



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ
FAULTAD DE AGRONOMÍA



PRINCIPALES FUENTES DE METALES PESADOS EN LOS
AGROECOSISTEMAS

Por:

Marisela Jarquín Yáñez

Trabajo recepcional presentado como requisito parcial para obtener el título de

Ingeniero Agroecólogo

Soledad de Graciano Sánchez, S. L. P.

Diciembre 2011



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ
FAULTAD DE AGRONOMÍA



PRINCIPALES FUENTES DE METALES PESADOS EN LOS
AGROECOSISTEMAS

Por:

Marisela Jarquín Yáñez

Trabajo recepcional presentado como requisito parcial para obtener el título de
Ingeniero Agroecólogo

Asesores:

Dr. Juan Carlos Rodríguez Ortiz

Dr. Jorge Alonso Alcalá Jáuregui

Dr. Jesús Tapia Goné

El trabajo titulado “**Principales Fuentes de Metales Pesados en los Agroecosistemas**”, fue realizado por Marisela Jarquín Yáñez como requisito parcial para obtener el título de Ingeniero Agroecólogo y fue revisado y aprobado por el suscrito comité de Tesis.

Dr. Juan Carlos Rodríguez Ortíz

Asesor

Dr. Jorge Alonso Alcalá Jáuregui

Asesor

Dr. José de Jesús Tapia Goné

Asesor

Ejido Palma de la Cruz, Municipio de Soledad de Graciano Sánchez, S.L.P. a 19
Octubre de 2011.

DEDICATORIA

A DIOS

**POR PERMITIRME VIVIR Y ALCANZAR MIS METAS AL LADO DE MIS
SERES QUERIDOS**

A MIS PADRES

Por ser de mi la persona que hoy mira la vida con fortaleza y entrega

A MI ESPOSO E HIJOS

Que en todo momento me acompañan y hacen de mi vida la dicha de cada momento

A MIS HERMANOS

Por acompañarme a lo largo de mi vida

A MI AMIGA INCONDICIONAL

Rapucel Heinz por ser la persona genuina que siempre estuvo ahí para darme ánimos

AGRADECIMIENTOS

A LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

Por mi formación profesional.

A LA FACULTAD DE AGRONOMÍA

Por el apoyo para la realización y culminación de mis estudios.

A MIS MAESTROS

Por compartirme sus conocimientos para que pueda enfrentarme a la vida laboral.

A MI ASESOR

Dr. Juan Carlos Rodríguez Ortiz, por transmitirme sus enseñanzas, por el tiempo, paciencia y confianza que depositó en mí.

CONTENIDO

DEDICATORIA	iii
AGRADECIMIENTOS	iv
CONTENIDO	v
ÍNDICE DE CUADROS	vi
RESUMEN	vii
SUMMARY	viii
INTRODUCCIÓN	1
OBJETIVOS	3
MATERIALES Y MÉTODOS	4
REVISIÓN DOCUMENTAL	5
Metales Pesados Presentes en los Agroecosistemas.....	5
Uso de Fertilizantes.....	6
Uso de Aguas Residuales.....	11
Uso de Pesticidas.....	14
Uso de Lodos Residuales.....	15
Deposición Atmosférica.....	18
Uso de Estiércoles.....	20
Otras Fuentes.....	21
CONCLUSIONES	23
LITERATURA CITADA	24

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro		Página
1	Fuentes de contaminación de metales pesados en suelos agrícolas (ppm en materia seca.).....	6
2	Concentración de metales pesados en fertilizantes y mejoradores...	8
3	Concentración de Cadmio y Fósforo en rocas fosfóricas de diferentes lugares.....	10
4	Límite máximo permisible de las sustancias evaluadas en aguas para uso en riego agrícola (NOM-003-SEMARNAT-1996).....	13
5	Concentración máxima de metales pesados en aguas de irrigación recomendados por la FAO.....	13
6	Límites máximos permisibles por los constituyentes tóxicos en el extracto PETC (Procedimiento de Extracción de Constituyentes Tóxicos).....	17
7	Límites máximos permisibles para metales pesados en biosólidos...	18
8	Disposiciones existentes en EU sobre los límites máximos de metales contaminantes en el compost a partir de Residuos Sólidos Urbanos.....	18

RESUMEN

Los metales pesados son un grupo de sustancias químicas que son asociados con contaminación y toxicidad. Su presencia en el ambiente y en la biosfera se debe en gran medida a las actividades del hombre. El objetivo de esta revisión es mostrar las principales fuentes de metales pesados en los agrosistemas. Se encontró el uso intensivo de fertilizantes fosfóricos, uso de aguas residuales, uso intensivo de pesticidas, lodos residuales, deposición atmosférica, uso intensivo y por largos períodos de tiempo de estiércoles, y en algunos casos, por agua de riego que contiene metales de forma natural. Lo anterior con el fin de considerarlas como un primer paso hacia la prevención de la contaminación de los agrosistemas y contribuir al desarrollo sustentable del campo.

SUMMARY

Heavy metals are group of chemical substances associated with contamination and toxicity. Its presence in the environment and the biosphere is due the antropogenic activities, principally. The objetive of this review is show the heavy metals source more usual in agrosystems as intensive use of phosphate fertilizers, waste water irrigation, use intensive of pesticides, intensive use and long-term periods of the manures, and sometime, water irrigation naturally contaminated with heavy metals. The last in with the intention to considerer the mentioned sources as first step to prevention of contamination of the agrosystems to contributed to the sustaintable development of the agriculture.

INTRODUCCIÓN

Los metales pesados (MP) son un grupo de sustancias químicas que comprende algunos elementos metálicos y metaloides, los cuales son asociados con contaminación y toxicidad. Aunque el término metal pesado es usado comúnmente en materia de contaminación ambiental, su uso en este y otros contextos ha causado confusión. Una de las definiciones más comunes se aplica a metales con una densidad (gravedad específica) mayor a 5 g/cm³. Sin embargo, dentro de esta clasificación también caen elementos (no metales) con propiedades químicas muy diferentes, además de que la gravedad específica no es significativa en cuanto a la reactividad, toxicidad o ecotoxicidad de un metal. El término también se ha definido con base en otras propiedades fisicoquímicas (peso y número atómico, reacción con otros elementos) y toxicológicas, por lo que resulta inconsistente (Volke *et al.*, 2005). Otra clasificación más aceptada, se basa en la acidez de Lewis y se enfoca en las propiedades químicas de los metales, de manera que los metales pesados se clasifican como elementos de clases A (duros), clase B (suaves) y de frontera (Volke *et al.*, 2005). Esta clasificación se basa en la forma en la que se unen los metales en sus complejos y determina las posibilidades para la formación de los mismos (Duffus, 2001). Los metaloides, As y Se (que presentan algunas propiedades de metales y otras de no metales) son usualmente incluidos.

Gran cantidad de literatura se ha generado en los últimos años respecto al tema de metales pesados en el ambiente, sin embargo, poco se ha profundizado en las fuentes de estos tóxicos en los agroecosistemas. Por un lado, pueden causar efectos tóxicos en las plantas impidiendo su pleno crecimiento y desarrollo, lo que podría repercutir en el rendimiento agronómico; por otro lado, pueden adentrarse en las plantas de consumo humano y causar serios daños a la salud de quienes las consumen (como ejemplo: As, trastornos cardiovasculares; Cd enfisema pulmonar; Cr, daño renal; Cu, daño neurológico; Pb, saturnismo; Zn, alteraciones del metabolismo del colesterol). El uso de estiércoles, fertilizantes fosfóricos, lodos, encalados y pesticidas son fuentes importantes de metales pesados en los agroecosistemas (Cuadro 1).

Su capacidad de persistir por largos periodos de tiempo en el ambiente, de bioacumularse y no degradarse, los ha puesto en la mira de la comunidad científica y la sociedad en general ya que pueden ser causa de diversos problemas de salud. Para la agencia de protección al ambiente de Estados Unidos los metales pesados Cd, Cr, Pb, Hg y Ni, están considerados entre los 17 químicos tóxicos causantes de los más altos riesgos para la salud humana (Cunningham y Saigo, 1999).

