



FACULTAD DE FARMACIA
UNIVERSIDAD COMPLUTENSE

TRABAJO FIN DE GRADO

TÍTULO: *ECOTOXICOLOGÍA DEL CADMIO, RIESGO
PARA LA SALUD POR LA UTILIZACIÓN DE SUELOS
RICOS EN CADMIO*

Autor: Carmen Correa García

DNI: 47.024.581 - T

Tutor: Miguel Ángel Casermeiro Martínez

Convocatoria: Junio 2016

ÍNDICE

1. RESUMEN.....	3
2. INTRODUCCIÓN.....	3
2.1. Antecedentes históricos.....	3
2.2. Características y aplicaciones.....	4
2.3. Fuentes de emisión.....	5
2.4. Efectos toxicológicos.....	6
2.5. ¿Qué ocurre con el cadmio cuando entra en el medio ambiente?.....	7
3. OBJETIVOS.....	10
4. METODOLOGÍA.....	10
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	10
5.1 Marco jurídico.....	12
5.1.1 Holanda.....	12
5.1.2 Reino Unido.....	12
5.1.3 Alemania.....	13
5.1.4 Dinamarca.....	13
5.1.5 España.....	13
5.2 Análisis de casos. En este apartado se recogen algunos de los casos más significativos de los encontrados en la revisión bibliográfica.....	14
5.2.1 Hidalgo, México.....	14
5.2.2. Pontevedra, España.....	15
5.2.3 Comunidad de Madrid, España.....	16
5.2.4 Castellón, España.....	17
5.3 Remediación de suelos contaminados con cadmio.....	18
6. CONCLUSIONES.....	20
7. BIBLIOGRAFÍA.....	21

1. RESUMEN

El Cadmio es un metal pesado asociado a importantes problemas de salud. Su existencia en el suelo, ya sea por causas naturales o antrópicas, genera gran preocupación a nivel ambiental, tanto por su facilidad para ser absorbido por las plantas como por su facilidad para ser movilizado, pudiéndose incorporar a la cadena trófica. Con este trabajo se pretende conocer, a través de revisiones bibliográficas, por un lado, la toxicidad del Cadmio, su distribución en suelos con diferentes características y su importancia y repercusión a nivel ambiental y, por otro, las posibles estrategias para reducir su biodisponibilidad y movilidad en suelos contaminados.

Palabras clave: Cadmio, suelo, contaminación, toxicidad, recuperación de suelos, metal pesado, adsorción, biorremediación.

ABSTRACT

Cadmium is a heavy metal associated with major health and environmental problems. Their existence in soils, either by natural or human causes, generates great concern at the environmental level, both for their ability to be absorbed by plants as for their ability to be mobilized, and can be incorporated into the food chain. With this work is to know, through literature reviews, focus on distribution and toxicity of cadmium in soils with different characteristics and their importance and impact at the environmental level and additionally, the main strategies for reducing their bioavailability and mobility in polluted soils.

Key words: Cadmium, soil, pollution, toxicity, soil remediation, heavy metal, adsorption, bioremediation.

2. INTRODUCCIÓN.

2.1. Antecedentes históricos.

El cadmio (Cd) fue descubierto en 1817, en minerales de Zinc, por Stromeyer, en Göttingen, y por Herman, en Schöneberg (Saldívar et al., 1997). Procede de la palabra latina "cadmia" que significa "calamina" (Carbonato de Zinc) y de la palabra griega "kadmeia" con el mismo significado (González et al., 2015).

Históricamente, todos los episodios ambientales de relevancia causados por el Cadmio han sido el resultado de la contaminación procedente la actividad minera y del refinado de materiales no ferrosos. Uno de los problemas ambientales más serios fue el ocurrido en Japón, en 1912, donde el arroz que consumían los habitantes de la ciudad de Toyama se regaba con las aguas procedentes del

río Jintsu, contaminado por Cadmio disuelto procedente de una mina de Zinc y Plomo situada río arriba (Saldívar et al., 1997), dando como resultado osteoporosis y osteomalacia, daño renal, enfisema y anemia, conocida como la enfermedad de “Itai-Itai”.

2.2. Características y aplicaciones.

El Cadmio es un elemento químico de número atómico 48, masa atómica 112.40 g/mol y símbolo Cd. Es un metal perteneciente al grupo de los metales de transición, en concreto al grupo II b, presenta dos estados de oxidación, +1 y +2, siendo +2 el más común, ya que +1 es muy inestable. Tiene una densidad relativa de 8.65 a 20°C (68 °F), su punto de fusión es de 320.9 °C (610 °F) y su punto de ebullición de 765 °C (1410°F), es de color blanco plateado, maleable, altamente tóxico, que podemos encontrar en toda la corteza terrestre pero casi, exclusivamente, se obtiene como subproducto del refinado de los minerales de zinc (Minaya, 2014).

No se encuentra en la naturaleza como elemento puro sino que se asocia por afinidad química a otros metales como el Zinc, el Plomo o el Cobre o a elementos como el Oxígeno (óxido de cadmio), el Cloro (cloruro de cadmio) o el sulfuro (sulfato o sulfuro de cadmio) (Madeddu, 2005).

El Cadmio es considerado uno de los mayores agentes tóxicos asociado a contaminación ambiental e industrial por poseer cuatro de las características más temidas de un tóxico:

1. Efectos adversos para el hombre y el medio ambiente.
2. Biacumulación.
3. Persistencia en el medio ambiente.
4. Es transportado a grandes distancias con el viento y los cursos de agua (Ramírez, 2002).

Las principales aplicaciones del Cadmio son como reactivo químico y pigmento, fabricación de pilas de Níquel-Cadmio recargables, como cubierta electrodepositada sobre hierro o acero para protegerlos contra la corrosión (Minaya, 2014).

Desde 1990, su empleo para pigmentos, aleaciones, estabilizadores y otras aplicaciones, ha disminuido considerablemente (UNEP, 2010)

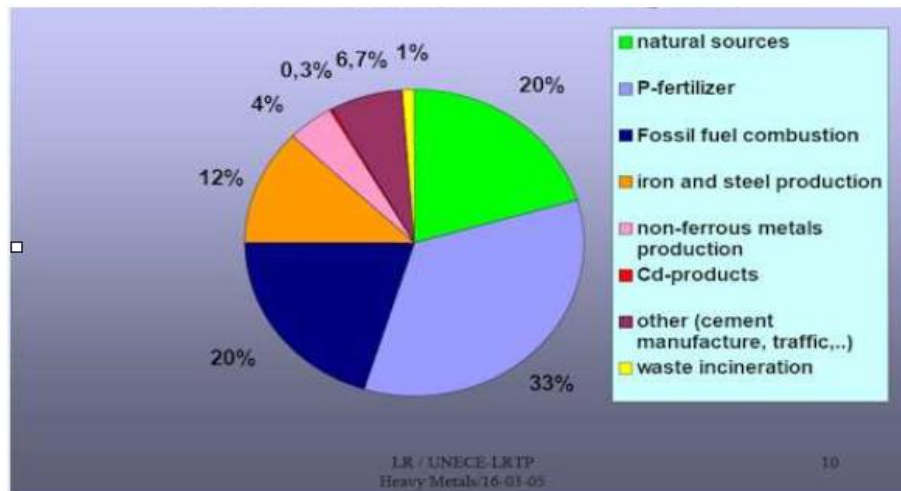


Figura 1. Contribuciones relativas (%) de las diferentes fuentes de cadmio a la exposición humana (Modificado de Cadmium organization 2007)

2.3. Fuentes de emisión.

Las principales fuentes de abastecimiento a nivel mundial se encuentran en Asia (41%), América (16%), Europa (15%) y Australia (3%). El 25% restante se recupera por medio del reciclaje y de los depósitos existentes (WHO, 2006).

a) Fuentes naturales:

De forma natural, el Cadmio es liberado a la atmósfera a través de la descomposición de las rocas, incendios forestales y volcanes (Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes, 2007). Tras ello, se deposita en la tierra y en las aguas de las regiones cercanas a la fuente de emisión. A partir de ésta, el Cadmio es ingerido por los organismos y transportado a todos los eslabones de la cadena alimenticia, siendo la principal vía de asimilación en los animales y el hombre (Badillo, 1985)

b) Fuentes antropogénicas:

- Producción de fertilizantes fosfatados artificiales.
- Producción de Zinc, minerales de fosfatos y fabricación de estiércol.
- Quema de combustibles fósiles, como el carbón o el petróleo, y la incineración de residuos urbanos.

2.4. Efectos toxicológicos.

El Cadmio es un metal pesado no esencial, no tiene ninguna función biológica. Tiende a bioacumularse tanto en ecosistemas acuáticos como terrestres, sobre todo en vertebrados a través de órganos como el riñón y el hígado, pero también se acumula en invertebrados como las algas y las plantas (UNEP, 2010).

