils with special reference to the role of lead and copper mining. *in* Semin. on soil environ and fertility management in intensise agriculture. Japon. 190-197.
- 48.- Davies B.E. 1992. Interrelationships between soil properties and the uptake of Cd, Cu, Pb and Zn from contaminated soils by radish. *Water, air and soil pollution.* 63, 331- 342.
- 49.- Davies B.E. 1980. Applied soil trace elements. John Wiley and Sons Ltd.21.68.
- 50.- Dekock R.C. 1981. Iron nutrition under conditiont stress. *J. Plant Nutr.* 3, 513-524.
- 51.- CECCA001, 1989. Norma técnica ecológica. Diario oficial de la Federación, 24 de Octubre de 1989. Secretaria de Gobernación.
- 52.- Porrúa 1977. Código sanitario de los Estados Unidos Mexicanos. Ed. Porrúa, México.
- 53.- El-bassaam N. y Tietjen C. 1977. Municipal Sludge as organic fertilizer with special reference to the heavy metal constituents *in* Soil organic matter studies. Vol. 2, IAEA Viena. 25-32.
- 54.- EPA, 1974. Methods for chemical alalysis of water and wastes. Environmental Protection Agency, USA. 345-367.
- 55.- Emmrich W.E., Lund L.J. y Page A.L. 1982. Movilidad de metales pesados en suelos tratados con lodos residuales. *J. Environ. Qual.* vol. 11 no. 2. 174-177.
- 56.- Emmrich W.E. y Lund L.J. 1982. Formas de metales pesados en la fase solida de suelos tratados con lodos residuales. *J. Environ. Qual.* Vol. 11. no. 2. 178-181.
- 57.- Farrah H. y Pickering W.F. 1978. The sorption of lead and cadmium species by clay minerals. *Aust. J. Chem.* 30. 1417-1423.

- 58.- FAO, 1992. Wastewater treatment and use in agriculture irrigation and drainage. Paper 47, FAO, ONU. 89-97.
- 59.- Firmecy E.E. y Perace K.K. 1986. Land contamination and reclamation in understanding our environment. Royal Soc. of Chemistry London.329-337.
- 60.- Fleming G.A., Walsh T. y Ryan P. 1968. Some factores influencing the content and profile distribution of trace elements in irish soils. *in* Proc. 9th. Int. Congr. Soil Sci. Australia.178-182.
- 61.- Flores Delgadillo L., Hernandez Silva G., Alcalá Martinez R. y Maples Vermeersch M.1992. Total Contents of Cadmium, Copper, Manganese and Zinc in Agricultural Soils irrigated with wastewater from Hidalgo, Mexico. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 8(1),37-46.
- 62.- Forbes E.A. y Posner A.M. 1976. The specific adsorption of divalent Cd, Co, Cu, Pb and Zn on goethite. *J. Soil Sci.* 27, 154.164.
- 63.- Foy C.D., Chaney R.L. y White M.C. 1978. The physiology of metal toxicity in plants. *Annu. Rev. Physiol.* 29, 511.523.
- 64.- Gadde R.R. y Laitnen H.A. 1974. Studies of heavy metal adsorption by iron and manganese oxides. *Anal. Chem.* 46, 2022-2031.
- 65.- Garnett K., Kirk P.W. y Lesater J.N. 1987. Assessment of the interactions of metals and nitroacetic acid in soil/sludge mixtures. *Water, air and soil pollution.* Vol.34 no.14. 55-69.
- 66.- Gartrell J.W. 1981. Distribution and correction of copper deficiency in crops and pastures. *in* Cooper in soils and plants. Academic Press N.Y. 415-426
- 67.- Gough L.P., Shacklette H.T. y Case A.A. 1979. Elements concentrations toxic to plants, animals and human. *U.S. Geol. Surv. Bull.* 1466-1474.
- 68.- Gestring W.D. y Jarrell W.M. 1982. Disponibilidad de metales para las plantas en suelos enmendados con lodos tratados. *J. Environ. Qual.* Vol 11. No.4. 128-132.
- 69.- Gerritse R.G. y Van Driel W. 1984. The relationships between adsorption of trace metals, organic matter and pH in temperate soils. *J. Environ. Qual.* Vol. 13 no.2.234- 245.
- 70.- Graham R.D. 1981. Absorption of copper by plants roots *in* Cooper in soils and plants. *Academ. Press N.Y.*389-397.
- 71.- Griffin R.A., Au A.K. y Frost R.R. 1977. Effect of pH on adsorption of chromium from landfill leachate by clay minerals. *J. Environ. Sci. Health* 12A. 167-189.
- 72.- Grove J.H. y Ellis B.G. 1980. Extractable chromium as related to soil pH and applied chromium. *Soil Sci. Soc. J.* 44, 238-243.

- 73.- **Gujardo Viera R. y Mendez G.T.**, 1985. Contaminación de las aguas negras de la Cd. de México por A.B.S., Boro y metales pesados. *Terra* Vol.3, no. 1 3-6.
- 74.- **Goucharuk E.J. y Sitorenko G.J.** 1986. Hygienic regulations for chemical sbstances in soils. *Medicina Moscu*, 23: 320-326.
- 75.- **Gunn A.M., Winnard D.A. y Hunt D.T.** 1988. Trace metal speciation in sediments and soil *in* *Metal speciation: Theory, analysis and application*. Lewis Publishers, Inc. Chelsea. 260.287.
- 76.- **Hamilton E.I.** 1980. Analysis for trace elements I y II. *in* *Applied soil trace elements*. John Wiley and Sons De. 389-399.
- 77.- **Harmsen K. y Fleger L.** 1985. The chemistry of micronutrients in soil *in* *Micronutrients in tropical foods*. S.S.S.A.234-256.
- 78.- **Heenan D.P. y Campbell L.C.** 1980. transport and distribution of manganese in two cultivars of soybean. *Aust. J. Agric. Res.*31, 943-956.
- 79.- **Hernandez S.G. y Flores D.L.**, 1990. Tendencias en la acumulación de metales pesados en los suelos del D.R. 03 de Hgo. por efecto del riego con aguas negras. *en* *1er Simposio Nacional sobre degradación del suelo*. UNAM. 66-70.
- 80.- **Hickey M-G. y Kittrick D.J.** 1984. Partición química de metales en los suelos. *J. Environ. Qual.* vol. 13, no. 3. 28-35.
- 81.- **Hildebrand E.E. y Blume W.E.** 1974. Lead fixation by clay minerals. *Natur wisseschafte*n 61, 109-112.
- 82.- **Hutchinson T.C. y Whitby L.M.** 1973. A study airborne contamination of vegetation and soil by heavy metals from the Sudbury Ontario. Cooper, Nickel Smelters. *in* *Trace subst. environ health*, vol.7 . 67-75.
- 83.- **Iimura K., Ito H., Chino M. y Marishita T.** 1977. Behavior of contaminat heavy metals in soil plant system. *in* *Proc. Inst. Sem. Sefini*. Tokyo.
- 84.- **INEGI**, 1987. *Síntesis geográfica, nomenclator y anexo cartográfico del Estado de Puebla*. INEGI, SPP.
- 85.- **INEGI**, 1990. *XI Censo general de población y vivienda, tomo 1*. SPP.
- 86.- **INEGIa**, 1990. *Carta topográfica esc. 1:50 000, Atlixco*. E14B52. SPP.
- 87.- **INEGIb**, 1990. *Carta edafológica esc. 1:50 000, Atlixco*. E14B52. SPP.

