

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA**  
**“ANTONIO NARRO”**  
**UNIDAD LAGUNA**  
**DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS**



**“Remoción de Arsénico y Plomo del agua utilizando minerales adsorbentes”**

**Por**

**LIRIAN SUSANA CRUZ ARTEAGA**

**TESIS**

**PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL TITULO DE:**

**INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES**

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA "ANTONIO NARRO"  
UNIDAD LAGUNA

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

REMOCIÓN DE ARSÉNICO Y PLOMO DEL AGUA UTILIZANDO MINERALES  
ADSORBENTES

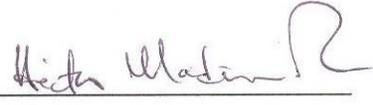
POR:

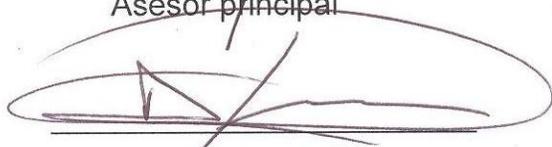
LIRIAN SUSANA CRUZ ARTEAGA

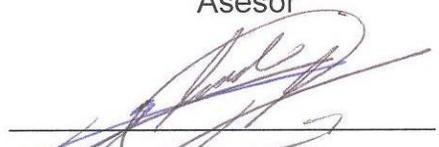
TESIS QUE SOMETE A LA CONSIDERACIÓN DEL COMITÉ ASESOR COMO  
REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL TÍTULO DE:  
INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

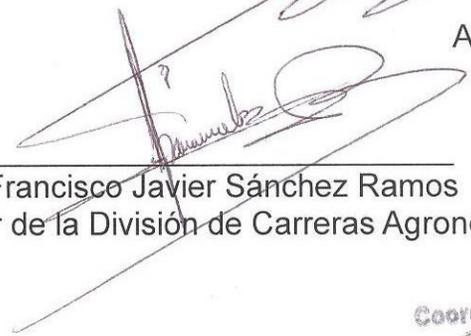
REVISADA POR EL COMITÉ DE ASESORES:

  
Dr. Mario García Carrillo  
Asesor principal

  
Dr. Héctor Madinaveitia Ríos  
Asesor

  
Dr. Alfredo Ogaz  
Asesor

  
Ing. Eduardo Arón Flores Hernández  
Asesor

  
Dr. Francisco Javier Sánchez Ramos  
Coordinador de la División de Carreras Agronómicas



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA "ANTONIO NARRO"

UNIDAD LAGUNA

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

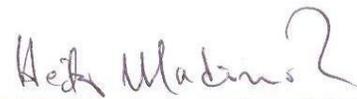
TESIS DE LA C. LIRIAN SUSANA CRUZ ARTEAGA QUE SOMETE A LA  
CONSIDERACIÓN DEL H. JURADO EXAMINADOR, COMO REQUISITO  
PARCIAL PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

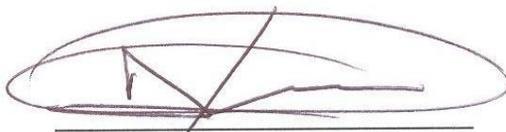
APROBADA POR:



Dr. Mario García Carrillo  
Presidente



Dr. Héctor Madinaveitia Ríos  
Vocal



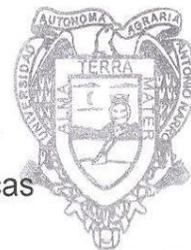
Dr. Alfredo Ogaz  
Vocal



Ing. Eduardo Arón Flores Hernández  
Vocal suplente



Dr. Francisco Javier Sánchez Ramos  
Coordinador de la División de Carreras Agronómicas



Coordinación de la División de  
Carreras Agronómicas

# *Agradecimientos*

A DIOS primeramente por darme el conocimiento de poder hacer las cosas y terminar este trabajo, porque sin él no podemos hacer nada.

## **Al Dr. Mario García Carrillo**

Por ayudarme porque gracias a su asesoría se logró terminar el trabajo de tesis y por apoyarme durante los 4 años y medio que estuve en la institución, porque sus consejos para mi eran muy valiosos y tales me ayudaron para salir adelante en los momentos que más lo necesitaba.