En *el hombre*, el contacto crónico de este metal a niveles bajos, ya sea por inhalación o ingesta, ha sido relacionado con el desarrollo de distintas patologías entre las que se encuentran: cáncer de pulmón (el Cadmio es considerado según la clasificación de la EPA como un carcinógeno de tipo B1), enfermedades pulmonares degenerativas, alteraciones cardíacas, anemia, fragilidad ósea, disminución de la respuesta inmune, enfermedades renales y hepáticas. En caso de que la concentración sea elevada puede ser mortal en pocas horas (Romero, 2005).

A nivel ambiental:

- *Suelos:* el Cadmio es fuertemente adsorbido por la materia orgánica del suelo. En los suelos ácidos se produce un incremento de Cadmio por parte de las plantas que, a la larga, supondrá un daño potencial en aquellos animales que se alimentan de ellas. Si las concentraciones de este metal en el suelo, en general, son elevadas, los procesos microbiológicos que tiene lugar en él podrían alterarse, viéndose amenazado, por tanto, el buen funcionamiento del medio (Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes, 2007).
- *Aire:* como consecuencia de los procesos de soldadura, el Cadmio se encontrará en la atmósfera en forma de partículas en suspensión.
- *Agua:* la minería de metales no ferrosos es la principal fuente de liberación de Cadmio al medio acuático. La contaminación puede provenir del agua de drenado de minas, de las aguas residuales del procesamiento de los minerales, de derrames de los depósitos de desechos del proceso mineral, etc.

La deposición húmeda o seca en los medios acuáticos causa un incremento muy grande del metal en todo el mundo (Raraz, 2015). En el medio marino, puede bioacumularse en mejillones, ostras, gambas, langostas y peces. La susceptibilidad del Cadmio puede variar ampliamente entre los distintos organismos, ya que los de agua salada son más resistentes al envenenamiento que los de agua dulce (Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes, 2007).

2.5. ¿Qué ocurre con el cadmio cuando entra en el medio ambiente?

A partir de distintas fuentes naturales y antropogénicas, el Cadmio es emitido a la atmósfera y a los medios acuático y terrestre en forma de partículas, mayoritariamente. Tras su liberación, el Cadmio, puede mantenerse en el medio ambiente durante periodos prolongados de tiempo antes de depositarse en el suelo o en el agua y ser transportado a grandes distancias en forma de partículas arrastradas por el viento o el agua (UNEP, 2010).

- *Aire:* tras su liberación, el Cadmio (como óxido, cloruro o sulfato) está en el aire en forma de partículas o vapores (provenientes de procesos a altas temperaturas) y puede ser transportado a grandes distancias para ser depositado (húmedo o seco) sobre la superficie del agua o del suelo (Agencia para sustancias tóxicas y el Registro de Enfermedades ATSDR, 1999).

En el medio ambiente, el Cadmio es tóxico para las plantas, los animales y los microorganismos. Por ser un elemento químico simple, no se degrada, no se puede descomponer en sustancias menos tóxicas en el medio ambiente, es decir, es persistente, pero puede cambiar de estado de oxidación (UNEP, 2010).

- *Suelo:* tanto el Cadmio como sus compuestos pueden movilizarse a través del suelo. Esta movilidad va a depender de distintos factores, entre ellos el pH y la cantidad de coloides del suelo (materia orgánica y arcilla) que, a su vez, van a depender del ambiente local. Por lo general, el Cadmio se adhiere fuertemente a la materia orgánica. En ella, permanece inmóvil en el suelo pudiendo ser incorporado por las plantas y entrar a la cadena alimentaria (Agencia para sustancias tóxicas y el Registro de Enfermedades ATSDR, 1999).

Las variaciones en el contenido de Cadmio en el suelo son debidos a la composición de la roca madre y al aporte de metales procedentes del uso de fertilizantes, abonos, agroquímicos y a la contaminación atmosférica (Romero, 2005).

La especie de Cadmio más abundante en la solución del suelo es el Cd^{2+} , pero también puede formar iones complejos como: CdCl^+ ($\text{P}_k=0.32$) CdOH^+ , CdHCO_3^+ , CdCl_3^- ($\text{P}_k=0.09$), CdCl_4^{2-} ($\text{P}_k= 1.85$), $\text{Cd}(\text{OH})_3^-$ y $\text{Cd}(\text{OH})_4^{2-}$ mientras que en los suelos contaminados, el ión libre Cd^{2+} sigue siendo el predominante junto con otras especies neutras como el CdSO_4 o CdCl_2 , presentes en zonas donde el pH es mayor que 6.5. La solubilidad de los compuestos de Cd a 25 ° C, disminuye según se trate de

cloruro, sulfato, óxido, sulfuro ($K_{ps} \text{ CdS} = 1 \times 10^{-28}$) o carbonatos ($K_{ps} \text{ CdCO}_3 = 2.5 \times 10^{-4}$) e hidróxidos ($K_{ps} \text{ Cd(OH)}_2 = 2 \times 10^{-14}$) (prácticamente insolubles) (Tello, 2015).

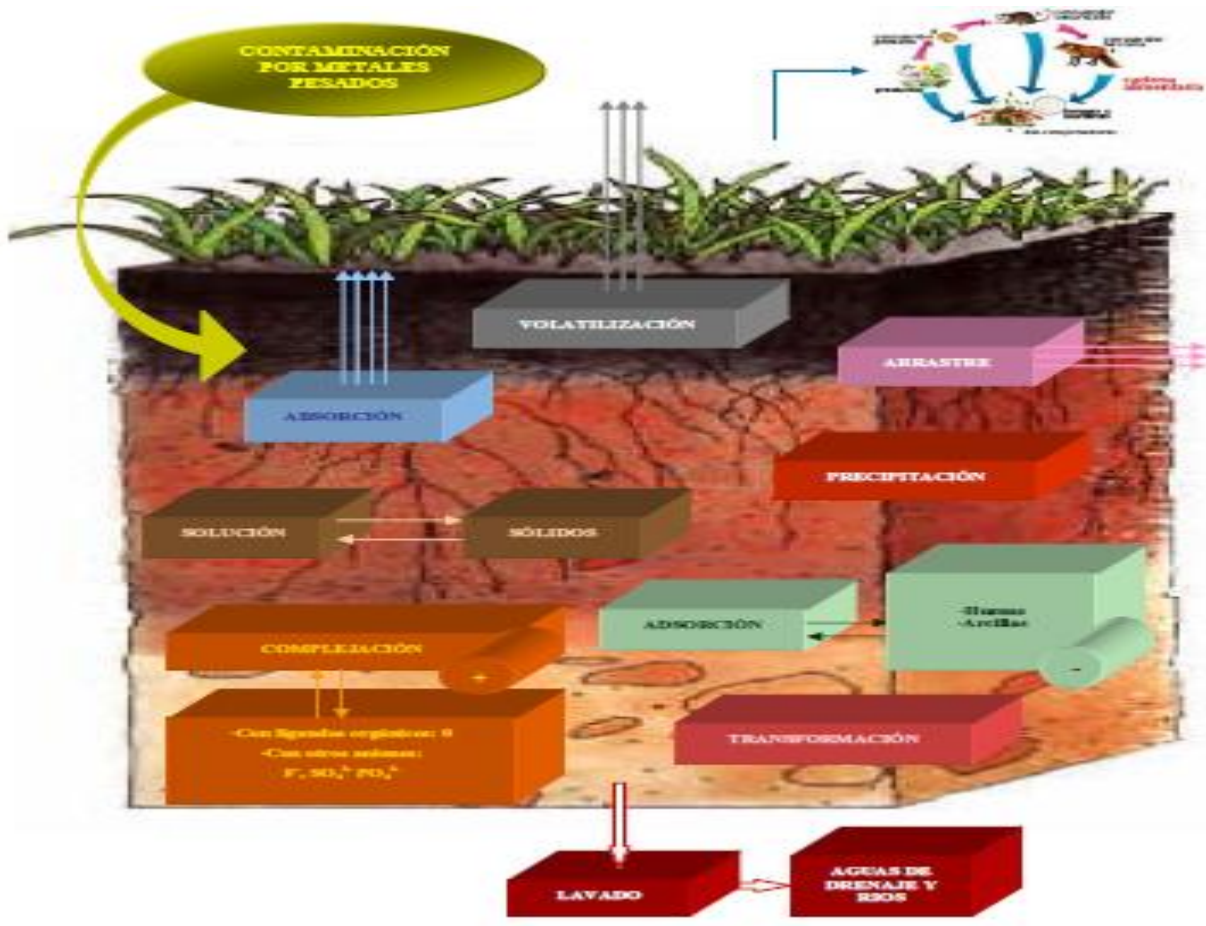


Figura 2. Dinámica de los metales pesados en el suelo. (Modificado de García, I. y Dorronsoro, C., 2005)

- *Agua:* el Cadmio puede existir en forma de ión hidratado o como complejo iónico asociado a otras sustancias inorgánicas y orgánicas. Las formas solubles del Cadmio se movilizan en el agua mientras que las insolubles son inmóviles y se depositarán en el sedimento donde serán adsorbidas (Agencia para sustancias tóxicas y el Registro de Enfermedades ATSDR, 1999).