La diseminación de metales pesados en sedimentos superficiales y aguas subterráneas aún constituye un problema mundial y su solución es un reto para el saneamiento ambiental. Algunos metales pesados son nutrientes traza esenciales para las bacterias, pero en concentraciones micro o milimolares resultan tóxicos. Una de las características que distinguen a estos elementos de los contaminantes orgánicos, es que no son biodegradables por lo que representan una amenaza para todos los organismos (Marrero, 2010).

En un estudio realizado las variables predictivas para la concentración de As, mostraron a la textura y a la materia orgánica como variables importantes (Puga, *et al.*, 2006). Al respecto Kabata-Pendias & Pendias (2001) citado por Puga *et al.*, (2006) señalan que suelos con alto contenido de materia orgánica retienen el As adsorbiéndolo fuertemente y esto puede incrementarse a través de los años. En este estudio se encontró que en los sitios de mayor concentración de As, los contenidos de materia orgánica fueron muy bajos, no dándose una retención de este elemento y por consiguiente su lixiviación a los estratos inferiores del suelo (Puga, *et al.*, 2006). El pH no resultó significativo para este elemento, lo cual coincide con Williams (2001) Smedley & Kinniburgh (2002) citado por Puga, *et al.*, (2006), que señalan que las concentraciones de As no tienen una limitada movilidad en un rango amplio del pH del suelo. El Pb también se asocia a la distancia a la fuente, así como a la textura del suelo (Puga, *et al.*, 2006).

En general, las fuentes más importantes de contaminación por metales pesados son fundiciones, refinerías, plantas de manufactura, vehículos, minas, metalíferas, centrales eléctricas que utilizan lignito como combustible, fábricas de aluminios, industria electrónica y metalúrgica (Zeeuw y Cock, 2000 citado por Armas y Castro, 2007).

Entre los metales pesados existentes, algunos son micronutrientes esenciales para las plantas como lo son Cu y el Zn, pero otros como Cd, Pb, Cr, Ni, Hg y Co, no lo son y pueden, a partir de una determinada concentración, resultar tóxicos para algún

componente de la cadena trófica suelo-planta-animal-hombre. La acumulación de metales pesados puede ocurrir en tallos, hojas y fruto causando problemas muy variados. El Cd, Ni, Cu y Zn, son los metales más problemáticos debido a sus efectos negativos sobre el metabolismo y la fisiología de la planta, tales como baja actividad nitrogenásica y fosfatásica, disminución en la respiración mitocondrial, daños en los cloroplastos, cierre de los estomas, baja tasa de transpiración y fotosíntesis, reducción de turgencia y clorosis, entre otros (Acosta *et al.*, 2003).

Objetivos

Mostrar las principales fuentes de contaminación por metales pesados en los agroecosistemas en base a las experiencias tanto en México como en otras partes del mundo, a manera de contribuir en la toma de decisiones de tipo preventivas que conlleven a una producción y manejo sustentable de los recursos naturales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó una búsqueda de literatura especializada reciente a través de diversos sistemas de búsqueda como: REMSA, Redalyc, EBSCO, Congreso Nacional de la Ciencia y el Suelo. Directamente en revistas científicas de circulación Internacional como: Journal Environmental Quality, Revista Internacional Continental Ambiental, Norwegian Journal of Agricultural Sciences, Levels of lead and other metals in citrus alongside a motor road, Water, Air and Soil Pollution. Algunos libros especializados como: Environmental chemistry of the elements. Academic Press, New York, La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada. El apoyo de algunas tesis de maestría como: Especiación de metales pesados en suelos regados con aguas residuales industriales (Facultad de Agronomía, UASLP, México). Tesis doctoral: Disponibilidad y efectividad relativa de quelatos de zinc aplicados a suelos en un cultivo de lino (*Linum usitatissimum* L.) textil Universidad politécnica de Madrid escuela técnica superior de ingenieros agrónomos.

REVISIÓN DOCUMENTAL

Metales Pesados Presentes en los Agroecosistemas

Las plantas cultivadas en suelos contaminados absorben en general más oligoelementos y la concentración de éstos en los tejidos vegetales está a menudo directamente relacionada con su abundancia en los suelos, y especialmente en la solución húmeda (Kabata-Pendias & Pendias, 2001 citada por Puga *et al.*, 2006).

Prieto *et al.*, (2009) mencionan que el Cd presente en los alimentos es la principal fuente de exposición para la mayoría de las personas. Gil *et al.*, (2002) reportan que el 91% de los suelos de los invernaderos de la zona de Almería, España presentan valores de metales pesados por encima de su fondo geoquímico, atribuyen esta situación al uso intensivo de fertilizantes y pesticidas que se aplican en dichos agroecosistemas.

Las principales entradas de MP a suelos agrícolas son: deposición atmosférica, fertilizantes como los fosfóricos, pesticidas y estiércoles de animales (Adriano, 1992; Alloway, 1995). Como fuentes de menor contaminación están los lodos residuales, residuos sólidos municipales y residuos industriales, siendo importantes debido a su impacto local o regional (Kabata-Pendias y Pendias, 1992; Mench, 1998) (Cuadro 1). En México una de las fuentes principales de metales pesados son el riego agrícola con aguas residuales, aunque no hay datos exactos del volumen empleado en todo el país, se estima una superficie de 280 000 ha (Jiménez, 2001).

El sistema suelo-planta es un sistema abierto sujeto a la entrada de materiales, Kabata-Pendias y Pendias, (1992) mencionan que los MP en el suelo pueden quedar retenidos en los minerales o compuestos orgánicos, precipitados, quelados, intercambiables o libre, los últimos dos son los más fáciles de absorber por las plantas. Huang *et al.*, (2004) reporta que la concentración de un elemento en tejido vegetal se incrementa proporcionalmente a la concentración en el suelo.

Los metales acumulados en la superficie del suelo se reducen lentamente mediante la lixiviación, el consumo por las plantas, la erosión y la deflación (Puga *et al.*, 2006). Señalan que las propiedades y características básicas del suelo, son las que determinan la transferencia de los metales pesados a las plantas (Brus *et al.* 2002 citado por Puga *et al.*, 2006).

Cuadro 1. Fuentes de contaminación de metales pesados en suelos agrícolas (ppm en materia seca)

	Lodos	Fertilizantes Fosfóricos	Encalado	Fertilizantes N	Abonos- estiércol	Pesticidas (%)
As	2-26	2- 1 200	0.1-24	2.2-120	3-25	22-60
Cd	2-1 500	0.1-170	0.04-0.1	0.05-8.5	0.3-0.8	-
Cr	20-40 000	66-245	10-15	3.2-19	5.2-55	-
Cu	50-3 300	1-300	2-125	<1-15	2-60	12-50
Hg	0.1-55	0.01-1.2	0.05	0.3-2.9	0.09-0.2	0.8-42
Mn	60-3 900	40-3 000	40-1 200	-	30-550	-
Ni	16-5 300	7-38	10-20	7-34	7.8-30	-
Pb	50-3 000	7-225	20-1 250	2-27	6.6-15	60

Compilación de Kabata-Pendias y Pendias, (1992).

Uso de Fertilizantes

Los fertilizantes son responsables de más del 40% de la producción mundial de alimentos y su uso aumentará a medida que aumente la población mundial y se ponga límite a las nuevas tierras para cultivos (Ruano *et al.*, 2000). Singh, en 1994 reportó que en Estados Unidos el 30-40% del total de la producción se atribuyó al uso de fertilizantes. Por lo anterior es que se ha puesto en los últimos años gran atención a los MP presentes en los fertilizantes. Singh (1994) menciona que Pb y Hg están en pequeñas cantidades en los fertilizantes y no son fácilmente absorbidos por las plantas o translocados a granos o frutos. En tanto que Cd, Zn, Ni y Co, en cierto grado, se transfieren del suelo a la cadena alimenticia. Investigadores han demostrado que las aplicaciones de fertilizantes fosfóricos por largos períodos de tiempo pueden inadvertidamente incrementar los contenidos de MP en los suelos de cultivo, especialmente Cd (Moon *et al.*, 1999; Mann *et al.*, 2002) aunque estos niveles no necesariamente incrementan la absorción de Cd en las plantas.