## **A mis maestros**

Por compartir conmigo sus conocimientos compartidos conmigo, su tiempo, en especial Al Ing. Eduardo Arón Flores Hernández, Dr. Alfredo Ogaz, Elba Aguilar, Ing. Rubí Muñoz, Dr. José Luis Reyes Carrillo, Dr. Héctor Madinaveitia Ríos, Ing. Joel Limones Avitia, Ing. Miguel A. Urbina Martínez.

## **A Los laboratoristas Juan Carlos Mejía Cruz y José Silverio Álvarez Valadez.**

Por asesorarme en el procesos de trabajo en el laboratorio y también por su amistad.

## **A mis amigos**

Iván Eduardo Duran Chávez por sus consejos, apoyo, y por permitirme ser parte de su vida, Gracias a Don Víctor Duran, mi amá Rosita, Iliana y leo. En ustedes encontré una nueva familia a parte de la que tengo. A Marisela López por ser una amiga hermosa e incondicional, los quiero y siempre están en mi corazón, Dios me los bendiga siempre.

# *Dedicatorias*

## **A mi madre**

Brínelda Arteaga Fuentes a ti mamita por permitirme seguir estudiando, por la confianza que tuviste en mí, por ser padre y madre porque gracias a tus esfuerzos y dedicación supiste sacarme adelante; Puedo decir que eres el mejor ejemplo que tengo en la vida, Por ser una mujer intachable que se da a respetar y que valora con todo su amor la familia que tiene, porque siempre estarás apoyándonos a mí y a mis hermanos cuando te necesitamos, tu nunca nos fallas.

## **A mis hermanos**

Uziel cruz Arteaga “Dios lo tenga en su gloria” Por convencer a mi mamá de que yo siguiera estudiando ya que por ser mujer y a parte la menor no me querían dejar ir tan lejos. A Magdiel cruz Arteaga Por el apoyo económico y sus consejos. Madaly Cruz Arteaga Por el apoyo moral que necesite cuando llegué a tierras de las que yo no pertenecía. Didier Cruz Arteaga e Israel Cruz Arteaga A todos ellos por su cariño.

## **A Leyver Palacios**

A ti gracias por quererme, amarme, valorarme, esperarme, por tu respeto hacia mi durante el tiempo que estuve fuera de nuestro estado y sobre todo por el apoyo moral, económico, por tu inigualable amistad, contigo sé que encontré lo que tanto e anhelado de un hombre. Le doy gracias a Dios por haberte conocido porque nunca me has dejado sola; siempre estás en los tiempos malos y buenos, porque luchas con todo y en todo conmigo TE AMO.

## INDICE GENERAL

<b>AGRADECIMIENTOS</b> .....	<b>i</b>
<b>DEDICATORIAS</b> .....	<b>ii</b>
<b>INDICE GENERAL</b> .....	<b>iii</b>
<b>INDICE DE CUADROS Y FIGURAS</b> .....	<b>Vi</b>
<b>RESUMEN</b> .....	<b>Vii</b>
<b>I. INTRODUCCION</b> .....	<b>1</b>
<b>II. OBJETIVOS</b> .....	<b>2</b>
<b>III. HIPOTESIS</b> .....	<b>2</b>
<b>IV. REVISION DE LITERATURA</b> .....	<b>3</b>
4.1. Generalidades del agua .....	<b>3</b>
4.1.1. Contaminación Ambiental .....	<b>4</b>
4.1.2. Calidad del agua: una preocupación mundial.....	<b>5</b>
4.1.3. Contaminación del agua superficial.....	<b>6</b>
4.1.4. Agua subterránea.....	<b>7</b>
4.1.4.1. Importancia.....	<b>7</b>
4.1.5. La contaminación del medio acuático con metales pesados...	<b>8</b>
4.1.6. Problemática ambiental de la contaminación de aguas por metales pesados .....	<b>9</b>
4.1.7. Efectos de los metales pesados.....	<b>13</b>
4.1.7.1. Presencia de los metales pesados en el suelo.....	<b>13</b>