- 88.- INEGI, 1990. Carta geológica esc. 1:50 000, Atlxco. E14B52. SPP.
- 89.- INEGI, 1992. Anuario estadístico del Estado de Puebla. SPP.
- 90.- Jackson M.L. 1982. Análisis químico de suelos 4a. edición, Ed. Omega. Barcelona.245-276.
- 91.- Jagodin B.A., Troykaya G.N. y Ovchassenko G. 1974. Cobalt in plant metabolism in *Biologicheskaya rol. mikroelementor I. Ich. Primieneniye y selkom khozaystrure. Medicine nauka Moscu.34*; 345-356.
- 92.- Jenny H., 1941. Factores formadores de suelo. Mac. Graw Hill. 25-38.
- 93.- Johuston W.R. y Proctor J. 1977. Metal concentrations in plants and soils from two British serpentine sites. *Plant soils* 46: 123-129.
- 94.- Kabata Pendias A. y Pendias H. 1992. trace elements in sil and plants. CRC Press Boca Raton , London.89-93.
- 95.- King L. D., 1988. Retention of Cd by several soils of the southeastern United States. *J. Environ. Qual. Vol.17, no. 2*.246-250.
- 96.- Kloke A., 1979. Content of As, Cd, Cr, Fe, Pb, Hg and Ni in plantgrown on contaminated soil. *Symp. on effects of airborne pollution on vegetation. C.E.E.Warsaw*.178-186.
- 97.- Kranskopf K.B., 1972. Geochemistry of micronutients in *Micronutrients in agriculture. Mortvedt Eds. Soil Sc. Soc. Am.* 234-240.
- 98.- Koepe D.E., 1981. Plomo: Conocimiento de la toxicidad del plomo en las plantas. en *Efecto de la polución de metales pesados sobre las plantas. Applied science Publishers. Eds.* 33-38.
- 99.- Kubota J. y Allawa W.H., 1972. Geographic distribution of trace elements problems. in *Micronutrients in Agriculture. Mortvedt. Eds. Soil Sc. Soc.Am.* 45-56.
- 100.- Lake D.L., Kirk P.W. y Lester J.N. 1984. Fractionation, characterization and speciation of heavy metal in sewage sludge and sludge amened soil: A review. *J. Environ. Qual. Vol.13 no. 2.*, 175-183.
- 101.- Linn C.H. y Jackson M.L. 1982. Dissolution for total elemental analysis. *in Agronomy no. 9: S.S.S.A.* 1-11.
- 102.- Lindsay W.L. 1979. Chemical equilibrium in soils. Wiley and sons N.Y. 212-215.

- 103.- Lisday C.F.W., 1985. Micronutrient soil testing for the tropics. *in* Micronutrient in tropical foods. 1985. 165-179.
- 104.- Loneragan J.F. 1975. The availability and absorption of trace elements in soil-plant systems and their relation to movement and concentration of trace elements in plants. *in* Trace elements in soil-plant animal systems. Nicholas D.J. Ed. Academ. Press. N.Y. 169.175.
- 105.- Maass J.M. y García O.P. 1990. Conservación de suelos en la zona tropical. El caso de México. *Ciencia y Desarrollo* 15, (90), 21-36.
- 106.- Maclean K.S., Robinson A.R. y Mac Connell H.M. 1987. Effect of sewage-sludge on the heavy metal content of soil and plant tissue. *Commun. in soil Sci, Plant. Anal.*, 8 (11). 1303-1316.
- 107.- Mascareño C.F., 1974. Estudio preliminar sobre la contaminación de los suelos y de la producción agrícola en el D.R. 03 por el uso de aguas negras de la Cd. de México. Tesis C.P. Chapingo.
- 108.- McGrath S.P. y Cunliffe C.H. 1985. A simplified method for the extraction of the metals from soils and sewage sludges. *J. Sci. Food Agric.* 36, 794-798.
- 109.- Méndez García T., 1982. Estudio sobre la contaminación de suelos agrícolas del Valle del Mezquital, Hgo. por A.B.S., Boro y metales pesados. Tesis Fac. Ciencias UNAM.
- 110.- Miller W.P., Mcfee W.W. y Kelly J.M. 1983. Mobility and retention of heavy metals in sandy soils. *J. Environ. Qual.* vol. 12, no. 14. 579-583.
- 111.- Moreno D.R., 1978. Clasificación de pH del suelo, contenido de sales y nutrimentos asimilables. INIA, SARH. Méx.
- 112.- Narwall R.P., Singh B.R. y Panhwar A.R. 1983. Disponibilidad de metal en suelos tratados con lodos residuales, efecto del pH sobre el rendimiento. *J. Environ. Qual.* Vol. 12 no. 3. 358-365.
- 113.- Ocampo F.I., 1994. Importancia social y económica de la producción hortícola en un sistema de pequeña irrigación con aguas contaminadas, el caso del canal de Sta. Lucía Atlixco, Puebla. Tesis. CEICADAR. C.P.
- 114.- Page A.L., Chang A.C. y Warneke J.E. 1984. Extracción secuencial de metales en suelos posterior a aplicaciones de lodos residuales. *J. Environ. Qual.* vol. 13, no. 1. 36-42.
- 115.- Page A.L., Chang A.C. y Adriano D.C. 1988. Land application of municipal sewage sludge guidelines trace elements *in* Proc. 2nd. Symp. Land. Appl. Sewage Sludge. Assoc. Utilization sewage sludge. Japon. 129-134.

- 116.- Paredes M.C.S. 1992. La región de Atlixco, Huaquechula y Tochimilco. La sociedad y la agricultura en el siglo XVI. Colección Puebla G.E. de PESAS, FCE, 107-111.
- 117.- Petruzzelli G., Lubrano L. y Cervelli S. 1984. Absorción de metales en semilleros de trigo en suelos enmendados con ceniza. *Water, air and soil pollution*. vol.32 no. 1. 389-395.
- 118.- Phipps D.A. 1981. Química y bioquímica de los elementos traza en los sistemas biológicos. *en* Efecto de la polución de los metales pesados sobre las plantas. Applied Sc. Publishers. Ltd. 80-87.
- 119.- Puvors D., 1977. The contaminations of soil and food crops by toxic elements normally found in municipal wastewaters and their consequences for human health. *in* Wastewater renovation and reuse. D'itri F.M.Ed. Marcel. NY. 67-85.
- 120.- Romero F.E.C., 1987. Metal plant and soil pollution indexes. *Water, air and soil pollution*; vol. 34. 234-240.
- 121.- Rump H.H. y Krisr H. 1988. Laboratory manual for the examination of water, waste and soil. VCH Publishers, NY.
- 122.- SARH, 1987. Diagnostico preliminar del CADER, Atlixco. Equipo técnico del CADER, SARH.
- 123.- SARH, 1991. Directorio de la unidades de riego, DGNA. Directorio de normas para la operación de obras de infraestructura y áreas de cultivo, CADER, Atlixco.SARH.
- 124.- SARH, 1992. Ley de aguas nacionales. CNA, SARH. 378-390.
- 125.- Sauerbeck D.R., 1991. Plant, element and soil propierties governing uptake and availability of heavy metals derived from sewage sludge. *Water, air and soil pollution*. vol.57-58, 227-237.
- 126.- Schalscha E.B., Morales M. y Pratt P.F. 1987. Lead and molybdenum in soils and forage near a atmospheric source. *J. Environ. Qual.* Vol.16.no.4. 313-315.
- 127.- Schnitzer M. y Khan S.U. 1978. Soil organic matter. Elsevier Scientific Publishers company. 147-156.
- 128.- SHCP, 1988. Los municipios de Puebla. Colección enciclopédica de los municipios del estado Puebla. SHCP y Gob. del Estado.
- 129.- Sheppard M. y Thibault D.H. 1991. A four year mobility study selected trace elements and heavy metal. *J. Environ. Qual.*20: 101-114.