El superfosfato es el fertilizante que contiene mayores concentraciones de Zn (< 600 mg Zn/kg) pero su uso está disminuyendo debido a su sustitución por otros compuestos puros como monofosfato monoamónico (MAP) y fosfato diamónico (DAP). Así, los fertilizantes fosfatados contribuyen en un tercio de las cantidades de Zn aportadas a los suelos por todos los fertilizantes (Sebastián, 2007).

Raven y Loeppert (1997) realizaron en los Estados Unidos un estudio muy completo donde analizaron la concentración de 35 elementos (incluyendo MP) en 24 materiales entre fertilizantes y mejoradores del suelo. Encontraron que la concentración de MP decreció, en lo general, bajo el siguiente orden: roca fosfórica > lodos residuales > fertilizantes fosfóricos > mejoradores orgánicos y materiales para encalado > fertilizantes potásicos > fertilizantes nitrogenados (Cuadro 2). Sugieren que debido a altas concentraciones de elementos tóxicos en los tres primeros materiales los hacen candidatos a ser evaluados en su relación al medio ambiente.

CUADRO 2. Concentración de metales pesados en fertilizantes y mejoradores.

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Se	Zn
Urea	<0.4	<0.2	Nd	<0.6	<0.4	0.3±0.1	<0.2	<0.4	Nd	Nd
Nitrato de amonio	<0.4	<0.2	Nd	<0.6	<0.4	0.5±0.0	<0.2	<0.4	Nd	Nd
Sulfato de amonio 1	<0.4	<0.2	Nd	<0.6	<0.4	0.4±0.3	<0.2	<0.4	Nd	Nd
Sulfato de amonio 2	0.4±0.4	<0.2	2.14±0.47	<0.6	<0.4	0.8±0.1	0.6±0.4	<0.4	<0.2	6.40±0.56
Fosfato monoamónico 1	10.9±0.8	<0.3	16.9±2.0	13.2	<0.4	433±8	7.4±0.1	<0.2	1.18±0.58	10.3±2.6
Fosfato monoamónico 2	13.7±0.2	4.0±0.0	Nd	<2	<0.4	318±2	22.2±0.2	2.9±0.1	Nd	Nd
Fosfato diamónico 1	9.9±0.3	4.6±0.1	Nd	<2	<0.4	333±2	15.5±0.1	3.7±0.4	Nd	Nd
Fosfato diamónico 2	16.2±0.7	35.5±0.2	196±9	41.8	<0.4	34±0.2	48.3±0.2	2.1±0.2	<1.16	386±17
Superfosfato triple 1	16.2± 1.0	5.0±0.0	88.9±4.8	3.2	<0.4	298±3	25.2±0.8	11.1±0.6	<1.2	61.3±4.2
Superfosfato triple 2	15.3±0.3	6.2±0.0	Nd	3.5	<0.4	347±1	15.6±0.1	13.2±1.3	Nd	Nd
Cloruro de potasio 1	<0.4	<0.2	<1.05±	3.5	<0.4	5.3±0.2	<0.2	<0.4	<0.2	4.59±0.58
Cloruro de potasio 2	<0.4	<0.2	Nd	<2	<0.4	0.2±0.0	<0.2	1.0±0.1	Nd	Nd
Sulfato de potasio y magnesio 1	<0.6	<0.2	2.75±0.49	5	<0.4	11.1±0.6	0.5±0.0	1.4±0.3	<0.2	8.75±0.79
Sulfato de potasio y magnesio 2	<0.6	0.8±0.0	Nd	1.4	<0.4	11.1±0.2	0.3±0.1	1.1±0.3	Nd	Nd
Roca fosfórica de Carolina de Norte	16.5±0.2	48.8±0.5	140±7	9.6	<0.4	63.7±4.0	16.8±0.1	4.6±0.6	2.17±0.81	382±16
Roca fosfórica de Tilemsi	20.5±0.2	1.3±0.1	33.2±3.2	Nd	<0.4	6700±30	50.4±0.4	29.2±2.0	<1.4	78.8±6.0
Calcita	<2	0.7±0.0	Nd	2.3	<0.4	36.7±1.1	1.4±0.0	1.1±0.2	Nd	Nd
Dolomita	1.2±0.5	<0.2	32.3±1.8	Nd	<0.4	49.7±0.3	3.3±0.0	0.7±0.1	<0.33	8.01±0.93
Hojas de maíz	2.5±0.5	0.3±0.2	<0.86	9.4	<0.4	276±5	3.2±0.7	0.7±0.2	<0.16	192±9
Estiércol	6.8±0.6	0.7±0.3	Nd	17.5	<0.4	172±7	9.6±0.1	7.5±1.1	Nd	Nd
Composta 1	3.0±1.1	0.5±0.2	Nd	Nd	<0.4	186±5	6.2±0.1	2.6±0.1	Nd	Nd
Composta 2	5.2±0.6	0.4±0.0	14.4±1.3	Nd	<0.4	357±6	8.7±0.1	5.4±0.3	0.48±0.27	164±8

(Raven y Loeppert, 2007)

En estudios más recientes, He *et al* (2005) reportan que la roca fosfórica contiene en promedio 11, 25, 188, 32, 10 y 239 ppm de As, Cd, Cr, Cu, Pb y Zn, respectivamente. Baerug y Singh (1990) realizaron un estudio para determinar la acumulación de cadmio en suelos y cultivos por el uso de fertilizantes en una zona en que se han empleado por más de 30 años localizada al sureste de Noruega y fue comparada con un suelo que sólo llevaba cuatro años aplicándose fertilizantes. Encontraron que las concentraciones de Cd en el suelo fueron incrementadas por el uso de fertilizantes, en comparación con el suelo testigo, pero que no necesariamente fueron incrementadas las concentraciones de Cd en las plantas cultivadas en ese suelo. Por el contrario, mencionan que los resultados mostraron que las concentraciones de Cd en las plantas del suelo reciente presentaron más altos niveles de Cd. Atribuyen estos resultados a ciertos parámetros del suelo y la entrada de Cd de la atmósfera. Singh (1994) tras una completa revisión encontró que resultados de diversos trabajos indican que la aplicación de fertilizantes fosfóricos a suelos agrícolas generalmente resulta en un incremento de los MP en suelos y que el incremento se dio con mayor frecuencia en cadmio. El incremento en plantas fue muy variable. El más alto porcentaje de Cd en suelos, estimado por extracción secuencial, fue asociada con las fracciones intercambiables (25-41%), pero la más alta fracción de Zn (47%) fue asociado con minerales resistentes. La absorción de los elementos traza, la solubilidad y movilidad fue afectada en gran medida por el cultivo, pH, materia orgánica y textura del suelo.

La concentración natural de MP en roca fosfórica, así como su ganancia o pérdida que ocurre durante el proceso de manufactura, son factores que determinan la concentración de esos elementos en los fertilizantes producidos. McLaughlin *et al.*, (1996) realizaron una compilación de las concentraciones de Cd en rocas fosfóricas originarias de diversos países (Cuadro 3), se observa valores muy contrastantes y que el material que se reporta para México está en un nivel medio. Estos autores estiman que se han agregado 6 000 ton de Cd en suelos de Australia a través de los fertilizantes fosfóricos en los últimos noventa años.

Ruano *et al.*, (2000) mencionan que la industria de los fertilizantes es plenamente consciente de que debe proporcionar productos que no contribuyan a la acumulación dañina de MP en el suelo. Señalan que no existe en la práctica un proceso de eliminación de Cd, sin embargo, se está llegando a soluciones técnicas para este problema, aclaran que tales esquemas de eliminación incrementarán

substantialmente el costo de P₂O₅. Las autoridades reguladoras Europeas están considerando la introducción de límites de cadmio en los fertilizantes.