En la naturaleza, el Cd se presenta principalmente como Cd^{2+} (acuoso) como se muestra en los siguientes diagramas de distribución de especies del cadmio según pH y Eh/pH:

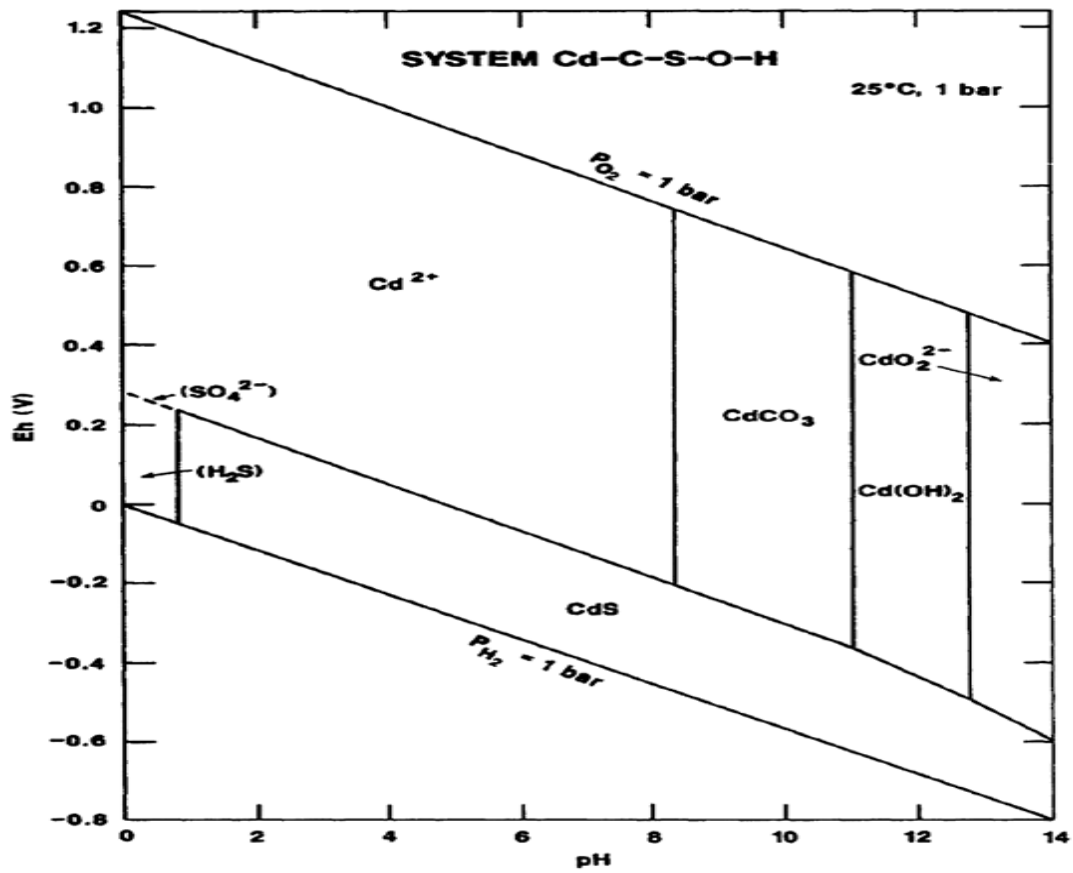


Figura 3. Diagrama Eh-pH del sistema Cd-C-S-O-H (G. Brookins, Douglas; Eh-Ph Diagram for Geochemistry, 1987)

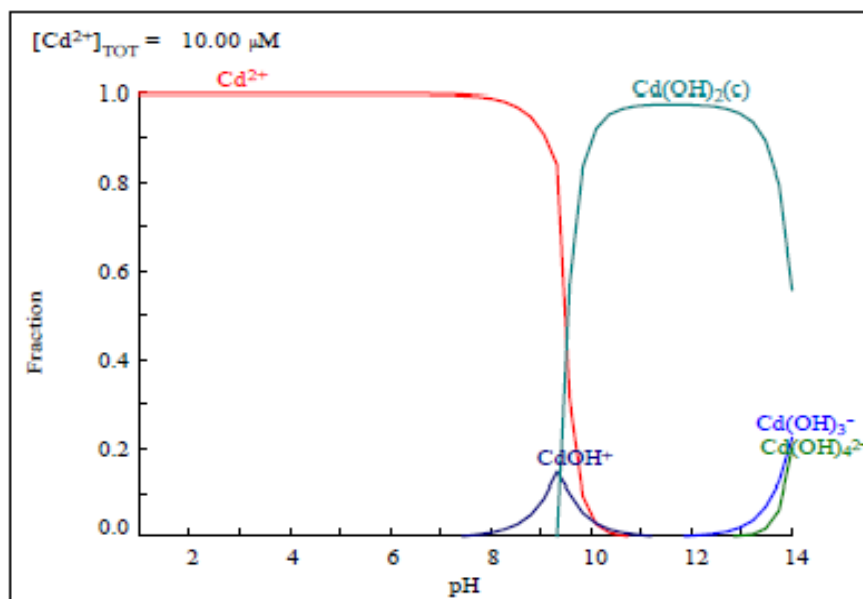


Figura 4. Diagrama de equilibrio del Cadmio en solución acuoso (Cortés, 2007)

Como se puede ver en la figura 4, por encima de pH superiores a 7, la hidrólisis es significativa. Por encima de pH 8 aparecen los productos de hidrólisis pero la baja solubilidad del hidróxido limita la concentración de Cadmio a valores inferiores a 10^{-5} M hasta que se alcanza un pH 13. En soluciones más básicas, la solubilidad del hidróxido aumenta como resultado de la formación de $\text{Cd}(\text{OH})_4^{-2}$ (Baes y Mesmer, 1976).

3. OBJETIVOS

Los objetivos de este trabajo son:

1. Conocer los procesos ecotoxicológicos del Cadmio.
2. Estudiar cómo afecta al medio ambiente esa toxicidad, en concreto a los suelos y cómo se distribuye en ellos y, como consecuencia, su repercusión sobre la salud.
3. Identificar los procedimientos de eliminación de Cadmio en suelos contaminados por dicho metal.

4. METODOLOGÍA

La realización de este trabajo se ha llevado a cabo mediante la revisión bibliográfica de diferentes artículos científicos, libros, tesis y revistas científicas, utilizando diferentes bases de datos entre las que destacan ScienceDirect, PubMed, SciELO, BUCea, y el catálogo cisne, ambos buscadores de la Universidad Complutense de Madrid y Dialnet, buscador de la Universidad de La Rioja. Por otro lado, se ha hecho uso también de revistas como Elsevier las páginas webs de organismos oficiales como la Organización Mundial de la Salud (OMS), la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR), el Boletín Oficial del Estado (BOE), y otras como el Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes de España (PRTR), la Fundación Española para la Ciencia Y la Tecnología (FECYT), etc y páginas webs de diversas universidades nacionales e internacionales.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El suelo es uno de los medios receptores de contaminación más sensible y vulnerable (Real Decreto 9/2005)

La contaminación del suelo consiste en la introducción de elementos extraños al suelo o la existencia de un nivel inusual de un elemento propio de éste que, por sí mismo o por su efecto sobre

el resto de componentes, produce un efecto nocivo para los organismos que habitan en el suelo, sus consumidores, o bien, es susceptible de transmitirse a otros sistemas (Martínez Sánchez et al., 2005).

Antes de la década de los 70 únicamente se hablaba de la contaminación del aire y del agua, mientras que al suelo se le consideraba un medio con capacidad autodepurativa constante. A partir de la declaración de la “Carta Europea de Suelos” desarrollada por la Comunidad Europea en 1972, el suelo es considerado como un recurso limitado fácilmente destruible. Pero fue en el año 1992, en la Cumbre de Río, donde se reconoció la importancia de la protección de los suelos y de sus usos potenciales en el contexto de un desarrollo sostenible, en particular contra la contaminación procedente de acciones o actividades de origen antrópico (Real Decreto 9/2005).