- 130.- Simeoni L.A., Barbarick K.A. y Sabey B.R. 1984. Efecto del composteo sobre la disponibilidad de metales. *J. Environ.Qual.* vol.13 no.2. 264-268.
- 131.- Sillanpaa H. 1982. Micronutrients and the nutrient status of soils a global study, Food and agriculture. ONU Roma .
- 132.- Sinclair A.J. 1980. Statistical analysis of trace elements data. *in* Applied soil trace elements. Jhon Waley and Sons. 131-153.
- 133.- Singh B. R. y Narwal R.P. 1984. Plant availability of heavy metals in a sludge treated soil: II. Metal extractability compared with plant metal uptake. *J. Environ. Qual.* vol. 13. no 3. 344-349.
- 134.- Soon Y.K. y Bates T.E., 1982. Chemical pools of Cd, Ni and Zn polluted soils and some preliminary indications of their availability to plants. *J. Soil Sc.* 33, 477-488.
- 135.- Sparks D.J. 1986. Soil physical chemistry. CRC Press. Boca Raton., Fl.256-267.
- 136.- Sposito Garrison, 1989. The chemistry of soil. Oxford University Press. NY. 38-45.
- 137.- Soltanpour P.N. 1985. Use of ammonium bicarbonato-DTPA soil test to evaluate elemental availability and toxicity. *Commun. in soil Sc. Plant Anal.*, 16, 3; 323-338.
- 138.- Tamariz F. V., Cruz M. A. y Bonilla F. N. 1990. Determinación de los niveles de Fe y Zn en los suelos agrícolas afectados por descargas industriales. *en* 1er. Simposio Nal. sobre la degradación del suelo. Inst. de Geología, UNAM. 67-75.
- 139.- Tamariz F.V. y Cruz M.A. 1992. Disponibilidad de metales en tres suelos del Estado de Puebla. *en*: La investigación edafológica en México. XXV Congr. Nal. de la Ciencia. del Suelo. México. 113-124.
- 140.- Tessier A., Campell P. y Bisson M. 1979. Un procedimiento de extracción secuencial para la especiación de metales traza. *Analytical chemistry.* Vol.51, no. 7. 844-851.
- 141.- Valdres J.M., Gal M. y Mingelgrim U. 1983. Algunos metales pesados en suelos tratados con lodos residuales. *J. Environ.Qual.* vol.12 no.1. 49-57
- 142.- Valera P. M.A. y Cruz M. A. 1990. Modificación de las propiedades físicas de los suelos por la adición de agua contaminada por grasas y aceites. 1er. Simposio Nal. sobre la degradación del suelo. Inst. de Geología, UNAM. 52-55.
- 143.- Williams D.E., Vlamis J. y Pukite A. 1987. Movimiento de metales en suelos tratados con lodos residuales un estudio de 9 años. *Soil Sci.* Vol.143, no.2.145-150.

144.- Winkler M. 1986. Tratamiento biológico de aguas de desecho. Ed.Limusa, 1a edición. 89-96.

145.- Wolf B. 1982. A comprehensive system of analysis and its use for diagnosis crop nutrients status. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 13: 1035-1059.

146.- Youssef R.A., 1991. Movement of metals to plants roots. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 34, 635-641.

APENDICE 1

CARACTERISTICAS AGRONOMICAS DE LAS PARCELAS EN ESTUDIO, MPIO. DE ATLIXCO, PUEBLA.

(Encuesta realizada en Noviembre de 1992)

*** PARCELAS REGADAS CON AGUA DE POZO

Parcela : 4

Ubicación: Camino principal junto al pozo 12.

Población: Tenextepec

Propietario: Félix Jiménez

Cultivos anteriores: jícama, cacluate y hortalizas

Agroquímicos utilizados: fungicidas y herbicidas 5 lt/ha.

Producción alcanzada: buena

Observaciones: El riego se inició hace tres años, presentan enfermedades fungosas, suelos afectados por el crecimiento de la zona urbana.

Parcela : 8

Ubicación: El arenal

Población: La Trinidad

Propietario: parcela ejidal, asignada a diversos propietarios.

Cultivos anteriores: jícama y hortalizas

Agroquímicos utilizados: insecticidas y fungicidas

Producción alcanzada: buena

Observaciones: La parcela no se ha trabajado regularmente

Parcela : 9

Ubicación: Punto legal

Población: San Diego Acapulco

Propietario: Parcela ejidal.

Cultivos anteriores: hortalizas

Agroquímicos utilizados: herbicidas

Producción alcanzada: buena

Observaciones: Se presentan plagas, el terreno se encuentra cerca de la vía del tren.

Parcela : 10

Ubicación: Enfrente del balneario de Axocopan

Población: Axocopan

Propietario: Ejido

Cultivos anteriores: Urea y superfosfatos

Agroquímicos utilizados: herbicidas y fungicidas

Producción alcanzada: buena

Observaciones: Se utiliza agua de diferentes pozos desde hace años y en algunas ocasiones agua del balneario

Parcela : 12

Ubicación: San Cristobal

Población: San Agustin Ixtahuistla

Propietario: Alejandro Trinidad ramirez

Cultivos anteriores: flores y hortalizas

Agroquímicos utilizados: Urea y nitroamonio, Tamaron y Agromicin 6 lt/ha

Producción alcanzada: muy buena

Observaciones: el uso de agua de pozo es de más de 10 años. Es una zona de alta producción con buena técnica

Parcela : 20

Ubicación: Col. E. Zapata (zona de San José)

Población: Nexatengo

Propietario: Marcelino Torres

Cultivos anteriores: flores y hortalizas

Agroquímicos utilizados: urea y herbicidas

Producción alcanzada: muy buena

Observaciones: el agua de pozo se usa desde hace 12 años, se llega a mezclar con agua de manantial.

Parcela : 25

Ubicación: San Alejo

Población: Axocopan

Propietario: Maurilio Tequimitla

Cultivos anteriores: jitomate, jicama y hortalizas

Agroquímicos utilizados: superfosfatos, nitratos y cloruro de potasio, poca aplicación de herbicidas

Producción alcanzada: muy buena

Observaciones: el agua de pozo es de hace 14 años, se agregan en el agua fungicidas.

***** PARCELAS REGADAS CON AGUAS NEGRAS, DERIVADAS DEL RIO
NEXAPA**

Parcela : 5

Ubicación: Portezuelo I

Población: Portes Gil

Propietario: Zona Ejidal

Cultivos anteriores: flores y hortalizas

Agroquímicos utilizados: nitroamonio, fungicidas y herbicidas

Producción alcanzada: muy buena

Observaciones: El agua proviene de la utilizada en la hidroeléctrica Portezuelo I, no reciben ningún tratamiento previo. Su agricultura es tradicional.

Parcela : 6

Ubicación: Ejido San Pablo

Población: San Agustín Huixactla

Propietario: Luis Romero Carranza

Cultivos anteriores: flores y hortalizas

Agroquímicos utilizados: Urea, fungicidas y herbicidas

Producción alcanzada: buena

Observaciones: Se llega a mezclar con agua del río los Molinos que conduce las aguas municipales de la ciudad de Atlixco.

Parcela : 13

Ubicación: San Cristobal

Población: San Juan Tejaluca

Propietario: Félix Grande Hernández

Cultivos anteriores: Hortalizas , flores, epazote.

Agroquímicos utilizados: urea, antonitro, sulfato triple 17, herbicidas; dragon, activol, tamaron e insecticidas

Producción alcanzada: buena

Observaciones: solo se utiliza agua del río Nexapa

Parcela : 15

Ubicación: Detras de la iglesia del pueblo.

Población: Sto. Domingo Atoyatempa

Propietario: Bernardino Escalona

Cultivos anteriores: flores y hortalizas

Agroquímicos utilizados: Urea y amonitro; arcoiris, galgrin e insecticidas

Producción alcanzada: buena

Observaciones: solo se usa aguas del río Nexapa.

Parcela : 16

Ubicación: Salida a San Félix Hidalgo

Población: Santo Domingo Atoyatempa

Propietario: Francisco Ramírez Flores

Cultivos anteriores: flores y hortalizas

Agroquímicos utilizados herbicidas y fungicidas Fertilizantes como: urca, triple 17 y amonitro

Producción alcanzada: buena

Observaciones: Pertenece al sistema de riego del canal de Sta. Lucia, se llega a utilizar agua de jagüey.

Parcela : 19

Ubicación: Col. E. Zapata, zona Chautlas.

Población: Nexatengo

Propietario: Cruz Beceril

Cultivos anteriores: Cilantro y Hortalizas

Agroquímicos utilizados: Urea, tamaron y agromicín

Producción alcanzada: buena
Observaciones: La parcela utiliza en ocasiones agua de los manantiales de San Baltazar y del canal de Sta. Lucía.

Parcela : 21

Ubicación: Camino que va a Nexatengo
Población: Sta. Ana Yancuitlalpan
Propietario: Diódoro Flores
Cultivos anteriores: hortalizas
Agroquímicos utilizados: superfosfatos, urea, fungicidas y herbicidas
Producción alcanzada: buena
Observaciones: reciben aguas del canal de Sta. Lucía, el principal abastecimiento el del río Nexapa.

***** PARCELAS REGADAS CON AGUAS MEZCLADAS**

Parcela : 2

Ubicación: San Lorenzo
Población: La Sabana
Propietario: Juan Hernández de los Santos
Cultivos anteriores: maíz, sandía, flores y hortalizas
Agroquímicos utilizados: sulfatos, urea y foliol y nubacrom
Producción alcanzada: buena
Observaciones: La mezcla de agua se realiza entre aguas del pozo 5 y del jagüey que recolecta aguas residuales de la ciudad de Atlixco y de lluvia.