Raven y Loeppert (1997) realizaron un interesante análisis de la situación de los fertilizantes como fuentes de MP en los agroecosistemas (Cuadro 2 y 3), mencionan que el peligro potencial de daño ambiental de los fertilizantes o mejoradores de suelo depende sobre las cantidades que se apliquen, la composición elemental de los materiales, la fracción de los elementos constituyentes que son liberados, la movilidad y toxicidad de los elementos liberados al ambiente, y la facilidad de los tóxicos a incorporarse a la biota. Indican que la composición total del elemento de un material puede dar una visión preliminar de su potencial de contaminación al ambiente, y cuando la composición y cantidad aplicada son tomadas en cuenta, una estimación de la contaminación máxima posible causada a través del uso de los materiales puede ser determinada.

Cuadro 3. Concentraciones de cadmio y fósforo en rocas fosfóricas de diferentes lugares.

Roca fosfórica	Cd (mg kg ⁻¹)	P (%)	Cd (mg Cd kg ⁻¹ P)
Rusia (Kola)	0.2	17.2	1
Sudáfrica (Phalaborwa)	4	17.2	23
China (Yunan)	5	14.4	35
Australia (Duches)	7	13.9	50
México	8	14	57
Perú (Sechurn)	11	13.1	84
Israel (Arad)	12	14.1	85
Israel (Zin)	32	14.0	228
Carolina del N (USA)	47	15.1	311
Oeste de EUA	60-340	NR	NR

McLaughlin *et al.*, 1996

Uso de Aguas Residuales

Las aguas residuales contienen cantidades importantes tanto de materia orgánica así como de nutrientes esenciales para las plantas lo que se ve reflejado en incrementos significativos en la producción de los cultivos cuando han sido regados con esas aguas. Sin embargo, las evidencias de que estas aguas también pueden aportar cantidades importantes de MP y que estos pueden ser absorbidos por los cultivos de manera diferente son cada vez mayores. El agua residual puede contener los MP debido principalmente a desechos de las industrias que comparten el sistema de drenaje con el de las aguas urbanas, por ejemplo: pintura, calzado, etc. La contribución de agua residual residencial a la contaminación de MP es significativa los cuales son aportados por algunos productos de lavandería. Los detergentes contienen As, Zn y Cu, menos abundante, pero siempre presente es el Hg.

Jiménez (2001) menciona que el agua residual para riego agrícola en México tiene su origen a partir de la construcción de una salida para las aguas residuales del valle de México y que en 1890 se comenzó a aprovechar esta agua en la agricultura en la región del Valle del mezquital, estado de Hidalgo. Menciona que a la fecha se irrigan 85,000 ha tanto en este lugar como en el Valle de México, y es el distrito de riego más grande del mundo que emplea agua residual sin tratar. En general en todo el país se hace uso de las aguas residuales para riego incluyendo cultivos hortícolas. En México las aguas residuales de muchas ciudades fueron concesionadas a los agricultores ante la Ley Federal de Derechos de Agua la cual especifica y regula su uso. Existe un gran número de reportes en diferentes partes de México que muestran la presencia de MP en los cultivos hortícolas a causa del riego con aguas residuales. Carrillo y Cajuste (1991) evaluaron la concentración de Pb, Cr y Cd a través del tiempo en suelos regados con aguas residuales en el ejido de Mixquiahuala (5, 20, 50 y 90 años de regarse). Concluyen que la concentración de los MP se ha incrementado en función de los años, pero no observaron diferencias en el contenido de metales entre los suelos con 50 y 90 años de riego. Por su parte, Méndez *et al.*, (1997a) en Atlixco, Puebla, determinaron concentraciones bajas de cadmio y plomo en suelos regados con aguas residuales, pero encontraron niveles altos de estos elementos en los cultivos de alfalfa, maíz y cebolla. Méndez *et al.*, (1997) en Tecamachalco, Puebla, reportan altas concentraciones de plomo y cadmio en el suelo tanto en forma intercambiable como totales consideradas como fitotóxicas. En San Luis Potosí, Vargas (1999) realizó un estudio en una zona irrigada con aguas residuales

provenientes de un tanque de oxidación llamado “Tanque Tenorio” cuyas aguas han sido utilizadas desde hace varios años, reporta una acumulación de metales pesados en el suelo por el uso de las aguas residuales pero sin llegar a exceder valores reportados en la literatura como normales. Sin embargo, al analizar las plantas que se cultivan en esa zona (alfalfa, maíz, avena y cebada) encontró que las concentraciones de cromo y níquel fueron catalogadas como fitotóxicas. Existe actualmente en esta zona la intención por parte de los productores de cultivar hortalizas considerando que las aguas residuales han sido tratadas. Vázquez *et al.*, (2001) en Valle del mezquital, Hidalgo, México se han acumulado MP en los suelos por el uso de largo tiempo de aguas residuales, encontraron que la cantidad promedio de Cd que se acumula anualmente es de 384 a 640 g ha⁻¹, considerada como una tasa de acumulación alta. Asocian los contenidos de Cd, Ni y Pb extraíbles con la antigüedad de riego con este tipo de agua.

Ramos *et al.*, (2001) mencionan que la zona chinampera tiene como problema grave el aumento de sales y metales tóxicos en el agua, mencionan que la contaminación es debido a descargas de aguas domésticas, desechos de ganado de traspatio y actividades turísticas que arrojan a los canales que circundan la zona chinampera. Encontraron que los MP se han acumulado en el suelo donde la mayor parte se encuentra en forma adsorbida y fijada. Aunque mencionan que los metales extractables no rebasan los límites permisibles en algunos casos, si se ha encontrado que la acumulación ha trascendido en los cultivos que se producen, entre los que se encuentran cultivos hortícolas. Estos efectos se han debido a los largos períodos de tiempo en que se han regado las chinampas con agua de mala calidad. En el país existen 602 plantas de tratamiento de aguas residuales, de las cuales únicamente 34 cuentan con procesos avanzados consistentes en someter las aguas residuales a un tratamiento físico-químico y biológico (Comisión Nacional del Agua, 2005).

Como una medida preventiva de contaminación de los agroecosistemas por MP presentes en las aguas residuales en México se cuenta con la norma oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 publicada en el Diario Oficial de la Federación 1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Para el caso de las aguas tratadas se tiene la NOM-003-SEMARNAT-1997 publicada en el Diario Oficial de la Federación 1997, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en el servicio público (Cuadro 4) y el

(Cuadro 5) de concentraciones máximas de metales pesados en aguas de irrigación recomendadas por la FAO complementan la descritas por la NOM-001-SEMARNAT-1996 publicada en el Diario Oficial de la Federación 1996.

En la actualidad, el tratamiento de los residuos que contienen metales se realiza fundamentalmente por métodos físico químicos, que son complicados, de elevados costos, con una baja eficiencia y presentan desventajas no solo económicas, sino también, ambientales, al permitir la liberación de grandes volúmenes de desechos líquidos y sólidos que aún presentan elevados contenidos de metales pesados. Existen evidencias de procesos de saneamiento económicamente viables basados en la utilización de microorganismos. Sin embargo, muchos aspectos de la interacción microorganismo – metal son aún desconocidos y su aplicación requiere de un conocimiento profundo de las vías genéticas que codifican la resistencia y biotransformación desarrollada por los organismos que integran la comunidad microbiana autóctona de esos ecosistemas (Marrero 2010).

Cuadro 4. Límite máximo permisible de las sustancias evaluadas en aguas para uso en riego agrícola.

SUSTANCIA	LIMITE MAXIMO PERMISIBLE (mg/L)
Nitrógeno total**	60*
Cadmio	0.4
Cobre	6.0
Manganeso	No lo considera la norma
Plomo	1
Zinc	20

*promedio diario. **la norma no los considera como nitratos (NOM-003-SEMARNAT-1996)

Cuadro 5. Concentraciones máximas de metales pesados en aguas de irrigación recomendados por la FAO.