La incorporación de metales pesados en la cadena trófica y su influencia en la salud de las personas como último eslabón de esa cadena va a influir en la importancia de las características biogeoquímicas de dichos metales. El Cadmio entra en el organismo por vía oral a través del consumo de alimentos procedentes de zonas contaminadas y, en menor medida, por inhalación (Herrera, 2011).

El contenido de metales pesados en suelos debería depender únicamente de la composición del material original y de los procesos edafogénicos que dan lugar al suelo, sin embargo, la actividad humana ha sido responsable del incremento del contenido de estos metales en el suelo en cantidades importantes a través de la industrialización (Romero, 2005).

En los últimos años se ha producido un aumento progresivo en los niveles de cadmio en algunos suelos agrícolas debido a una prolongada fertilización fosfatada. Por otro lado, las plantas de tabaco acumulan Cadmio en las hojas y, con frecuencia, sus cultivos son objeto de fertilización fosfatada, pudiendo producir un incremento en los niveles de Cadmio en los suelos (Herrera, 2011).

El nivel promedio de Cadmio en suelos se encuentra entre 0.07-1.1 mg/kg (Errecalde et al., 1991). La contaminación por metales pesados en el suelo puede llegar a persistir cientos y miles de años, aunque su incorporación se haya detenido. En el caso del Cadmio, la vida media en el suelo es de 15 a 1100 años detenido (Rueda et al., 2011).

Cuando la capacidad amortiguadora es superada por un aporte continuo de Cadmio o por cambios en el pH del suelo, aquél puede liberarse y migrar a las aguas subterráneas o quedar biodisponible en la solución del suelo siendo absorbido por las plantas a través de las raíces (Micó, 2005). Además, el riesgo de movilización a otros componentes del ecosistema como el agua o los

alimentos, depende de las características concretas de casa suelo, como por ejemplo, la capacidad de intercambio catiónico, la materia orgánica, el contenido y el tipo de arcilla y otras propiedades del tipo de suelo (Rueda et al.,2011).

5.1 Marco jurídico

Las normas básicas en Europa sobre suelos se basan en *La Carta Europea de Suelos*, publicada por el Consejo de Europa en 1972 y reafirmada a partir de la Cumbre de la Tierra en Río de Janeiro en 1992, en la cual, los Estados participantes firmaron una serie de declaraciones relacionadas con la protección de suelos. En 2002, la Comisión de las Comunidades Europeas en relación con el medio ambiente promulgó el documento “Hacia una estrategia temática para la protección del suelo” en la Unión Europea, cuyos objetivos principales eran evaluar los contaminantes en el suelo mediante el análisis de las concentraciones, su comportamiento ambiental y los mecanismos de exposición (Castillo et al., 2002).

La legislación en materia de suelos contaminados para distintos países europeos es la siguiente:

5.1.1 Holanda

Fue pionera en el establecimiento de normas técnicas para determinar los niveles de fondo, niveles guía y niveles críticos para determinados contaminantes del suelo (López, 2014). Es el país con más experiencia y desarrollo en torno a la protección de la contaminación de los suelos y, a través del Ministerio de Planificación de Vivienda y Medio Ambiente (NMH SPE) elaboró estándares de calidad de suelos y aguas en 1991 y valores de referencia y de intervención para la calidad de suelos en 1994. Los estudios de protección del suelo en el estado holandés se basan en el mantenimiento o la restauración, si es el caso, de la multifuncionalidad del suelo (Vegter, 1995).

5.1.2 Reino Unido

En 1990, se había establecido un Decreto para la protección del suelo y una Guía Técnica para controlar los riesgos para la salud humana por exposición en varios escenarios (López, 2014).

En el año 2003, se presentó un inventario del contenido en elementos traza en 2000 suelos agrícolas de Inglaterra y Gales que ponía de manifiesto la necesidad de desarrollar estrategias que redujeran el contenido en los mismos, así como la protección del suelo (López, 2014).

5.1.3 Alemania

Existe una legislación que data de 1998, la Ley de Protección del Suelo (Federal Soil Conservation Act.). En ella se establecen los diferentes niveles de referencia e intervención en función del tipo de suelo donde se tienen en cuenta criterios toxicológicos: dosis de referencia para ingestión o inhalación, tiempos de exposición, periodo de actividad potencial, riesgos, etc (Bieber et al.,1999).

Es también en el año 1986 cuando se establecen en Berlín las Bases Científicas para la Protección del Suelo (Scientific Basis for Soil Protection in the European Community) y cuando comienza a considerarse la necesidad de proteger los suelos en los Programas de acción de la CE en materia de Medio Ambiente (López, 2014).

5.1.4 Dinamarca

La Danish Environmental Protection Agency es la encargada de gestionar la legislación en materia de contaminación de suelos. En 1998 apareció una ley “Guideline on Remediation of Contaminated Sites”, la cual se encarga de regular el manejo de suelos contaminados mediante criterios de evaluación para 50 contaminantes de los suelos basados en la toxicidad para el hombre (Edelgaard y Dahlström, 1999).

Fuera de Europa, en Estados Unidos, la USEPA, elaboró en 1996, el documento “Soil Screening Guidance” con el fin de acelerar y facilitar la evaluación y limpieza de los suelos (Sánchez, 2003).

5.1.5 España

En España, el Real Decreto español 9/2005, estableció los criterios para declarar un suelo contaminado, incluyendo los niveles genéricos de referencia para proteger los ecosistemas y la salud humana según los usos del suelo, los criterios para su estimación, etc.

Algunos de los NGR para distintos tipos de uso en España, son los siguientes:

Comunidad Autónoma	Uso industrial	Uso urbano	Otros usos
La Rioja	700	70	7
Cataluña	55	5.5	2.5
Madrid	300	30	3

Aragón	100	10	-
Galicia	20	4	-
País Vasco	50	8	-

Tabla 1. Niveles genéricos de referencia para el cadmio en mg/kg

El riesgo, según el Real Decreto 9/2005 de 14 de enero, se define como la probabilidad de que un contaminante presente en el suelo entre en contacto con algún receptor con consecuencias adversas para la salud de las personas o el medio ambiente. Por otro lado, nivel genérico de referencia (NGR) es la concentración de una sustancia contaminante en el suelo que no conlleva un riesgo superior al máximo aceptable para la salud humana o los ecosistemas y calculada de acuerdo con los criterios recogidos en el anexo VII (Real Decreto 9/2005).

En cuanto a la protección de la salud humana, los NGR aseguran:

- Si la concentración de una sustancia en el suelo es inferior o igual al NGR establecido para un determinado uso del suelo, éste se puede clasificar como no contaminado (para ese uso) (Real Decreto 9/2005).
- En el caso de que la concentración de una sustancia en el suelo sea superior al NGR establecido para un determinado uso del suelo, éste no se puede considerar como no contaminado, por ello, hay que llevar a cabo una valoración de riesgos, según el artículo 4.3 y según los criterios establecidos en el anexo IV del Real Decreto 9/2005 de 14 de enero (Real Decreto 9/2005).

En cuanto a la protección de los ecosistemas, aparte de los niveles genéricos de referencia, se necesitan datos de ecotoxicidad obtenidos en los ensayos realizados con muestras de suelo y con los lixiviados obtenidos a partir de esas muestras.

5.2 Análisis de casos. En este apartado se recogen algunos de los casos más significativos de los encontrados en la revisión bibliográfica.

5.2.1 Hidalgo, México

Un estudio llevado a cabo en el estado de Hidalgo (México), analizó los niveles de Cadmio, entre otros metales, presentes en cinco perfiles de un suelo que fue regado durante más de 40 años con agua residuales procedentes del Valle de México. En todos ellos, los valores de pH eran bastante constantes y con valores de capacidad de intercambio catiónico alta. La única propiedad

que difería entre ellos era la cantidad de materia orgánica. Estos perfiles fueron comparados con otros de un área cercana que no fue sujeta a este tipo de riego y con características muy similares a los primeros, excepto el pH, el cual es influido por la utilización de aguas residuales. En el primer caso, se observó que, las concentraciones medias de Cadmio fueron significativamente más elevadas en el primer horizonte (Horizonte Ap) con respecto a los más profundos, debido a la gran actividad física, química y biológica que tiene lugar en el horizonte más superficial, además, se vio que el contenido de CaCO_3 podría tener influencia en las concentraciones de Cadmio (Flores et al., 1992).

5.2.2. Pontevedra, España

Según los estudios de fijación y movilidad del Cadmio que se realizaron en tres tipos de suelos ácidos de Pontevedra (Galicia, España) (Suelo 1 o S1: Umbric Udifluent, desarrollado sobre coluvios de granito, Suelo 2 o S2: Umbric Udorthent, desarrollado sobre granito, Suelo 3 o S3: Umbric Haplumbrept, desarrollado sobre sedimentos arcillosos) se registraron diferencias de textura, porosidad, capacidad de intercambio catiónico y contenido de materia orgánica, influyendo en el potencial de adsorción y fijación de los aportes recibidos en cada uno de ellos (Titova et al 1996).