Parcela : 3

Ubicación: San Juan Castillotta
Población: La Sabana
Propietario: Máximo Bautista
Cultivos anteriores: pepino, cebolla, ejote
Agroquímicos utilizados: sulfato, amoníaco, superfosfatos, filimar, fostión y nubacrom.
Producción alcanzada: buena
Observaciones: Se mezclan aguas del pozo 2 y del mismo jagüey de la parcela 2

Parcela : 7

Ubicación: Tolometla, rancho Toledo
Población: Sta. Ana Cozautla
Propietario: Ejido
Cultivos anteriores: aguacate y hortalizas
Agroquímicos utilizados: nitroamonio
Producción alcanzada: regular
Observaciones: Se mezcla agua del río los Molinos que llevan aguas residuales de la ciudad de Atlixco y agua de pozo artesiano

Parcela : 14

Ubicación: camino principal de San Félix Hidalgo, adelante de la escuela primaria.
Población: San Félix Hidalgo
Propietario: Sebastián Hidalgo
Cultivos anteriores: flores y hortalizas
Agroquímicos utilizados: urea, herbicidas y fungicidas
Producción alcanzada: regular
Observaciones: se mezclan aguas de pozo y del río Nexapa, en ocasiones se utiliza agua de manantial

Parcela : 17

Ubicación: Col. Ricardo Flores Magon
Población: Atlixco
Propietario: Patricio Hernández
Cultivos anteriores: maíz, cebolla, flores y hortalizas
Agroquímicos utilizados: amoníaco, estercoles y fertilizante 18-46, desitro 50 y Herbicidas
Producción alcanzada: buena
Observaciones: El agua proviene de los manantiales de San Baltazar Atlimeyaya pero se mezcla con drenajes domésticos y municipales al pasar por la ciudad.

Parcela : 18

Ubicación: Zona arenal, col. E. Zapata
Población: Nexatengo
Propietario: Cruz Becerril
Cultivos anteriores: cebollas, flores y hortalizas
Agroquímicos utilizados: urea, sulfatos, herbicida 605, ferramicin y golgrin
Producción alcanzada: buena
Observaciones: Se mezclan aguas del río Los Molinos y de pozo.

Parcela : 22

Ubicación: San Isidro Huilotepec
Población: San Isidro Huilotepec
Propietario: Amada Aguirre Velez
Cultivos anteriores: maíz, rábano y hortalizas
Agroquímicos utilizados: urea, 18-46, herbicidas
Producción alcanzada: regular
Observaciones: Se presentan numerosas enfermedades, se mezclan aguas de pozo, del río Los Molinos y del canal de Sta. Lucía.

Parcela : 23

Ubicación: San Félix Almazan
Población: San Félix Almazan
Propietario: Rey Carpintero
Cultivos anteriores: Chicharo y hortalizas
Agroquímicos utilizados: urea, herbicidas y fungicidas

Producción alcanzada: buena
Observaciones: Se mezclan aguas del río Nexapa y de jagüey, pertenece al sistema de riego del canal de Sta. Lucía

Parcela : 24
Ubicación: Col. Cabrera
Población: Atlixco
Propietario: Angel Nava
Cultivos anteriores: avena, camote, cilantro, alfalfa y maíz
Agroquímicos utilizados: triple 17, azufre y herbicidas
Producción alcanzada: buena
Observaciones: El agua proviene de los manantiales de San Baltazar Atlimeyaya y de pozo, se mezcla con aguas residuales al pasar por la ciudad de Atlixco

*** PARCELAS DE TEMPORAL.

Parcela : 1
Ubicación: El Panteón
Población: La Sabana
Propietario: Apolonio Sánchez
Cultivos anteriores: sorgo, maíz y frijol
Agroquímicos utilizados: sulfatos
Producción alcanzada: regular
Observaciones: El sistema es tradicional, se esta perforando un pozo que los convertirá en zona de riego, el agua del pozo más cercano tiene altas cantidades de sales.

Parcela : 11
Ubicación: La Hacienda
Población: San Martín Tlapala, Metepec
Propietario: Ejido
Cultivos anteriores: frijol y maíz
Agroquímicos utilizados: superfosfatos, amoníaco
Producción alcanzada: regular
Observaciones: Se encuentra cerca del basurero municipal que carece de un manejo adecuado

Parcela : 26
Ubicación: Huayachaltenco
Población: Axocopan
Propietario: Filemón Morales
Cultivos anteriores: maíz
Agroquímicos utilizados: urea
Producción alcanzada: regular
Observaciones: Cerca de la mina de materiales de construcción, piedra y grava.

Parcela : 27

Ubicación: Coyula

Población: Coyula

Propietario: Ejido

Cultivos anteriores: maíz

Agroquímicos utilizados: urea

Producción alcanzada: mala

Observaciones: técnica tradicional de escasos recursos.

Parcela : 28

Ubicación: Chinameca

Población: Chinameca

Propietario: Aurelio Conde

Cultivos anteriores: maíz

Agroquímicos utilizados: urea

Producción alcanzada: regular

Observaciones: poco capital, manejo tradicional

Parcela : 29

Ubicación: Axocopan

Población: Axocopan

Propietario: Catarino Carranza Aguilar

Cultivos anteriores: frijol

Agroquímicos utilizados: urea

Producción alcanzada: regular

Observaciones: baja productividad por la escasa tecnología aplicada. :

APENDICE 2

ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE RESULTADOS

I.- CONTENIDOS DE METALES PESADOS EN SUELOS

Hipótesis cero.

Los contenidos promedio del metal total en los suelos, de los cuatro tipos de parcelas regadas con diferente tipo de agua, son iguales.

$$H_0: X_1 = X_2 = X_3 = X_4$$

Hipótesis alternativa.

Los contenidos promedio del metal total en los suelos, de los cuatro tipos de parcelas regadas con diferente tipo de agua, son diferentes.

$$H_a: X_1 \neq X_2 \neq X_3 \neq X_4$$

Regla de decisión: Rechazar H_0 si $F_{calcula} > F_{tab}$

ANOVA para el promedio de metal pesado total en los suelos de Atlisco							
Metal	Fuentes de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	F_{cal}	F_{tab} $\alpha = 0.01$	
Pb	tratamientos	3	9813.72	3271.24	113.27	5.01	Se rechaza H_0
	error	19	548.71	28.88			
	total	22	10362.40				
Cd	tratamientos	3	0.00324	0.00108	1.657	8.45	Se acepta H_0
	error	7	0.00457	6.53E-04			
	total	10	0.00781				
Cu	tratamientos	3	15654.90	5218.31	40.66	4.68	Se rechaza H_0
	error	25	3208.10	128.32			
	total	28	18863.10				
Co	tratamientos	3	14066.90	4688.98	131.48	4.68	Se rechaza H_0
	error	25	891.53	35.66			
	total	28	14958.50				

Cr	tratamientos	3	1214.24	404.75	56.94	4.68	Se rechaza Ho
	error	25	177.70	7.11			
	total	28	1391.95				
Zn	tratamientos	3	52535.80	17511.90	70.12	4.68	Se rechaza Ho
	error	25	6243.73	249.75			
	total	28	58779.50				
Ni	tratamientos	3	4118.92	1372.97	7.48	4.68	Se rechaza Ho
	error	25	4586.85	183.47			
	total	28	8705.77				
Mn	tratamientos	3	42732.40	14244.10	7.83	4.68	Se rechaza Ho
	error	25	45495.80	1819.83			
	total	28	88228.20				
Fe	tratamientos	3	1116966.00	372322.00	53.29	4.68	Se rechaza Ho
	error	25	174661.00	6986.42			
	total	28	12916227.00				

Los resultados obtenidos del ANOVA se realizó la prueba de Tukey para las comparaciones de medias quien utiliza la diferencia significativa honesta DSH, dada por la relación:

$$DSH = q_{\alpha; l, n} \sqrt{S^2 / 2 (1/m_i + 1/m_j)}$$

en donde existe diferencia significativa entre las medias si $X_i - X_j$ es igual o mayor que la DSH.