ELEMENTO	CONCENTRACION MAXIMA (mg/L)
Cadmio	0.01
Cobre	0.20
Manganeso	0.2
Plomo	5.0
Zinc	2.0

(Market citado por Pais y Jones, 2000)

Uso de Pesticidas

Los MP han sido usados como ingredientes activos especialmente en fungicidas y algunos insecticidas y rodenticidas de almacén. Metales como arsénico, cobre, mercurio y plomo han sido de los más frecuentes, quienes actúan de manera muy específica en la inhibición de reacciones básicas de enzimas esenciales en el metabolismo de los organismos. Sin embargo, el uso intensivo que se ha dado de ellos en ciertas regiones agrícolas del mundo ha ocasionado que se acumulen en el suelo en cantidades tan altas para considerarlas como contaminantes, donde una vez depositado puede permanecer por largos periodos de tiempo. Algunos pesticidas contienen concentraciones de Zn de hasta el 25%, y por tanto incrementan la concentración de Zn en los suelos (Sebastián, 2007). Peryea (1998) menciona que los pesticidas arsenicales fueron usados de forma extensiva en la agricultura desde 1920 hasta finales de 1950, cesando su uso a inicios de 1960, en Estados Unidos, durante ese tiempo el arsenato de plomo fue el pesticida arsenical más utilizado. Estos materiales fueron usados principalmente en huertas de manzano antes de la invención del DDT en 1947 (Welch *et al.*, 2000). Algunos estudios han concluido que la redistribución del Pb y As aplicado superficialmente dentro de los suelos es limitado. Se han encontrado décadas después de la aplicación de pesticidas arsenicales altas concentraciones de Pb y As que generalmente permanecen en los primeros 25 cm de los suelos (Veneman *et al.*, 1983; Peryea y Creger, 1994).

Flores *et al.*, en 1996, realizaron un estudio en un suelo de viñedos en Beaujolis (Lathévalle), Francia, para revisar la distribución de cobre a través del suelo. En este país el uso del caldo bordelés se ha hecho desde 1855 se ha aplicado para el control de mildius en los viñedos. Encontraron que el cobre es acumulado en la parte superficial de perfil excediendo los límites que la regulación Europea establece, que es de 50-140 mg de Cu kg⁻¹ de suelo (86/278/CEE), y que el Cu se encuentra principalmente asociado en la reacción orgánica y en las fracciones finas del suelo (<5 µm). Adriano (1986) reporta que en Kenya han utilizado fungicidas cúpricos desde 1930 para poder controlar el tizón y desde 1960 la enfermedad de berry en el cultivo de café, llegando a acumularse el cobre en los suelos en más de 500 kg ha⁻¹. El cobre se sigue usando en la actualidad en la producción intensiva en productos como sulfato de cobre, oxicluros de sulfato de cobre, hidróxido de cobre, caldo bordelés, entre otros. Los últimos dos se encuentran dentro de la lista de productos permitidos en la Norma Oficial Mexicana NOM-037-FITO-1995 publicada en el

diario oficial de la Federación 1995, que establece las especificaciones del proceso de producción de productos agrícolas orgánicos (Dof, 1995). Actualmente se tienen en uso agrícola algunos fungicidas a base de metales pesados como el manganeso y zinc. Los principales productos a base de Mn son el maneb y mancozeb. Estos fungicidas pueden contribuir a la cantidad de manganeso en el ambiente cuando se aplican a cosechas o se liberan al ambiente desde plantas de almacenaje. No hay ninguna información acerca de la cantidad de maneb o mancozeb liberada al ambiente desde plantas que manufacturan o usan estos plaguicidas. La cantidad de manganeso en el ambiente de la liberación o el uso de estos plaguicidas no se conoce (ATSDR, 2000).

Uso de Lodos Residuales

Los lodos residuales se han aplicado a los suelos como mejoradores prácticamente desde que existe el tratamiento de aguas residuales, ya que contienen una gran cantidad de materia orgánica y nutrientes elementales. La ventaja del uso de los lodos en la agricultura es económico al ahorrar en su confinamiento y en los fertilizantes. En términos generales, los resultados en la producción han sido favorables a los lodos y biosólidos en comparación a los tratamientos con fertilizantes convencionales (Epstein, 2003). Sin embargo, los lodos han sido fuente importante de metales pesados en los suelos agrícolas, un gran número de estudios así lo demostraron. A partir de la década de 1970, en los Estados Unidos, las investigaciones sobre las respuestas de los cultivos a la aplicación al suelo de estos materiales se dio extensivamente, enfocándose a la producción de los cultivos y los metales pesados. Por otro lado, debido al mejoramiento de los procesos de tratamiento de aguas y las regulaciones en su uso, los contenidos de metales pesados se han reducido constantemente a través de los años, esto en los países desarrollados (Page y Chang, 1998 citados por Epstein, 2003). Está claro que la utilización incontrolada de lodos procedentes de aguas residuales en tierras agrícolas lleva a una acumulación de Zn y otros metales pesados en el suelo y consecuentemente constituyen un riesgo para plantas y cultivos (Sebastián, 2007).

En México no existe una cifra oficial reportada sobre la producción de lodos generados en el país y son muy pocas las plantas que realizan algún proceso de estabilización (reducción de la actividad microbiana) (Oropeza, 2006).

La empresa Servicios de Agua y Drenaje de Monterrey trabajando en convenio con la Facultad de Agronomía de la Universidad Autónoma de Nuevo León, México, iniciaron en 1998 los estudios para tratar de aprovechar las 720 ton de lodos que se producían al día en tres plantas de tratamiento de aguas residuales provenientes del área metropolitana de Monterrey, Nuevo León, México. Diversos experimentos fueron realizados en los siguientes 5 años, arrojando una serie de información publicada por Martínez et al., (2002), quienes evaluaron cinco tratamientos de abonado al suelo: 1) sin abonado, 2) con fertilización convencional, 3) biosólido deshidratado en dosis de 4 ton/ha, 4) biosólido deshidratado en dosis de 8 ton/ha y biosólido líquido en dosis de 8 ton/ha, el tratamiento convencional fue aplicado en cada ciclo de cultivo como normalmente se aplica, mientras que los biosólidos sólo se aplicaron una sola vez cultivándose hasta en cinco ciclos agrícolas. Concluyen que los metales pesados en el suelo, no se encontraron niveles que pudieran considerarse intolerantes y prácticamente fueron igual en los tratamientos en que se utilizaron los abonos. Consideran que las bajas dosis de los biosólidos que se usaron y el pH alcalino de los suelos, fueron factores que contribuyeron a tal respuesta. Los metales pesados en las partes comestibles de los cultivos evaluados, tampoco resultaron con niveles críticos siendo muy similares entre tratamientos. Explican que este resultado fue influenciado por los mencionados factores del suelo y por la movilidad de los metales pesados a través de la planta donde generalmente se da de la siguiente manera: hojas>tallos>partes de almacén>frutos>semillas. Potisek *et al.*, (2006) trabajando con biosólidos de la ciudad de Gómez Palacios, Durango, México, encontraron que al aplicarse a un suelo arenoso se produce riesgo de contaminación al aportar cantidades pequeñas de arsénico el cual presentó movilidad a través de lixiviados colectados en un sistema de columnas de PVC.

En Madrid España, Illera y Cala, (2001), reportan que biosólidos de plantas depuradoras de agua residual de origen urbano digeridos anaerobiamente en China aplicados a un suelo degradado, bajo un ambiente semiárido para la producción del cultivo *Thymus zygis*, en dosis de 0 a 80 Ton⁻¹, se observó un incremento en la concentración de metales pesados a nivel superficial del suelo (0-15cm), así como una mejora en el rendimiento del cultivo en las parcelas tratadas con respecto a la planta testigo. La concentración de Cd, Cu y Zn en la planta fue ligeramente superior a la del cultivo testigo, pero en ningún caso se alcanzaron las concentraciones consideradas tóxicas.