Tras la adición de 500 mg/kg de Cadmio, se observó que, el contenido de materia orgánica en el suelo S3 era, prácticamente, cuatro veces mayor que en los suelos S1 y S2, indicando por tanto que, a pesar de una igualdad en los valores de pH de estos suelos, la capacidad de adsorción y complejación, era mayor para S3. A su vez, la capacidad de intercambio catiónico, fue casi el doble en S3 que en S2 y S1, por lo que en S3, el Cadmio será adsorbido más fácilmente que en los otros dos. El suelo S1 fue en el que menos se fijó el Cadmio y en el que lo hizo con menor intensidad, desplazándose uniformemente a lo largo de todos los horizontes estudiados. Del total de Cadmio añadido se perdió por drenaje un 31.22% mientras que el cadmio asimilado por cada horizonte representó en torno a un 50% (Estévez et al., 2000).

El suelo S2 tuvo un comportamiento intermedio entre el S1 y el S3 en cuanto a la fijación del Cadmio. La ausencia de pérdidas por lixiviación demostró la mayor fijación de Cadmio en los distintos horizontes del suelo S2 con respecto a los del S1. La mayor adsorción tuvo lugar en la capa superficial (Estévez et al., 2000).

En el suelo S3 quedó prácticamente adsorbido todo el Cadmio, sobre todo en la capa superficial, que presentaba cinco veces más Cadmio retenido que la capa siguiente y casi sesenta

veces más que la profunda. Esta mayor adsorción en la capa superficial, aunque de forma más débil, ha sido también demostrada por distintos trabajos (Bogacz et al. 1991, Giusquiani et al. 1992, Yaron et al. 1996) siempre que, sobre todo, el contenido de materia orgánica y la capacidad de intercambio catiónico favorezcan esa retención (Laskowsky, Berg 1993, Alloway 1995, Novotny 1995).

5.2.3 Comunidad de Madrid, España

Por otro lado, se llevaron a cabo diversos estudios en la Comunidad de Madrid (España) en los que se observó que el Cadmio es un metal más móvil que otros debido a la baja afinidad que existe entre éste y los componentes del suelo (Covelo *et al.*, 2004). Es una unión tan débil que hace que el Cadmio sea más susceptible de ser movilizado ante determinadas circunstancias como, por ejemplo, una acidificación del medio (Voegelin *et al.*, 2003) y por ello, ser transferido a la vegetación. Por otro lado, en aquellos suelos con un elevado pH y/o presencia de carbonatos, se puede reducir la toxicidad del Cadmio, pues éste queda más retenido y con más estabilidad en suelos menos ácidos (Renella *et al.*, 2004).

El comportamiento del Cadmio en el suelo en condiciones de aerobiosis va a depender de procesos de adsorción y desorción, los cuales, a su vez, dependen de la cantidad total de Cadmio, del pH y del contenido en materia orgánica e inorgánica en los suelos. El Cadmio es más móvil en los suelos ácidos y, a medida que aumenta el valor del pH, se produce un aumento en su adsorción y una disminución en su solubilidad (Schwarz *et al.*, 1999; Choi, 2006).

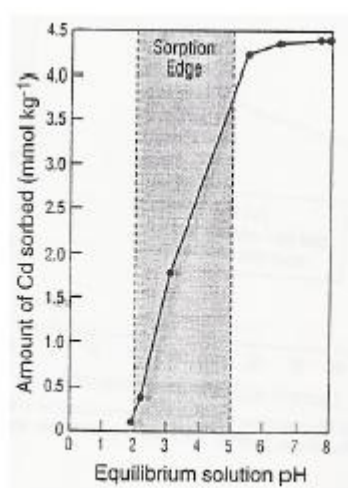


Figura.5. Efecto del pH del suelo en la sorción de Cadmio (Naiudu et al., 1997)

Autores como Naiudu et al (1997) comprueban, como se indica en la figura de arriba, que a pH cercanos a 7, se da la concentración de Cadmio más baja en la solución, mientras que a pH inferiores a 6.5-6, aumentan rápidamente. Otros autores observan una disminución en la sorción incluso con descensos de pH de 0.3 unidades (Filius et al 1998). Christensen (1984) comprueba que en el rango de pH 4-7.7, la sorción de Cadmio en el suelo disminuye según lo hace el pH. McBride et al. (1997) y Bergkvist et al. (1989) o Römken y Salomons (1998) corroboran estos hechos mediante sus investigaciones

Son muchos autores los que apoyan o confirman la importancia del pH en la sorción del Cadmio, viéndose que hasta pH 6 hay un gran aumento en la sorción y a pH por debajo de 6, una mayor absorción vegetal (Moral *et al.*, 2002) pero, en contraposición, hay otros autores que en sus investigaciones con pH entre 4 y 6.6, no observan ninguna relación entre el pH y la sorción de Cadmio, por lo que se podría pensar que, ésta, según qué suelos, podría depender de otras propiedades (Covelo *et al.* 2007)

Un factor importante a tener en cuenta sería el tiempo de contacto entre el Cadmio y los componentes edáficos y es que, aunque la sorción se produzca de manera relativamente rápida, cuanto mayor sea el tiempo de contacto, mayor y más fácil será el acceso de Cadmio a horizontes más internos, pudiéndose disminuir la desorción del metal hasta en un 5% (Shirvani *et al.*, 2007).

La movilidad del Cadmio y su transporte en el suelo vienen determinados por las características edáficas y por el contenido de Cadmio en la solución. Es importante tener en cuenta la presencia de ligandos, ya sean orgánicos o inorgánicos, en la solución del suelo, puesto que, su capacidad para formar complejos con el Cadmio facilitará su transporte en la solución. El Cloro, por ejemplo, al formar un complejo con el Cadmio, no solo facilitará el transporte sino también su absorción por las plantas (Naidu et al.1997)

5.2.4. Castellón, España

En los estudios realizados en la provincia de Castellón (España), se analizaron 77 suelos en los que se cultivaban hortalizas. Se trata de suelos básicos, ricos en carbonatos, con un contenido de materia orgánica elevado y buena capacidad de intercambio catiónico. Algunos de los suelos presentaron problemas por salinidad (Peris, 2006).

Tras el análisis de las 77 muestras mediante digestión asistida con microondas (USEPA 3051 A) se observó que, de todos los metales detectados, el Cadmio es el que estaba en menor concentración, siendo ésta inferior a las concentraciones máximas propuestas en diferentes países

(Peris, 2006). La concentración media del Cadmio “pseudo- total” fue de 0.328 mg/kg, valor que se encuentra dentro del rango entre 0.1 y 2.0 mg/kg, que corresponde a áreas sin una elevada contaminación antrópica (McLaughlin et al.1999b)

El contenido de Cadmio en las parcelas hortícolas de Castellón fue similar al descrito por López y Grau (2004) en todo tipo de suelos agrícolas de Castellón, además, se comparó con otros suelos agrícolas de España observándose que, la concentración media y el rango de Cadmio en suelos de Castellón es parecido o inferior a los valores hallados en diferentes zonas y con otros suelos agrícolas de diversos países (Australia: 0.17 mg/kg, Canadá: 0.56 mg/kg, Inglaterra y Gales: 0.80 mg/kg, Holanda: 0.40 mg/kg, Nueva Zelanda: 0.44 mg/kg y EE.UU: 0.27 mg/kg realizado por McLaughlin et al.1999) viéndose que los valores de Castellón están en el rango éstos suelos (Peris, 2006).

Los niveles que se encuentran hoy en día en las parcelas de Castellón podrían verse incrementados con el paso del tiempo debido al uso intensivo de fertilizantes fosforados o ricos en Zinc (Kuo et al.,2004), debido a la peligrosidad que esto supone para la salud humana, muchos investigadores estudian la importante diferencia que existe entre el contenido de Cadmio en suelos agrícolas y aquellos que no han sido cultivados, como por ejemplo en Australia por Jinadasa et al. (1997), lo cual podría ser debido al aporte de cadmio procedente de los fertilizantes, ya que gran parte de este cadmio queda retenido en el suelo (Williams y David, 1976)

Todos los metales presentan correlaciones estadísticamente significativas con varias características edáficas, excepto el Cadmio que no se correlaciona con ninguna. Ésto, puede estar indicando el origen antrópico de dicho metal (Burt et al.,2003). Se observó también una mayor acumulación de Cadmio extraíble en las zonas litorales, debida probablemente a las prácticas agrícolas, ya que el cultivo es más intensivo en estas zonas y por tanto, el uso de fertilizantes es mayor, además, según Kabata-Pendias, 1995; Taylor,1997 el Cadmio de origen antrópico es más móvil que el natural (Peris, 2006).