Prueba de Tukey para la comparación de los promedios del contenido de metal total en los suelos agrícolas del municipio de Atlixco, Puebla.	
Metal	Valores promedio de los tratamientos
Pb	3.822 pozo cb
	50.860 negras a
	8.166 mezcladas b
	3.375 temporal bcd
Cd	no se presentaron diferencias según ANOVA

Cu	5.000 pozo	bc
	59.8571 negras	a
	7.6111 mezcladas	b
	3.5500 temporal	bcd
Co	3.2143 pozo	bc
	55.0714 negras	a
	4.2222 mezcladas	b
	3.1667 temporal	bcd
Cr	13.2286 pozo	b
	19.9714 negras	a
	7.0111 mezcladas	c
	2.0833 temporal	d
Zn	7.9285 pozo	bc
	112.4290 negras	a
	25.4111 mezcladas	b
	6.3667 temporal	bcd
Ni	36.4286 pozo	abc
	61.1429 negras	a
	32.6556 mezcladas	b
	31.6667 temporal	bc
Mn	87.0000 pozo	bcd
	181.2860 negras	a
	98.2222 mezcladas	b
	89.1667 temporal	bc
Fe	498.5710 pozo	c
	844.1430 negras	a
	335.6670 mezcladas	d
	671.0000 temporal	b

Las medias con diferencias observadas no significativas ($\alpha = 0.01$), se les indentifica con la misma letra, lo que indica que son medias estadísticamente iguales. En contraste, las medias con letras diferentes son estadísticamente diferentes a un nivel de significancia de 0.01

II.- CONTENIDOS DE METALES PESADOS TOTALES EN AGUAS

Para comparar los valores promedio del contenido de metal total en agua se realizó el análisis estadístico.

Hipótesis Ho: $X_1 = X_2 = X_3$

Los valores del contenido de metal total en cada tipo de agua utilizada para riego en el municipio de Atlixco, Puebla son iguales.

Hipótesis alternativa Ha: $X_1 \neq X_2 \neq X_3$

Los valores del contenido de metal total en cada tipo de agua utilizada para riego en el municipio de Atlixco, Puebla son diferentes.

Tabla de ANOVA para los contenidos promedio de metales pesados totales en las aguas de uso agrícola en el municipio de Atlixco, Puebla.						
Metal	Fuentes de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	F_{cal} $\alpha = 0.01$	F_{tab}
Pb	tratamientos	2	110.758	55.3788	1111.56	5.85
	error	20	0.9964	0.04982		
	total	22	111.754			
Cd	Los valores promedio en los dos tipos de agua, en donde se detectó son iguales					
Cu	tratamientos	2	39.5203	19.7601	1383.76	5.85
	error	20	0.2856	0.01428		
	total	22	39.8059			
Co	tratamientos	1	89.9656	89.9656	1124.46	8.86
	error	14	1.1201	0.08000		
	total	15	91.0857			
Cr	tratamientos	1	3.7644	3.7644	63.4542	8.86
	error	14	0.83055	0.05932		
	total	15	4.5950			
Zn	tratamientos	2	0.243048	0.121524	1.05921	5.85
	error	20	2.29461	0.114731		
	total	22	2.53766			

Ni	tratamientos	2	22.6853	11.3427	789.209	5.85	Se rechaza Ho
	error	20	0.28744	0.0147			
	total	22	22.9727				
Mn	tratamientos	2	0.02521	0.01261	25.0852	5.85	Se rechaza Ho
	error	20	0.01005	5.026E-04			
	total	22	0.03527				
Fe	tratamientos	2	367.118	183.559	1700.03	5.85	Se rechaza Ho
	error	20	2.1595	0.010797			
	total	22	369.277				

Para detectar las diferencias significativas se realizó la prueba de Tukey a un nivel de significancia de $\alpha = 0.01$

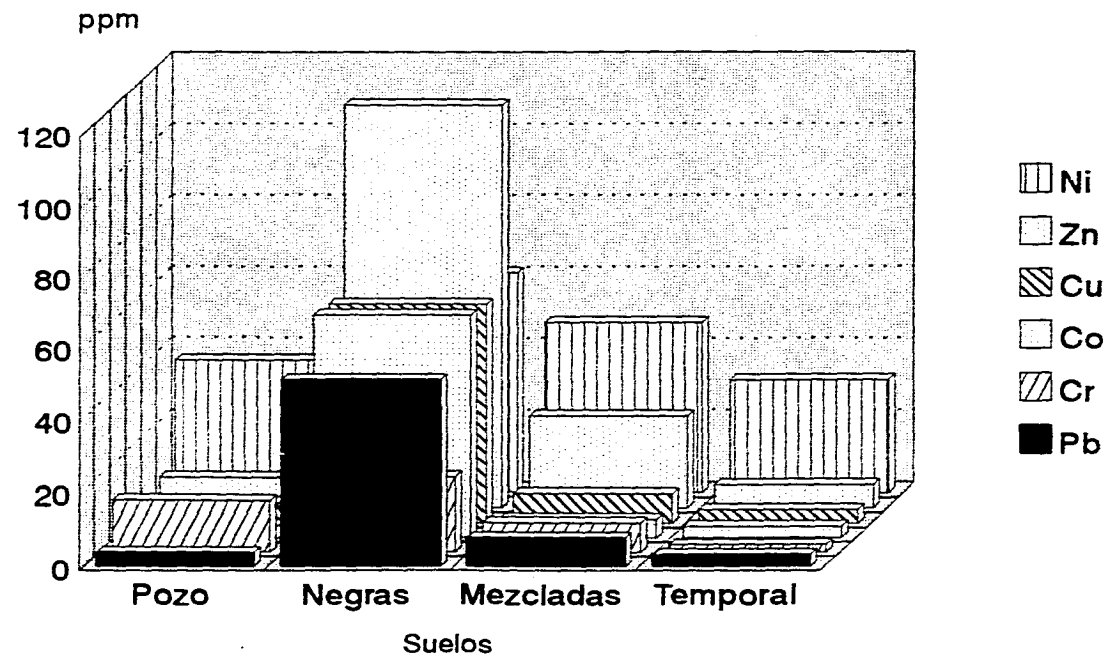
Tabla de la prueba de Tukey para comparar los contenidos promedio de metales pesados totales en aguas de uso agrícola en el municipio de Atlaca, Puebla.		
Metal	Valores promedios del contenido de metal total en cada tipo de agua	
Pb	8.37857 negras	a
	4.17778 mezcladas	b
	3.10429 pozo	c
Cu	3.1000 negras	a
	0.3200 mezcladas	b
	0.1700 pozo	bc
Co	4.8000 negras	a
	0.0200 mezcladas	b
Cr	2.9000 negras	a
	1.9222 mezcladas	b
Cd y Zn , ANOVA encontró que no existen diferencias significativas		
Ni	2.4000 negras	a
	0.3444 mezcladas	b
	0.1293 pozo	c

Mn	0.1928 negras	a
	0.1688 mezcladas	a
	0.1107 pozo	b
Fe	12.3543 negras	a
	3.8285 pozo	b
	3.5555 mezcladas	bc