De acuerdo a las normatividades mexicanas los lodos y biosólidos deben de someterse a dos pruebas de calidad, la primera es la NOM-052-SEMARNAT-2005 publicada en el Diario Oficial de la Federación 2005., que establece las características de los residuos peligrosos, el listado de los mismos y los límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente (Cuadro 6). La segunda es la NOM-004-SEMARNAT-2002 publicada en el Diario Oficial de la Federación 2002, que establece las especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final (Cuadro 7). El Cuadro 8 especifica los límites máximos de metales contaminantes en compost a partir de Residuos Sólidos Urbanos antes de ser aplicados al suelo de acuerdo a la Agencia de Protección al Ambiente de Estados Unidos (EPA, 2010).

El panorama del uso en lodos residuales y biosólidos en los agroecosistemas hortícolas parece ser optimista, para ello se deben de cuidar los aspectos técnicos mencionados aunado a una estricta verificación oficial y mejoramiento de la calidad en cuanto a parámetros biológicos.

Cuadro 6. Límites máximos permisibles para los constituyentes tóxicos en el extracto PETC (Procedimiento de Extracción de Constituyentes Tóxicos)

Contaminante	Límite máximo permisible
	(mg L ⁻¹)
Arsénico	5.0
Bario	100.0
Cadmio	1.0
Cromo	5.0
Mercurio	0.2
Plata	5.0
Plomo	5.0
Selenio	1.0

(EPA, 2010).

Cuadro 7. Límites máximos permisibles para metales pesados en biosólidos.

Contaminante (determinado en forma total)	Excelentes (mg kg ⁻¹ en base seca)	Buenos (mg kg ⁻¹ en base seca)
Arsénico	41	75
Cadmio	39	85
Cromo	1200	3000
Cobre	1500	4300
Plomo	300	840
Mercurio	17	57
Níquel	420	420
Zinc	2800	7500

(NOM-004-SEMARNAT-202)

Cuadro 8. Disposiciones existentes en Estados Unidos sobre límites máximos de metales contaminantes en el compost a partir de Residuos Sólidos Urbanos

Metal	Tierras y forestales, sitios públicos, recuperación de suelos ^a		Límites máximos en compost ^b (mg/Kg-peso seco)
	Concentración Máxima	Aplicación máxima	
Arsénico	75	41	54
Cadmio	85	39	18
Cromo	3000	3000	1200
Cobre	4300	1500	1200
Plomo	840	300	300
Mercurio	57	17	300
Molibdeno	75	18	20
Níquel	420	420	180
Selenio	100	100	14
Zinc	7000	2800	1800

a. Norma 503 EPA.

b. Decreto 822/98 Ministerio de Desarrollo.

Deposición Atmosférica

Los metales pueden estar en la atmósfera debido a polvos y partículas que se producen por varias actividades como industriales, mineras, transporte, etc. Su capacidad de dispersión es importante pudiendo llegar a zonas agrícolas cercanas y depositándose en el dosel de los cultivos y el suelo. Zheljzakov y Nielsen (1996)

reportan que los MP afectaron el crecimiento y productividad de cultivares de *Salvia slarea* L (planta de hornato), los ensayos se realizaron en suelos vecinos a industrias metalúrgicas, fundidoras y testigo (sin contaminar) a distancias de 0.8 a 3 km de ellas. Concluyen que el Cd, Pb y Zn fueron los mayores contaminantes de las plantas cultivadas en la zona metalúrgica, la concentración con respecto a la distancia decreció de 30 a 40 veces de 0.8 km a los 10 km. El contenido de los metales pesados en la distancia de 0.8 km redujo los rendimientos de inflorescencia y aceites esenciales que producen este cultivo por más del un 17% comparado con las plantas control (situadas a 10 km) quienes no tuvieron efecto negativo en sobre los aceites esenciales. En otro caso, Caselles (1998) investigó la acumulación de Pb, Cu, Mn y Zn en hojas de limón (*Citrus limon* L.) de huertas situadas a orillas de la carretera Murcia-Alicante en España. Las muestras se tomaron desde un metro de la carretera hasta 500 m de ella. Los análisis de los elementos se realizaron en hojas lavadas y no lavadas. Encontraron diferencia entre las hojas lavadas y las no lavadas, sólo en Pb donde se tuvo una reducción significativa en la concentración con respecto a la distancia superior al 52.35%, estas diferencias evidencian que el Pb alcanza principalmente las hojas por deposición aérea. La concentración de plomo en hojas de limón decrementó según la distancia. Estas concentraciones indican que la contaminación local de plomo es causada por emisiones de vehículos automotores que han usan plomo en la gasolina. Los otros metales no presentaron diferencia significativa.

En México la gasolinas están libres de plomo desde 1990, sin embargo, algunas parcelas a orilla de carretera pueden aún contener plomo retenido en el suelo considerando que el tiempo de permanencia de este metal en el suelo es de 1000 a 3000 años en suelos de clima templado según Bowen (1979). Aún sin el Pb en las gasolinas, no se debería de olvidar esta fuente de emisión ya que se reporta que el Mn que es liberado a la atmósfera al quemar combustibles fosilizados ya que están presentes en estos como aditivo (ATSDR, 2000).

La combustión del carbón y de otros combustibles fósiles, la incineración de residuos, la fundición de metales no férreos y las emisiones urbanas e industriales son las fuentes de Zn que contribuyen más a la contaminación del aire, y que por deposición contribuyen a las cantidades de Zn presentes en el suelo (Sebastián, 2007). Dan valores de deposición de Zn de 217 g por ha y año (Nicholson *et al.* 2003 citado por Sebastián, 2007). Sebastián (2007) este valor es el medio de 10 países

Europeos, cuyo rango de valores estaba comprendido entre los más bajos alcanzados en Finlandia (20 g por ha y año) y Noruega (68 g por ha y año) a los más altos que correspondían a Alemania y Polonia (540 g por ha y año).

El balance de Zn en la superficie de suelos de distintos ecosistemas, indica que la entrada de este metal supera la salida mediante lixiviación y producción de biomasa. Únicamente en regiones forestales no contaminadas se da la situación contraria siendo la descarga de Zn por el flujo de agua mayor que su entrada atmosférica (Sebastián, 2007).

Uso de Estiércoles

En muchas partes del mundo son usados los estiércoles como abonos y acondicionadores del suelo (Sebastián, 2007).

Los estiércoles contienen macro y microelementos vegetales (N, P, K, Ca, Mg, B, S, Cu, Fe, Mg, Mo y Zn), son esenciales y mejoran la calidad de los suelos y proveen de nutrientes a los cultivos. Sin embargo, también se reconocen como fuentes significativas de MP en los agroecosistemas (Novak *et al.*, 2004; Sistani and Novak, 2006). El contenido de MP de los estiércoles es mucho menor que los lodos residuales, pero en aplicaciones en períodos largos pueden causar acumulación en la parte superficial del suelo alcanzando niveles considerados tóxicos en plantas sensitivas. (Brock *et al.*, 2006; Sistani y Novak, 2006). Benke *et al.*, (2008) reportan que aplicaciones por largos periodos de tiempo de estiércol de bovino en dosis de 30 ton ha⁻¹ en temporal y 60 ton ha⁻¹ en riego en suelos de Alberta; Canadá no poseen una inmediata amenaza al ambiente. Aunque 25 años continuos de aplicación anual incrementaron significativamente los contenidos totales de Cu y Zn en riego, los valores de MC estuvieron por debajo de permitido por la EC de USA. Sin embargo, dosis de 180 ton ha⁻¹ en riego elevó el total de Zn a 187.5 mg kg⁻¹ en la superficie del suelo, valor superior de la EC. El estiércol bovino en dosis de 120 a 180 ton ha⁻¹ en riego, incrementó significativamente el Cd extraíble con EDTA en el perfil de 0-30 cm. Cu y Zn extraíbles fueron significativamente elevados en los perfiles de 0-30 y 0-15 cm respectivamente en dosis desde 30 hasta los 180 ton ha-a tanto en riego como en temporal.