4.1.7.2. Presencia de los metales pesados en las plantas.....	15
4.1.7.3. Presencia de los metales pesados en los alimentos .....	16
4.1.7.3.1. Cadmio .....	18
4.1.7.3.2. Arsénico .....	18
4.1.7.3.3. Plomo .....	19
4.1.7.3.4 Cobre.....	19
4.1.8. Contaminación del aire por metales pesados.....	19
4.1.9. Problemas de salud en seres humanos a causa de la contaminación por metales pesados. ....	21
4.1.10. Metodologías para remover metales pesados.....	23
4.1.11. Legislación para la contaminación del agua en México.....	27
4.1.12. Normatividad Ambiental en materia de la contaminación del agua.....	27
4.1.12.1 NOM-127-SSA1-1994 .....	27
4.1.12.2. LA NORMA ESTABLECIDA POR LA EPA (Agencia de protección Ambiental de EE.UU) .....	27
<b>V. MATERIALES Y METODOS .....</b>	<b>28</b>
5.1 Localización.....	28
5.1.1 Localización geográfica .....	28
5.2. Relación agua - material adsorbente .....	29
5.3. Tratamientos a evaluar.....	29
5.3.1. Zeolita Natural .....	29

5.3.2. Zeolita Tratada .....	29
5.3.3. Agrobonos HP D-Tox AF.....	29
5.3.4. HP-H.R .....	29
5.4. Preparación de la zeolita .....	30
5.4.1. Preparación de la zeolita Natural .....	30
5.4.2. Preparación de la zeolita tratada.....	30
5.5. Calculo de la concentración molecular del Cloruro Férrico .....	30
5.6. Columnas Utilizadas.....	31
5.6.1. Análisis de metales pesados .....	31
5.7. Parámetros a evaluar .....	32
5.7.1. Equipo Utilizado Para determinar Plomo.....	32
5.7.2. Equipo utilizado para determinación del Arsénico.....	32
5.7.3. Equipo para determinar el PH y la C.E.....	32
<b>VI. RESULTADOS Y DISCUSION .....</b>	<b>33</b>
<b>VII. CONCLUSIONES .....</b>	<b>39</b>
<b>VIII. BIBLIOGRAFIA .....</b>	<b>40</b>

## INDICE DE CUADROS Y FIGURAS

### CUADROS

1.- Resultados del análisis fisicoquímico del agua .....	33
2.- Resultados obtenidos en los diferentes tratamientos evaluados para la concentración de Arsénico (ppm) .....	34
3.- Resultados del Análisis de Varianza en los tratamientos evaluados.....	35
4.- Resultados obtenidos en la retención de Plomo por los tratamientos estudiados .....	36
5.- Resultados de análisis de varianza para el Plomo.....	37
6.- Resultados de las correlaciones realizadas de los parámetros Evaluados .....	38

### FIGURA

1.- Ubicación de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro .....	28
--	----

## RESUMEN

Métales tóxicos como el Plomo, Cobre, Cadmio, Mercurio, Arsénico, Zinc, entre otros han tomado gran importancia, ya que la aportación antropogénica supera a la aportada por los ciclos biológicos y que manifiestan diversas propiedades tóxicas a los diferentes niveles de la cadena trófica (Alfaro, 1993). Las fuentes de los metales que pueden encontrarse en trabajos de tratamiento de aguas pueden considerarse de cinco tipos: aguas residuales industriales, domésticas, efluentes de escurrimiento, procedentes de la atmósfera y litosfera, de estos los industriales y domésticos probablemente son los más importantes de origen antropogénico (Lester, 1987). Los métodos convencionales para el tratamiento de aguas residuales con metales que incluyen: precipitación, oxidación, reducción, intercambio iónico, filtración, tratamiento electroquímico, tecnologías de membrana y recuperación por evaporación. Estos procesos no son excluyentes y pueden involucrar fenómenos fisicoquímicos y biológicos (Yousuf *et al.*, 2001). Sin embargo resultan costosos e ineficientes, especialmente cuando la concentración de los metales es muy baja (Cheng *et al.*, 2002). En este trabajo se evaluó el efecto que tiene la zeolita y otros materiales sobre su capacidad de retención de Arsénico y Plomo en columna. El presente trabajo se realizó en el laboratorio de suelos de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro Unidad Laguna. Se encuentra ubicado en Carretera a Santa Fe y Periférico C.p. 27059 Torreón Coahuila. Se evaluaron 4 tratamientos los cuales fueron los siguientes: Zeolita Natural, Zeolita acondicionada con Cloruro Férrico ( $\text{FeCl}_3$ ), Agrobonos y H.R. (Ruminal Health). Los principales resultados obtenidos en el desarrollo del presente trabajo de investigación fueron: el mejor tratamiento para adsorber Arsénico del agua fue la zeolita acondicionada con cloruro férrico disminuyendo un 67.6 % de la concentración de Arsénico del agua estando arriba de la NOM-127-SSA1-1994 (0.025 mg/L) y de la EPA (0.010 mg/L). El tratamiento H.R. (Ruminal Health). Disminuyó el 90 % de la concentración inicial de plomo en el agua estando cerca en promedio a los límites máximos permisibles de la NOM-127-SSA1-1994(0.01) y la EPA (0.015mg/L).