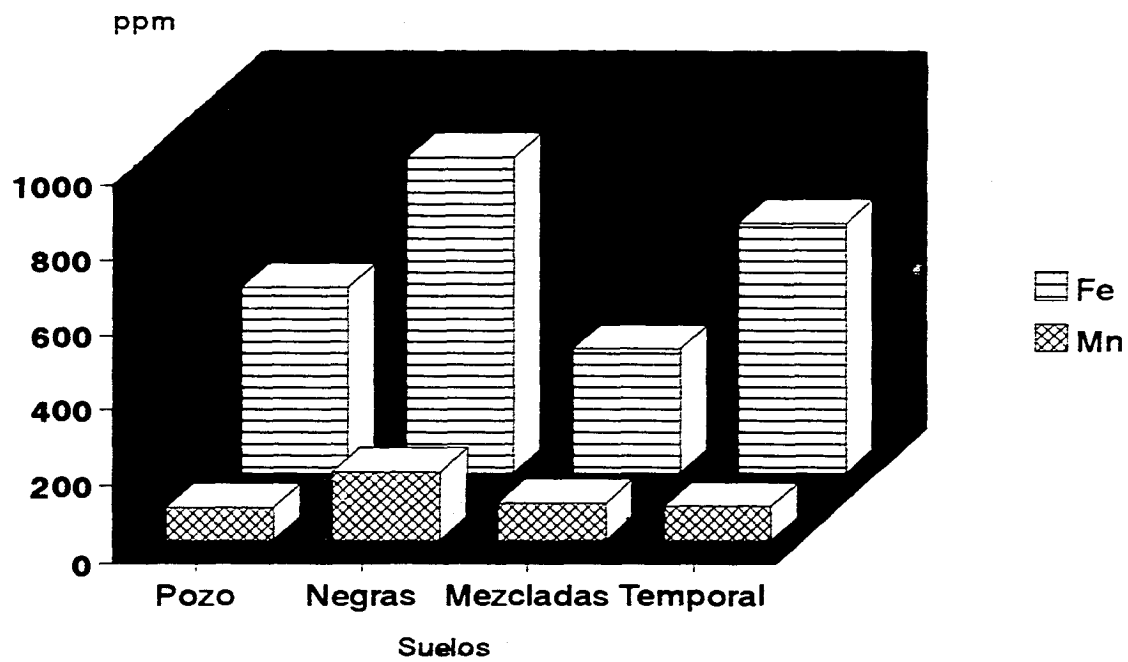
Las medias con diferencias observadas no significativas ($\alpha = 0.01$), se les indentifica con la misma letra, lo que indica que son medias estadísticamente iguales. En contraste, las medias con letras diferentes son estadísticamente diferentes a un nivel de significancia de 0.01

APENDICE 3

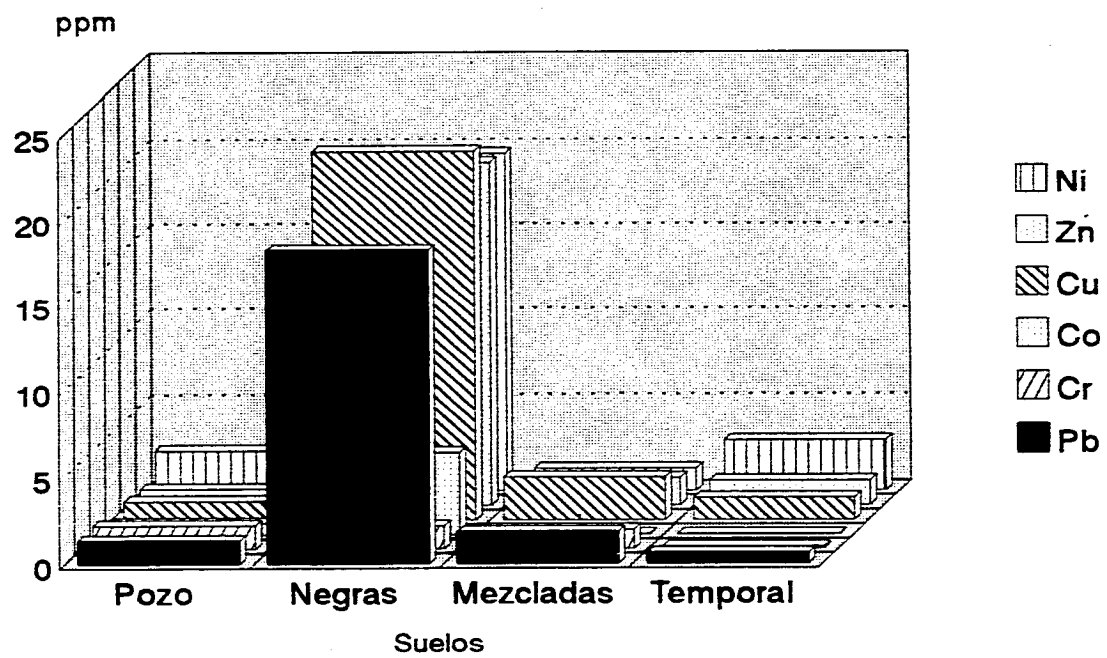
Contenido de metales totales en suelos de Atlixco, Puebla



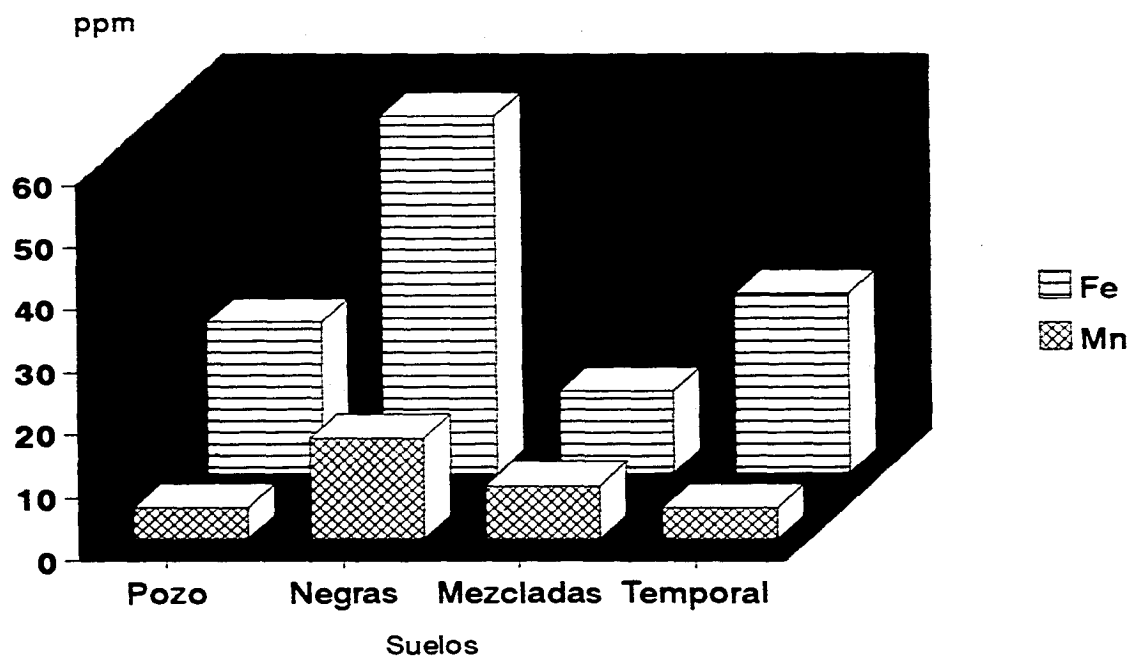
(Cont.) Contenido de metales
totales en suelos de Atlixco, Puebla



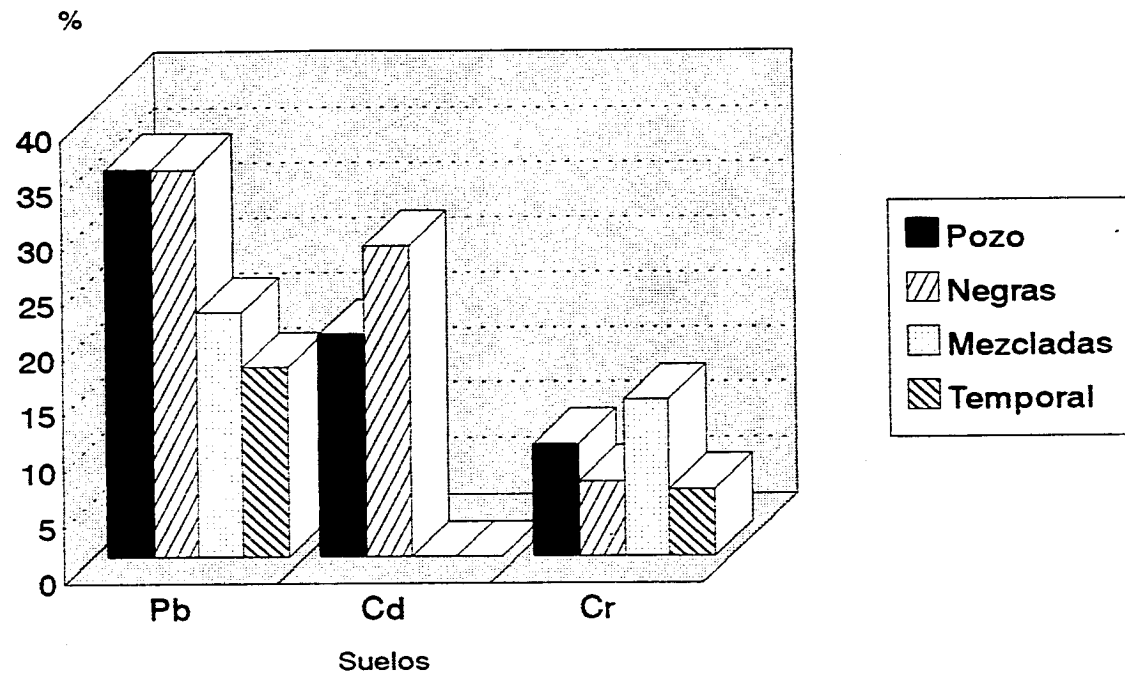
Contenido de metales disponibles en suelos de Atlixco, Puebla