5.3 Remediación de suelos contaminados con Cadmio.

El Cadmio ha sido utilizado ampliamente en actividades como la fabricación de pilas, en fotografía, en aleaciones, como reactivo químico, etc, por tanto, se han documentado serios problemas asociados a la contaminación de los suelos en estas actividades. El Cadmio puede ser absorbido por las plantas hasta concentrarse en sus tejidos en niveles tóxicos; esta situación puede

ser una posible vía de entrada del metal en la cadena humana alimentaria a través del consumo de plantas (Mortvedt, 1996; Chien et al., 2003).

Hay evidencias de que este metal ha sido de efectos negativos sobre la salud humana, animal y de la perturbación de los ecosistemas naturales, por ello, se han investigado y puesto en práctica estrategias con el objetivo de reducir el problema de contaminación de suelos con Cadmio. Las principales técnicas se basan en:

1. La inmovilización del elemento en el suelo mediante el incremento de pH o el empleo de materiales con mucha área superficial y, por tanto, con gran capacidad de adsorción como las zeolitas (Tsadilas et al., 1997; Singh et al., 2000).

2. La aplicación de nutrientes, como el Calcio o sales de Zinc, que puedan actuar como antagonistas en su absorción por las plantas (Smilde et al 1992; Oliver et al 1994; Welch et al 1999, Cakmak et al 2000, Fontes et al 2000).

3. Uso de plantas hiperacumuladoras, ya que son especies vegetales muy tolerantes a los metales y capaces de absorber gran cantidad de ellos. Una vez se garantiza la retirada de una cantidad importante en el suelo, se procede a su corte y desecho (Robinson et al., 2000). El uso de plantas hiperacumuladoras requiere extremo cuidado para evitar que se convierta en un medio a través del cual pueda incorporarse el Cadmio a la cadena trófica e incremente su concentración en el horizonte superficial (Perronnet et al., 2000). Con el fin de aumentar la fracción de metal disponible para las plantas se utilizan agentes complejantes como el EDTA (Cunningham y Ow, 1996; Ebbs et al., 1997; Robinson et al 2000) pero deben ser dosificados cuidadosamente para no superar el nivel de tolerancia de la planta (Herrera, 2011).

4. El empleo de algunos microorganismos como hongos ectomicorrizícos, pueden reducir la cantidad de Cadmio absorbida por las raíces y la transferida de éstas al tallo, reduciendo así la toxicidad del metal (Colpaert y Van Assche, 1992; Hartley et al., 1997; Hartley Whitaker et al., 2000; Frey et al, 2000) al incorporarse el Cadmio en su pared celular, permitiendo por lo menos su fijación temporal (Mulè y Melis, 2000).

En la Comarca Lagunera (México) se realizó un estudio cuyo objetivo era evaluar la capacidad del quelite (*Amaranthus hybridus L.*) para extraer Cadmio al adicionar una mezcla de micorrizas arbusculares (*Entrophospora columbiana*, *Glomus intraradices*, *G. etunicatum*, *G clarum*) a un sustrato contaminado con dicho metal (Ortiz, 2009).

Se observó que, la planta (*Amaranthus hybridus L.*) tiene la capacidad de concentrar en sus tejidos Cadmio al crecer en suelos contaminados conforme aumenta la edad de la planta, independientemente de la agregación de micorrizas, lo que hace que esta especie represente un gran potencial para la remediación de suelos contaminados con Cadmio. Esta tendencia a concentrar mayor nivel de Cadmio con la edad, puede estar relacionada con la formación de complejos bioquímicos durante el metabolismo de *Amaranthus hybridus L.* Esto último, puede asociarse a la capacidad del Cadmio para desplazar a otros iones metálicos e incorporarse rápidamente a los diferentes tejidos de la planta (Hall, 2002). Por otro lado, es apreciable la habilidad del quelite de concentrar más Cadmio en sus tejidos conforme se incrementa la adición de micorrizas al sustrato en un rango de 0 a 5 g/kg de suelo, aunque las diferencias no son significativas al considerar la edad de las hojas con respecto a la del tallo y las raíces. Los resultados sugieren que los efectos fitoextractores de Cadmio, se manifiestan de manera relevante a los 125 días de la planta de quelite en simbiosis con micorrizas, en particular en la raíz (Ortiz, 2009).

6. CONCLUSIONES

1. El Cadmio es un metal cuya presencia en el medio ambiente puede proceder tanto de fuentes naturales como de la actividad del ser humano, siendo el suelo uno de los principales receptores y, por tanto, una posible vía de intoxicación para el hombre y los animales, dando lugar a diferentes patologías. Es considerado uno de los mayores agentes tóxicos asociado a contaminación ambiental.
2. Los suelos agrícolas son los que más sufren la contaminación por Cadmio debido al gran uso de fertilizantes y abonos, por ello, es necesario realizar un seguimiento del contenido de Cadmio en los suelos agrícolas ya que el uso de fertilizantes fosfatados o ricos en Zinc podría suponer, con el paso del tiempo, un incremento en los niveles de Cadmio, lo cual es importante por la peligrosidad del cadmio para la salud humana a través de la ingestión de alimentos.
3. El pH y la cantidad de materia orgánica son los factores más influyentes en la movilidad del Cadmio en el suelo. Aquellos suelos con mayor contenido de materia orgánica, mayor capacidad de intercambio catiónico y de textura más fina, el Cadmio, se fija con mayor facilidad.
4. A nivel legislativo, la importancia de proteger los suelos frente a la contaminación hace que comiencen a desarrollarse medidas para definir límites de concentración de Cadmio en los suelos y, en general, de cualquier elemento que suponga un riesgo para la salud.

5. La combinación de tecnologías modernas como la rizoremediación y la fitoextracción es una estrategia que ha demostrado su utilidad para la eliminación selectiva de Cadmio en suelos contaminados.

7. BIBLIOGRAFÍA

1. Badillo Germán, José.F. (1985). Capítulo 12: cadmio. p.205-229
<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/eco/016750/016750-cadm.pdf>
2. Baes, C.F. y Mesmer, R.E. (1976). The hydrolysis of cations. Wiley (New York). 1a. edición. Ed. Wiley-Interscience. E.U.A. P.489.
3. Bergkvist, B., Folkesson, L., Berggren, D. (1989) Fluxes of Cu, Zn, Pb, Cd, Cr and Ni in temperate forest ecosystems. *Water Air and Soil Pollution* 47: 217-286.
4. Bieber, A., Francius, V., Freir, K. (1999). Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Vol: 2. Policy Frameworks. Ed. Ferguson, C. y Kasamas, H. LQM Press. Nottingham NG7 2RD. UK. Germany. P.61-76.
5. BOE nº 15, 2005. Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados.
https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2005-895
6. Bogacz W. (1993) Influence of soil properties on the distribution of Zn in Polish Soils. *Geomicrobiology Journal*. 11: 299-308.
7. Burt, R.; Wilson, M.A.; Mays, M.D.; Lee, C.W. 2003. Major and trace elements of selected pedons in the USA. *Journal Environmental Quality*, 32, 2109-2121.
8. Brookins, D.G. (1987). Eh-Ph Diagrams for Geochemistry. Berlín. Ed. Springer-Verlag. 176 p.
<https://books.google.es/books?id=N4pfBgAAQBAJ&pg=PP5&dq=G.+Brookins,+Douglas,+Eh-Ph+Diagram+for+Geochemistry,+1988&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwjqwo7DpYnNAhVItoKKhDFgAeAQ6AEIHZA#v=onepage&q=G.%20Brookins%2C%20Douglas%3B%20Eh-Ph%20Diagram%20for%20Geochemistry%2C%201988&f=false>
9. Cakmak, I., R.M. Welch; B. Erenoglu; V. Romheld; W.A. Norvell y L.V. Kochian (2000). Influence of varied zinc supply on re-translocation of cadmium (109Cd) and rubidium (86Rb) applied on mature leaf of durum wheat seedlings. *Plant Soil* 219:279-284.
10. Castillo Carrión, M, Ortega Bernaldo De Quirós, E, Martín Rubí, J.A. (2002). Valores de referencia de elementos traza en vertisoles de la provincia de Málaga. Universidad de Granada. Granada. Vol. 9 (3). P.295-304.
<http://www.edafologia.net/revista/tomo9c/pag295.pdf>
11. Chien, S. H.; Carmona, G.; Prochnow, L. I.; Austin, E. R. 2003. Cadmium availability from granulated and bulk-blended phosphate-potassium fertilizers. *J. Environ. Qual.* 32: 1911-1914.
12. Choi, J. (2006) Geochemical modeling of cadmium sorption to soil as a function of soil properties. *Chemosphere* 63: 1824-1834.
13. Christensen, T.H. (1984) Cadmium soil sorption at low concentrations: I. Effect of time, cadmium load, pH and calcium. *Water Air and Soil Pollution* 21: 105-114.
14. Colpaert, J.V. y J.A. Van Assche. 1992. The effects of cadmium and the cadmium-zinc interaction on the axeme growth of ectomycorrhizal fungi. *Plant Soil* 145:237-243.