En México se cuenta a partir del 2008 con la norma mexicana NMX-FF-109-SCFI-2008 publicada en el diario oficial de la Federación 2008, que establece las

especificaciones de calidad que debe de cumplir el humus de lombriz que se produce o comercializa en territorio nacional. En cuantos a contaminantes, como los MP, señala que este producto debe cumplir con las normas oficiales mexicanas vigentes, para lo cual se referencia la NOM-052-SEMARNAT-2005 publicada en el diario oficial de la Federación 2005, que clasifica a los residuos según su peligrosidad (Cuadro 5).

Otras Fuentes

Los MP en las aguas de riego provienen de la geología del suelo cuando provienen de pozos profundos, cuando son de una fuente superficial (presa, lago, río) por lo general es debido a la contaminación antropogénica. En la Comarca Lagunera, México, Martínez *et al.*, (2006) mencionan que los análisis temporales y espaciales de la calidad del agua subterránea del acuífero principal de la región presenta contaminación de arsénico. Señalan que el origen natural del metaloide es principalmente por actividad hidrotermal y diagénesis. Oporto *et al.*, (2007) mencionan que en la zona de Chayanta, Bolivia se han mostrado elevados concentraciones de Cd, tanto en suelos agrícolas y asociado a tubérculos de papa. Esos suelos son irrigados con agua del río Chayatana el cual recibe aguas residuales de mina. Mencionan que la contaminación es agravada por la asociación el Cl- (presente en zonas áridas) y potencialmente por la elevada relación Cd/Zn.

El impacto de la minería sobre el ambiente y la salud se relaciona con la composición del mineral, el tipo de explotación, el proceso de beneficio, la escala de las operaciones y las características del entorno. La excavación de minas, la remoción de minerales y el proceso y la extracción de metales puede causar daños ambientales y, en casos extremos, destruir el ecosistema, por ejemplo, se pueden dañar tierras de cultivo, favorecer la erosión y contaminar cuerpos de agua con sales solubles de elementos potencialmente tóxicos (EPT), como As, Se, Pb, Cd y óxidos de S, entre otros. Asimismo, el material subterráneo puede generar volúmenes de residuos hasta 8 veces superiores al original (Volke *et al.*, 2005)

Casseres *et al.*, (2008) En sus actividades diarias de producción, la industria de recubrimientos metálicos genera una gran cantidad de efluentes con elevadas concentraciones de cianuros y metales pesados (Cu, Ni y Zn).

En los últimos años, las concentraciones de Zn en los suelos agrícolas han aumentado gradualmente, particularmente en países industrializados como consecuencia de las actividades humanas. Se han dado niveles de Zn total en los suelos de varias centenas y millares de mg Zn/kg (Sebastián, 2007).

CONCLUSIONES

La identificación de las principales fuentes de metales pesados en agroecosistemas hortícolas es el primer paso hacia el control, prevención y mitigación de la contaminación ambiental y potencial daño a la salud de los consumidores. En esta revisión se encontró en base al número de citas que reitera la presencia de metales pesados en las fuentes en el siguiente orden: fertilizantes fosfóricos > aguas residuales > lodos residuales > pesticidas > estiércol > minería > geología del suelo. Cabe mencionar que de las principales fuentes algunas son utilizadas en la agricultura orgánica, como es el caso de la roca fosfórica que tiene un alto contenido de zinc y cromo, por lo que es un tema que debe de ser estudiado.

Existen los mecanismos técnicos y jurídicos en México para aplicarlos de manera racional en las unidades de producción a fin de prevenir la contaminación por metales pesados en los agroecosistemas: para el uso de aguas residuales, en México se cuenta con la Norma Oficial Mexicana 001-SEMARNAT 1996 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, así como la NOM-003-SEMARNAT-1997 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en el servicio público; en el uso de pesticidas se cuenta con la Norma Oficial Mexicana 037-FITO-1995 publicada en que establece las especificaciones del proceso de producción de productos agrícolas orgánicos; para el uso de lodos residuales se cuenta con la NOM-052-SEMARNAT-2005 la cual establece las características de los residuos peligrosos, el listado de los mismos y los límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente y la 004-SEMARNAT-2002 que establece las especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final; en el uso de estiércol en México se cuenta a partir del 2008 con la norma mexicana NMX-FF-109-SCFI-2008 que establece las especificaciones de calidad que debe de cumplir el humus de lombriz que se produce o comercializa en territorio nacional. Poco se podrá avanzar sin la participación y apoyos por parte de las instancias gubernamentales. Aún falta mucha investigación por realizar en México en este tema, el papel de los científicos del campo será definitivo en el mejor uso de nuestros recursos naturales.

LITERATURA CITADA

- Acosta Y., J., Paolini, S., Flores, S., Benzo, M., Zauahre, L., Toyo y A., Senior. 2003. Evaluación de metales pesados en tres residuos orgánicos de diferente naturaleza. *Multiciencias*, junio, año/Vol. 3, numero 001. pp 25. Universidad de Zulia, Venezuela.
- Adriano, D. C. 1986. Trace elements in the terrestrial environment. Springer-Verlag, New York, p 219.
- Adriano, D. C. 1992. Biogeochemistry of trace elements. *Advance in trace substances research*. Lewis, boca raton, FL, p 513.
- Alloway, B. 1995. Heavy metals in soils. Blackie academia professional, London, 368 p.
- ATSDR (Agencia de sustancias tóxicas y el registro de enfermedades). 2000. Manganese. Resumen de Salud Pública. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los EE.UU. CAS # 7439-96-5.
- Baerug, R., and B. R. Singh. 1990. Cadmium levels in soils and crop after long-term use of commercial fertilizers. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences*, 4:251-260.
- Benke, B. M., S. P. Indraratne, X. Hao and C. Chang. 2008. Trace elements changes in soil after long-term cattle manure applications. *J. Environ. Qual.* 37: 798-807.
- Bowen, H. J. K. 1979. Environmental chemistry of the elements. Academic Press, New York. p 33.
- Brock, E. H., Q. M. Ketterings, and M. McBride. 2006. Copper and zinc accumulations in poultry and dairy manure-amended fields. *Soil Sci.* 171: 388-399.
- Carrillo, G. R. Y L. Cajuste.1991. Acumulación de Pb, Cr y Cd a través del tiempo en suelos regados con aguas residuales. In *Memorias del XXIV Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo*. Pachuca, Hidalgo, México.
- Caselles, J.1998. Levels of lead and other metals in citrus alongside a motor road. *Water, Air and Soil Pollution.* 105: 593-602.
- Casseres S, S. Mesa y H. Hernández. 2008. Estabilización/solidificación, una alternativa para la deposición segura de lodos saturados con metales

- pesados. (Spanish). UIS Ingenierías [serial online]. December 2008;7(2):169-178. Available from: Fuente Académica, Ipswich, MA. Accessed November 5, 2010.
- CEASLP (Comisión Estatal del Agua del estado de San Luis Potosí). 2002. Plantas de tratamiento de aguas residuales en San Luis Potosí y zona conurbada. Folleto informativo.
- CNA (Comisión Nacional del Agua). 2005. El recurso hídrico en México. En estadísticas del Agua en México 2005. Síntesis. Comisión Nacional del Agua (México). Consulta 5 Nov 2010.
- Cunningham, W. P. and B. W. Saigo. 1999. Environmental Science. Eds. McGraw-Hill. pp. 188.
- Diario Oficial de la federación Procuraduría Federal de Protección al Ambiente. 2003. Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas residuales en aguas y bienes nacionales www.semarnat.gob.mx/tramites/.../sirrep/.../NOM-001-ECOL.pdf
- Diario Oficial de la federación Procuraduría Federal de Protección al Ambiente. 1997. Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en el servicio público. www.semarnat.gob.mx/tramites/.../sirrep/.../NOM-003-SEMARNAT.pdf
- Diario Oficial de la federación Procuraduría Federal de Protección al Ambiente. 1995. Norma Oficial Mexicana NOM-037-FITO-1995, que establece las especificaciones del proceso de producción de productos agrícolas orgánicos www.semarnat.gob.mx/tramites/.../sirrep/.../NOM-003-FITO.pdf
- Duffus, J.H. 2001. Heavy metals- A meaningless term. Chemistry International. 23. Extraído 5 Noviembre 2010. www.iupac.org/publications/ci/2001/november/heavymetals.html
- EPA. 2010. Environmental Protection Agency Extraído en Noviembre 2010. www.epa.gov
- Epstein, E. 2003. Land application of sewage sludge and biosolids. Lewis Publishers. p 201.