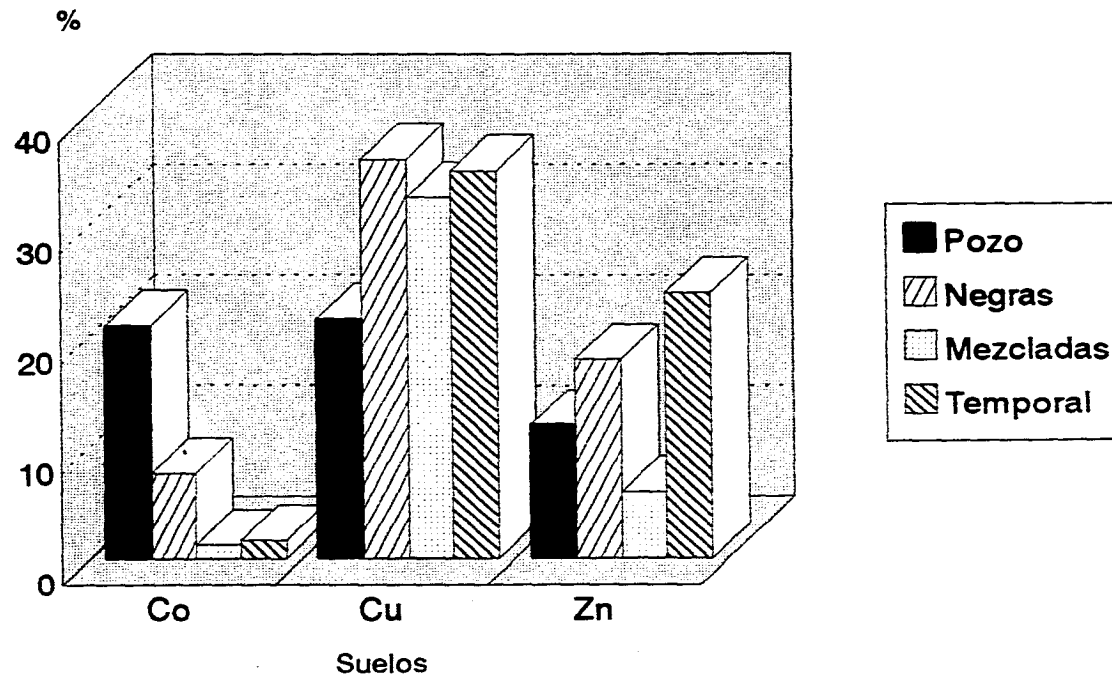
(Cont.) Contenido de metales disponibles en suelos de Atlixco, Puebla



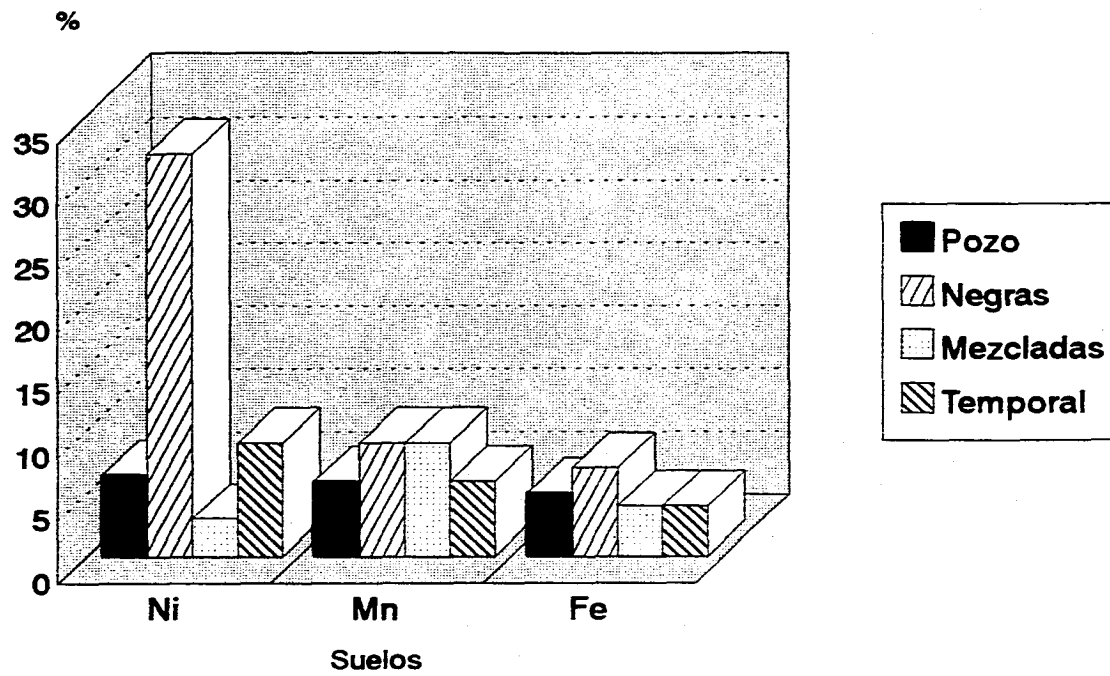
Disponibilidad relativa de metales en suelos de Atlixco, Pue.



(Cont.) Disponibilidad relativa de metales
en suelos de Atlixco, Pue.

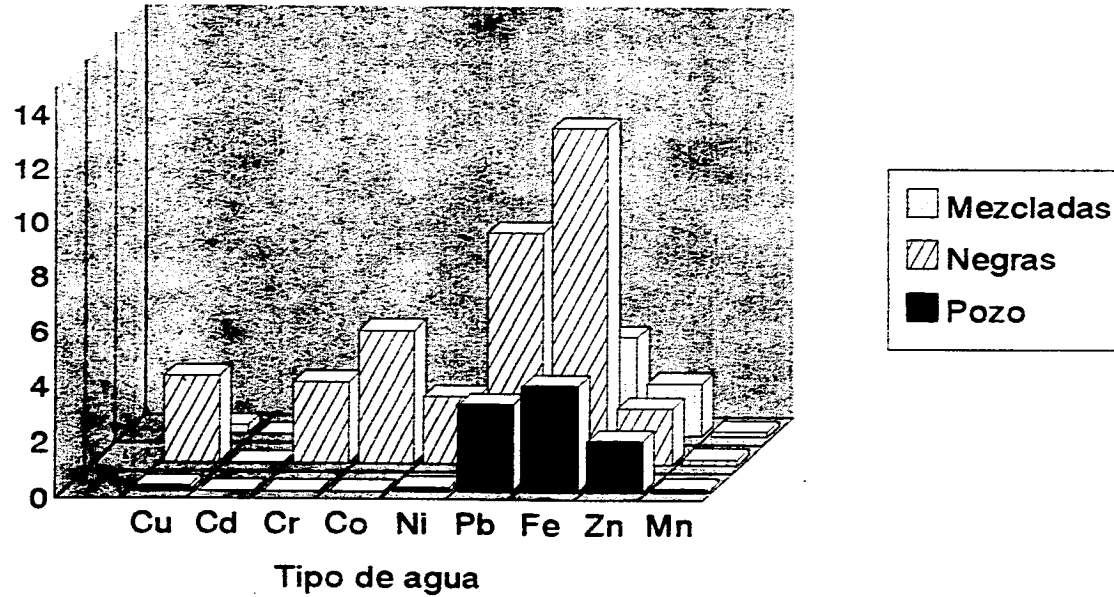


(Cont.) Disponibilidad relativa de metales en suelos de Atlixco, Pue.