15. Cortés Martínez, Raúl. (2007). Efecto de la modificación de una zeolita natural mexicana en la sorción de cadmio y 4-clorofenol. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma del Estado de México. México.
http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/39/027/39027968.pdf
16. Covelo, E.F., Andrade, M.L., Vega, F.A. (2004) Heavy metal adsorption by humic umbrisol: selectivity sequences and competitive sorption kinetics. *Journal of Colloid and Interface Science* 280: 1-8.
17. Cunningham, S.D. y D.W. Ow. 1996. Promise and prospect of phytoremediation. *Plant Physiol.* 110:715-719.
18. División de Toxicología y Medicina Ambiental. (1999). Agencia para sustancias tóxicas y el Registro de Enfermedades. http://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs5.pdf
19. Ebbs, S.D.; M.M. Lasat; D.J. Brady; J. Cornish; R. Gordon y L.V.
20. Kochian. 1997. Phytoextraction of cadmium and zinc from a contaminated soil. *J. Environ. Qual.* 26:1424-1430.
21. Edelgaard I., Dahlstron, K. (1999). Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Vol: 2. Policy Frameworks. Ed. Ferguson, C. y Kasamas, H. LQM Press. Nottingham NG7 2RD. UK. Dinamarca. P.29-39.
22. Errecalde M.F, Boluda, R, Lagarda M.J., Farré, R. (1991). Índices de contaminación por metales pesados en suelos de cultivo intensivo: aplicación en la comarca de L'Horta (Valencia). Valencia. Universidad de Valencia. Nº: 1 p.483-494. <http://www.secs.com.es/data/Revista%20edafo/Suelo/Vol1/pdf/documento%2038.pdf>
23. Estévez, J; Andrade M.L; Marcet, P; Montero M.J. (2000). Fijación y movilidad de cadmio y zinc en tres tipos de suelos ácidos de Galicia, España. Universidad de Vigo. Vigo. P.28-35.
http://www.suelos.org.ar/publicaciones/vol_18n1/estevez_28-35.pdf
24. Filius, A., Streck, T., Richter, J. (1998) Heavy metals in the environment. Cadmium sorption and desorption in limed topsoils as influenced by pH: isotherms and simulated leaching. *J. Environ. Qual.* 27: 12-18.
25. Flores Delgadillo, L; Hernández Silva, Gilberto; Alcalá Martínez, René. (1992). Total contents of cadmium, copper, manganese and zinc in agricultural soils irrigated with wastewater from Hidalgo, México. UNAM. México. *Rev. Int. Contam. Ambient.* Vol:8 (Nº: 1) p.37-46. www.atmosfera.unam.mx/editorial/rca/acervo/vol_8_1/3.pdf
26. Fontes, M. P. F.; A.T. de Matos; L.M. da Costa y J.C.L. Neves. 2000. Competitive adsorption of zinc, cadmium, copper and lead in three highly-weathered Brazilian soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 31:2939-2958.
27. Frey, B.; K. Zierold y I. Brunner. 2000. Extracellular complexation of Cd in the Hartig net and cytosolic Zn sequestration in the fungal mantle of *Picea abies* - *Hebeloma crustuliniformae* ectomycorrhizas. *Plant, Cell Environ.* 23:1257-1265.
28. García, I., Dorronsoro, C. (2005). Contaminación por metales pesados. Tecnología de Suelos. Departamento de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Granada. Granada.
29. González Apango, Jorge F. ; Hernández García, Edith; Gómez Martínez, Fernando. (2015). Los efectos del cadmio en la salud. Tesis Doctoral. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. México.
<http://jorgeapango10.blogspot.com.es/>
30. Gutiérrez Segura, Edith E. (2011). Remoción de azul índigo y cadmio presentes en soluciones acuosas empleando un material zeolítico modificado y un material carbonoso activado. México. Universidad Autónoma del Estado de México. http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/42/086/42086342.pdf
31. Giusquiani PL, Gigliotti G, Businelly D. (1992) Mobility of heavy metals in urban waste amended soils. *Journal of Environmental Quality.* 21: 330-335.
32. Hartley, J.; J.W. Cairney y A. Maharg .1997. Do ectomycorrhizal fungi exhibit adaptive tolerance to potential toxic me-tals in the environment?. *Plant Soil* 189:303-319.

33. Hartley-Whitaker, J.; J.W.G. Cairney y A.A. Meharg. 2000. Sensitivity to Cd or Zn of host and symbiont of ectomycorrhizal *Pinus Sylvestris* L. (Scots pine) seedlings. *Plant Soil* 218:31-42.
34. Hernández Hernández, Janette. (2012). Especiación de metales pesados contaminantes en los suelos y acuífero del río de Los Remedios. México. Instituto Politécnico Nacional. <http://www.repositoriodigital.ipn.mx/bitstream/handle/123456789/16244/Tesis%2520Janette%2520IPN.pdf?sequence=1>
35. Herrera Marcano, Teodoro. (2011). La contaminación con cadmio en suelos agrícolas. Maracay. Universidad Central de Venezuela. P.42-47. saber.ucv.ve/ojs/index.php/rev_venes/article/download/1112/1040
36. Jinadasa, K.B.P.N.; Milham, P.J.; Hawkins, C.A.; Cornish, P.S.; Williams, P.A.; Kaldor, C.J.; Conroy, J.P. 1997. Survey of Cadmium levels in vegetables and soils of Greater Sydney, Australia. *Journal Environmental Quality*, 26, 924-933.
37. Kabata-Pendias, A. 1995. Agricultural problems related to excessive trace metal contents of soils. En: *Heavy metals problems and solutions* (eds W. Salomons et al.), pp. 3-18. Springer-Verlag, Berlin.
38. Kuo, S.; Huang, B.; Bembenek, R. 2004. The availability to lettuce of zinc and cadmium in a zinc fertilizer. *Soil Science*, 169, 363-373.
39. Laskowski R, Berg B. 1993. Dynamics of Some Mineral Nutrients and Heavy Metals in Decomposing Forest Litter. *Scandinavian Journal of Forestry Research*. 8: 446-456
40. López Arias, M.; Grau Corbí, J.M. 2004. Metales pesados, materia orgánica y otros parámetros de la capa superficial de los suelos agrícolas y de pastos de la España peninsular. II. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, Ministerio de Educación y Ciencia.
41. Madeddu Roberto. (2005). Estudio de la influencia del cadmio sobre el medioambiente y el organismo humano: perspectivas experimentales, epidemiológicas y morfofuncionales en el hombre y en los animales de experimentación. Tesis Doctoral. Universidad de Granada. Granada. <http://digibug.ugr.es/bitstream/10481/728/1/15518231.pdf>
42. Martínez Sánchez, M. J., Pérez Sirvent, C., Tudela, M. L., Molina Ruiz, J., Linares Moreno, P., Navarro Hervás, C., Vidal Otón, J., Barberán Murcia, R., Mantilla, W., Tovar Frutos, P. J., Solano Marín, A. M., Marimón Santos, J., Agudo Juan, I., Hernández Pérez, C. (2005). Desertificación: Monitorización mediante indicadores de degradación química. Programa de iniciativa comunitaria INTERREG IIIB ESPACIO MEDOCC. Proyecto Desernet. Acción piloto Región de Murcia. Ed. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. 107 p.
43. McBride, M., Sauvé, S., Hendershot, W. (1997) Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. *European Journal of Soil Science* 48: 337-346.
44. McLaughlin, M.J.; Maier, N.A.; Correl, R.L.; Smart, M.K.; Sparrow, L.A.; McKay, A. 1999a. Prediction of cadmium concentrations in potato tubers (*Solanum tuberosum* L.) by pre-plant soil and irrigation water analyses. *Australian Journal of Soil Research*, 37, 191-207.
45. Minaya Villarreal, Johann A. (2014). Importancia de los minerales en la tecnología e industria y su impacto ambiental. <http://www.academia.edu/15449342/MINERALES>
46. Micó, C. (2005). Estudio de metales pesados en suelos agrícolas con cultivos hortícolas de la provincia de Alicante. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia. Valencia. España. 508p.
47. Moral, R., Cortés, A., Gomez, I., Mataix-Beneyto, J. (2002) Assessing changes in Cd phytoavailability to tomato in amended calcareous soils. *Bioresource Technology* 85: 63-68.
48. Mortvedt, J. J. 1996. Heavy metal contaminants in inorganic and organic fertilizers. *Fert. Res.* 43: 55-61.