- Flores, V. L. :, J. Ducaroir, A. M. Jaunet and M. Robert (1996). Study of the distribution of copper in an acid sandy vineyard soil by three different methods. *Eur. J. of Soil Sci.* 47: 523-532.
- Gil, C., J. Ramos, y R. Boluda. 2002. Niveles estándar de Cu, Zn, y Co y evaluación de la contaminación en los suelos de los invernaderos de la comarca del poniente (Almería, España). *Edafología*, Vol. 9 (3). pp. 283-294.
- He, Z. L, X. E. Yang, and P. J. Stoffella (2005). Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *J. Trace Elem. Med. Biol.* Pp 19, 125-140.
- Huang, B., S. Kuo, and R. Bembenek. (2004). Availability of cadmium in some phosphorus fertilizers to field-grown lettuce. *Water air and soil pollution*.158: 37-51.
- Illera V.I y Cala V. (2001). Niveles de metales pesados en *Thymus zygis* desarrollado en suelos enmendados con residuos organicos urbanos. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 17, 179-186.
- INEGI. 2005. Extraído 5 Noviembre 2010. www.inegi.gob.mx/inegi/contenidos/espanol/prensa/boletines/boletin/comunicados/Especiales/2006/Mayo/comunica27.pdf
- Jiménez Cisneros, B. (2001). La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada. Limusa, México, p 925.
- Kabata Pendias, A. y Henryk Pendias. 1992. Trace elements in soils and plants, 2nd edition. CRC Press. Pp. 211-213.
- Mann, S. S., A. W. Rate, and A. J. Gilkes. (2002). Cadmium accumulation in agricultural soils in Western Australia. *Water Air and Soil Pollution*. 141: 281-297.
- Martínez, R. J. G., R. Faz, M. Rivera, G. Nulez y V. Álvarez. 2006. Cambios temporales de metales pesados y nitratos en el acuífero principal de la Comarca Lagunera. *Agrofaz* vol.6, num. 3:423-432.
- Marrero (2010). Revista.cnic.edu.cu/revista/cb/files/cb-2010-1-067-078.pdf
- McLaughlin, M J., K. G. Tiller, R. Naidu, and D. P. Stevens. 1996. Review: The behaviour and environmental impact of contaminants in fertilizers. *Aust. J. Soil Res.* 34, pp. 1-54.
- Mench 1998. Trace elements in soils and plants CRC. Press, Florida. Citado por Puga, S., M. Sosa, T. Lebgue, C. Quintana, A. Campos, 2006. Heavy metals pollution in soils damaged by mining industry. Vol. 5: 3

- Moon, J. W. , H. S. Moon, N. C. Woo, J. S. Hahn, J. S. Won, Y. Song, X. Lin and Y. Moreno, S. R. Y S. Devars. 1999. abundancia de los metales pesados en la biosfera. In: Contaminación ambiental por metales pesados. Cervantes, C. Y R. Moreno. AGT editor. Pp. 1-10.
- Novak, J. M., D. W. Watts, and K. C. Stone. 2004. Copper and zinc accumulation, profile distribution, and crop removal in Coastal plain soils receiving long-term, intensive applications of swine manure. *Trans. ASAE* 47:1513-1522.
- Oporto, C., C. Vandecasteele, and E. Smolders. 2007. Elevated cadmium concentrations in potato tubers due to irrigation with river water contaminated by mining in Potosí, Bolivia. *J. Environ. Qual.* Vol. 36: 1181-1186.
- Oropeza, G. N. 2006. Lodos residuales: estabilización y manejo. *Caos Conciencia* 1: 51-58.
- Pais I. and Jones J.B. (1997). *The handbook of trace elements*. CRC press, Boca Raton, FL. USA. 223p.
- Peryea, F. J. 1998. Historical use of lead arsenate insecticide, resulting soil contamination and implications for soil remediation. *Proc. 16th world congress of soil science*. Montpellier, France. Pp. 35-36.
- Peryea, F. J., and T. L. Creger. 1994. Vertical distribution of lead and arsenic in soils contaminated with lead arsenate pesticide residues. *Water Air Pollut.* 78: 297-306.
- Potisek, T. M. C., U. Figueroa, G. González, M. García, R. Jasso y J. Villanueva. 2006. Uso de biosólidos y riesgo de contaminación por nitratos, arsénico y plaguicidas en un suelo arenoso. *Agrofaz*, vol. 6, num. 3: 389-395.
- Prieto, M. J., C. A. González, A. D. Román, y F. Prieto. 2009. Contaminación y fototoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and subtropical agroecosystems*, 10: 29-44.
- Puga, S., M. Sosa, T. Lebgue, C. Quintana y A. Campos, 2006. Heavy metals pollution in soils damaged by mining industry. Vol. 5: 3
- Ramos, B. R., L. J. Cajuste, D. Flores y N. E. García. 2001. Metales pesados, sales y sodio en suelos de chinampa en México. *Agrociencia* vol. 35, num. 4. pp. 385-395.
- Raven, K. P. and R. H. Loeppert. 1997. Trace element composition of fertilizer and soil amendments. *Journal Environmental Quality*. 26: 551-517.

- Ruano, C. S., L. A. López, J. Soler, C. Cadahía. 2000. Situación actual de la fertilización. In: C. Cadahía Lopez. Fertirrigación, cultivos hortícolas y ornamentales. Ed. Mundi-Prensa. 25-52 p.
- Sebastián P.B., 2007. Tesis doctoral: Disponibilidad y efectividad relativa de quelatos de zinc aplicados a suelos en un cultivo de lino (*linum usitatissimum* L.) textil. Universidad politécnica de Madrid escuela técnica superior de ingenieros agrónomos. Pp 9, 11-13
- Singh, B. R. 1994. Trace element availability to plants in agricultural soils, with emphasis on fertilizer inputs. *Environ. Rev.* 2: 133-146.
- Sistani, K. R., and J. M. Novak. 2006. Trace metal accumulation, movement, and remediation in soils receiving animal manure. p. 689-706. In: M. N. V. Prasad et al. (ed.) trace elements in the environment. Biogeochemistry, biotechnology, and bioremediation. Taylo & Francis, New Cork.
- Vargas Olvera, M. C. 1999. Especiación de metales pesados en suelos regados con aguas residuales industriales. Tesis de maestría en ciencias agropecuarias. Facultad de Agronomía, UASLP, México. Pp 37-38.
- Vázquez, A. A., L. J. Cajuste, C. Siebe, G. Alcántar y M. L. de la Isla. 2001. Cadmio, níquel y plomo en agua residual, suelo y cultivos en el Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Agrociencia*. Vol. 35. num. 3. Pp. 267-274.
- Veneman, P. L. M., J. R. Murrar, and J. H. Baker. 1983. Spatial distribution of pesticide residues in a former apple orchard. *J. Environ. Qual.* 12: 101-104.
- Volke S.T., T.J.A., T.J.A., Velasco y P.D.A., Rosa. 2005. Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación. Pp 20-21 y 32.
- Welch, A. H., D. B. Westjon, D. R. Helsel, and R. B. Wanty. 2000. Arsenic in ground water of the United States: Occurrence and geochemistry. *Ground water*, 38:589-604.
- Zheljazkov, V. D. y N. E. Nielsen (1996). Growing clary sage (*Salvis sclarea* L.) in heavy metal polluted areas. *Int. Aymp. Medicianl and Aromatic Plants*. Eds. L. E. Craker, L. Nolan, K. Shetty. *Acta Hort.* Pp. 426.