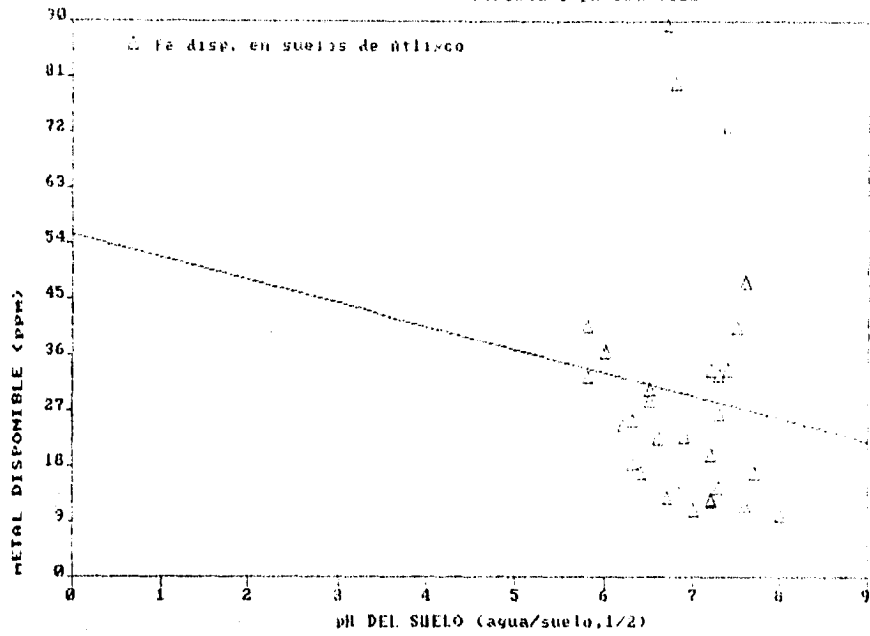


Contenido de Metales pesados totales en los diferentes tipos de agua de Atlixco, Pue.

Contenidos totales promedios (ppm)



CORRELACION ENTRE METAL DISPONIBLE Y pH DEL SUELO

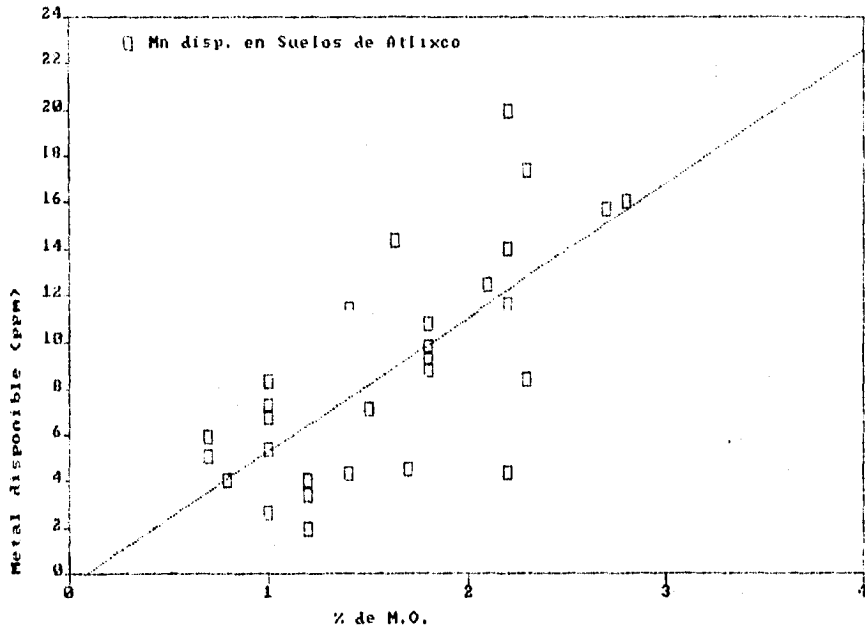


THE REGRESSION POLYNOMIAL OF LINE 1 -

$$Y = 5.528E+01 + (-2.692E+00) * X$$

THE VARIANCE = 0.715E+02

CORRELACION ENTRE METAL DISP. Y MATERIA ORGANICA

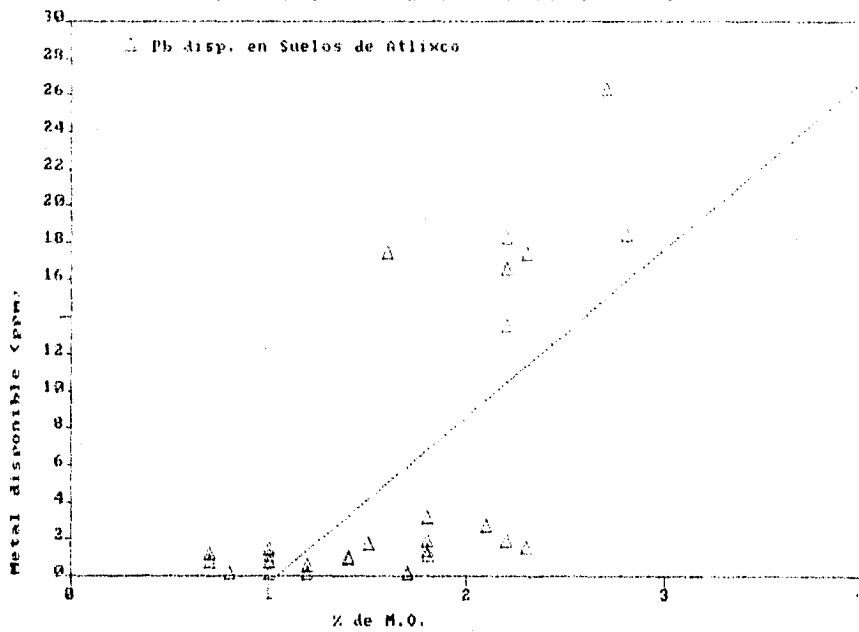


THE REGRESSION POLYNOMIAL OF LINE

$$(-4.070E-01) + (5.767E+00)X$$

THE VARIANCE = 1.078E+01

CORRELACION ENTRE METAL DISP. Y MATERIA ORGANICA

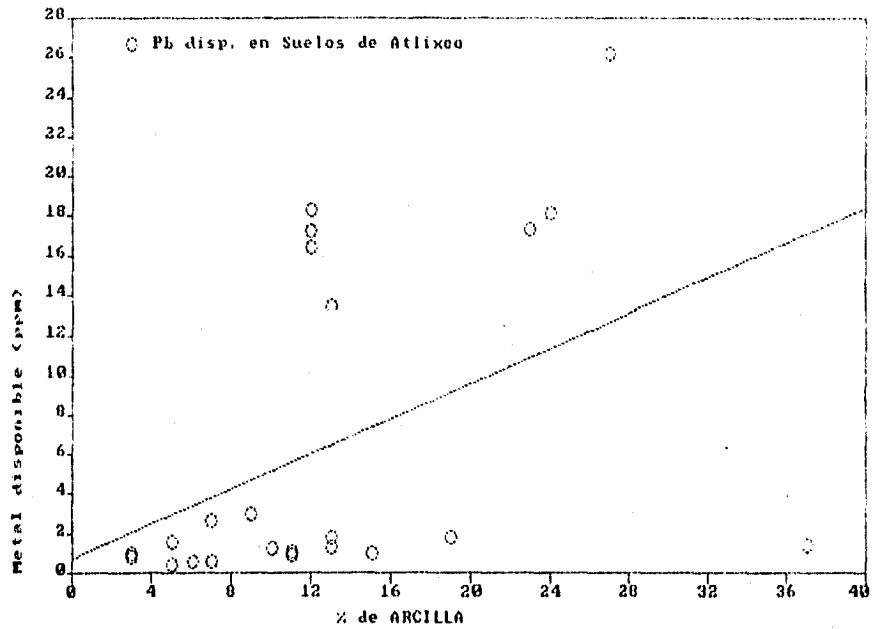


THE REGRESSION POLYNOMIAL OF LINE 1

$$(-2.402E+00) + (7.050E+00) * x$$

THE VARIANCE = 2.723E+01

CORRELACION ENTRE METAL DISP. Y % DE ARCILLA



THE REGRESSION POLYNOMIAL OF LINE 1 -

$$(7.447E-01) + (4.408E-01) * X$$

THE VARIANCE - 5.132E+01