49. Mulè, P. y P. Melis. 2000. Methods for remediation of metal-contaminated soils: Preliminary results. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 31:3193-3204.
50. Naidu, R., Kookana, R.S., Summer, M.E., Harter, R.D., Tiller, K.G. (1997) Cadmium sorption and transport in variable charge soils: A review. *J. Environ. Qual.* 26: 602-617.
51. Oliver, D.P.; K.G. Hannan; K.G. Tiller; N.S. Wilhem; R. H. Merry y G.D. Cozens. 1994. The effect of zinc fertilization on cadmium concentration in wheat grain. *J. Environ. Qual.* 23:705-711.
52. Ortiz Cano, H.G; Trejo Calzada, R.; Valdez Cepeda, R.D; Arreola Ávila, J.G; Flores Hernández, A; López Ariza, B. (2009). Fitoextracción de plomo y cadmio en suelos contaminados usando quelite (*Amaranthus hybridus* L.) y micorrizas. *Rev. Chapingo Serie Horticultura.* Vol.15 (Nº2), P.161-168.
http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1027-152X2009000200009
53. Peris Mendoza, Mónica. (2006). Estudio de metales pesados en suelos bajo cultivos hortícolas de la provincia de Castellón. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia. Valencia.
<http://www.tdx.cat/bitstream/handle/10803/9504/peris.pdf?sequence=1>
54. Perronnet, K.; C. Schwartz; E. Gérard y J.L. Morel. 2000. Availability of cadmium and zinc accumulated in the leaves of *Thlaspi caerulescens* incorporated into soil. *Plant Soil* 227:257-263.
55. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP). (2010). Final review of scientific information on cadmium.
http://www.unep.org/chemicalsandwaste/Portals/9/Lead_Cadmium/docs/Interim_reviews/UNEP_GC26_INF_11_Add_2_Final_UNEP_Cadmium_review_and_appendix_Dec_2010.pdf
56. Rábago Juan Aracil, Isaura. (2010). Capacidad de amortiguación de la contaminación por plomo y por cadmio en suelos de la Comunidad de Madrid. Universidad Complutense de Madrid. Madrid.
http://cisne.sim.ucm.es/search~S6*spi?/XIsaura+R{u00E1}bago+Juan-Aracil&SORT=D/XIsaura+R{u00E1}bago+Juan-Aracil&SORT=D&SUBKEY=Isaura+R%C3%A1bago+Juan-Aracil/1%2C2%2C2%2CB/frame&FF=XIsaura+R{u00E1}bago+Juan-Aracil&SORT=D&1%2C1%2C
57. Renella, G., Adamo, P., Bianco, M.R., Landi, L., Violante, P., Nannipieri, P. (2004) Availability and speciation of cadmium added to a calcareous soil under various managements. *European Journal of Soil Science* 55: 123-133.
58. Ramírez Augusto. Toxicología del cadmio: conceptos actuales para evaluar exposición ambiental u ocupacional con indicadores biológicos. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. (2002); Vol. 63 (Nº 1) p.51-64
http://sisbib.unmsm.edu.pe/bvrevistas/anales/v63_n1/pdf/toxicologia_cadmio.pdf
59. Raraz Palpán, Edwin A. (2015). Determinación químico-toxicológica de plomo y cadmio en agua para consumo humano proveniente de los reservorios de la zona de San Juan Pampa- distrito de Yanacancha- Pasco. Tesis Doctoral. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Lima.
http://cybertesis.unmsm.edu.pe/bitstream/cybertesis/4449/1/Raraz_pe.pdf
60. Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes (PRTR España). (2007). Cd: cadmio y compuestos. España.
<http://www.prtr-es.es/Cd-Cadmio-y-compuestos,15605,11,2007.html>
61. Robinson, B.H.; T.M. Mills; D. Petit; L.E. Fung; S.R. Green y B.E. Clothier. 2000. Natural and induced cadmium accumulation in poplar and willow: Implications for phytoremediation. *Plant Soil* 227:301-306.

62. Romero Zarazúa, María Fernanda. (2005). Evaluación de contaminantes metálicos dispersos en una empresa metal-mecánica de Puebla y su posible relación con efectos toxicológicos. Tesis Doctoral. Universidad de las Américas Puebla. México. P. 1-55
63. Römken, P., Salomons, W. (1998) Cd, Cu and Zn solubility in arable and forest soils: consequences of land use changes for metal mobility and risk assessment. *Soil Science* 163: 859-871.
64. Rueda Saa, Germán, Rodríguez Victoria, Jenny A, Madriñán Molina, Raúl. (2002). Metodologías para establecer valores de referencia de metales pesados en suelos agrícolas: perspectivas para Colombia. *Bdigital Portal de revistas UN. Colombia ; Vol.60 (Nº 3)*.
http://www.revistas.unal.edu.co/index.php/acta_agronomica/article/view/28821/29120
65. Saldívar Osorio, L ; Tovar Tovar, Araceli ; Fortoul van der Goes, Teresa I. (1997). Contaminantes inorgánicos: cadmio. México.
[http://www.bvsde.paho.org/cgi-bin/wxis.exe/iah/?IsisScript=iah/iah.xis&base=Textos_Completos&lang=e&nextAction=lnk&backPage=/sde/ops-sde/bvsde/e/textoscompletos.php&label=todo_BVSDE&exprSearch=tc/\(916\)*\(saldivar%20AND%20osorio\)](http://www.bvsde.paho.org/cgi-bin/wxis.exe/iah/?IsisScript=iah/iah.xis&base=Textos_Completos&lang=e&nextAction=lnk&backPage=/sde/ops-sde/bvsde/e/textoscompletos.php&label=todo_BVSDE&exprSearch=tc/(916)*(saldivar%20AND%20osorio))
66. Schwarz, A., Wilcke, W., Styk, J., Zech, W. (1999) Heavy metal release from soils in batch pHstat experiments. *Soil Science Society of America Journal* 63: 290-296.
67. Singh, B.; B.J. Alloway y F.J.M. Bocheau. 2000. Cadmium sorption behavior of natural and synthetic zeolites. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 31:2775-2786.
68. Shirvani, M., Shariatmadari, H., Kalbasi, M. (2007) Kinetics of cadmium desorption from fibrous silicate clay minerals: influence of organic ligands and aging. *Applied Clay Science* 37: 175-184.
69. Smilde K.W.; B. Van Luit y W. Van Driel. 1992. The extraction by soil and absorption by plants of applied zinc and cadmium. *Plant Soil* 143:233-238.
70. Taylor, M.D. 1997. Accumulation of cadmium derived from fertilisers in New Zealand soils. *The Science of the Total Environment*, 208, 123-126.
71. Tsadilas, C.D.; D. Dimoyiannis y V. Samaras. 1997. Effect of zeolite application and soil pH on cadmium sorption in soils. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 28:1591-1602.
72. Tello Atiencia, María A. (2015). Evaluación del riesgo toxicológico de plomo y cadmio en suelos del entorno del parque industrial de la ciudad de Cuenca. Tesis Doctoral. Universidad Estatal de Cuenca. Ecuador.
<http://dspace.ucuenca.edu.ec/bitstream/123456789/22973/1/TESIS%20TOXICOLOG%C3%83%2012.pdf>
73. Titova NA, Travnikova LS, Kakhovich ZN, Sorokin SE, Schulz E, Korschens M. (1996). Heavy metal content in various particle-size and density fractions of soils. *Eurasian Soil Science*. 29:7, 820-830; traducido de *Pochvovedenie* (1996). 7: 888-898.
74. Voegelin, A., Kretschmar, R. (2003) Modelling sorption and mobility of cadmium and zinc in soils with scaled exchange coefficients. *European Journal of Soil Science* 54: 387-400.
75. Welch, R.M.; J.J. Hart; W.A. Norvell; L.A. Sullivan y L.V. Kochian. 1999. Effects of nutrient solution zinc activity on net uptake, translocation, and root export of cadmium and zinc by separated sections of intact durum wheat (*Triticum turgidum* L. var durum) seedlings roots. *Plant Soil* 208:243-250.
76. WHO. (2006). Preocupaciones en materia de salud y medio ambiente asociadas con los metales pesados: ¿necesidad de una acción mundial ulterior?. http://www.who.int/ifcs/documents/forums/forum5/abstract_sp.pdf