Palabras claves: Metales, Columna, Tratamientos, Zeolita, Concentración.

## I. INTRODUCCIÓN

Uno de los desafíos más importantes que enfrenta la humanidad hoy en día es proporcionar agua potable a una vasta mayoría de la población en todo el mundo. La necesidad de agua limpia es particularmente crítico en países del tercer mundo. Ríos, Canales, Estuarios y otros cuerpos de agua están siendo siempre contaminadas debido a la descarga indiscriminada de los efluentes industriales, así como otras actividades antropogénicas y procesos naturales (Yousuf *et al.*, 2001). Metales tóxicos como el Plomo, Cobre, Cadmio, Mercurio, Arsénico, Zinc, entre otros han tomado gran importancia, ya que la aportación antropogénica supera a la aportada por los ciclos biológicos y que manifiestan diversas propiedades tóxicas a los diferentes niveles de la cadena trófica (Alfaro, 1993). Las fuentes de los metales que pueden encontrarse en trabajos de tratamiento de aguas pueden considerarse de cinco tipos: Aguas Residuales Industriales, domésticas, efluentes de escurrimiento, Procedentes de la atmósfera y litosfera, de estos los industriales y domésticos probablemente son los más importantes de origen antropogénico (Lester, 1987).

Los métodos convencionales para el tratamiento de aguas residuales con metales que incluyen: Precipitación, Oxidación, Reducción, Intercambio iónico, Filtración, Tratamiento electroquímico, Tecnologías de membrana y recuperación por evaporación. Estos procesos no son excluyentes y pueden involucrar fenómenos fisicoquímicos y biológicos (Yousuf *et al.*, 2001). Sin embargo resultan costosos e ineficientes, especialmente cuando la concentración de los metales es muy baja (Cheng *et al.*, 2002).

En este trabajo se evaluó el efecto que tiene la Zeolita y otros materiales sobre su capacidad de retención de Arsénico y Plomo en columnas.

## **II. Objetivos.**

- 2.1. Evaluar la capacidad de la Zeolita Natural, Zeolita acondicionada con óxido de Hierro, Agrobonos y H.R. (Ruminal Health) para disminuir la concentración de metales pesados de Arsénico y Plomo del agua.
- 2.2. Comparar los resultados obtenidos con los límites máximos permisibles establecidos por la Norma oficial mexicana e internacionales.

## **III. Hipótesis.**

La Zeolita Acondionada con óxido de Hierro tienen una alta capacidad de adsorción y remoción de iones de metales pesados del agua.

## IV. REVISIÓN DE LITERATURA

### 4.1. Generalidades del agua

Las aguas dulces del mundo constituyen un recurso escaso, amenazado y en peligro. De acuerdo con los estudios sobre los balances hídricos del planeta solamente el 0.007% de las aguas dulces se encuentran realmente disponibles a todos los usos humanos directos. De esta pequeñísima porción dependen procesos sociales vitales. Las más recientes evaluaciones de los especialistas y organizaciones internacionales conectadas con los problemas del agua, sugieren que para el año 2025 más de las dos terceras partes de la humanidad sufrirá algún estrés por la falta de este líquido (Simonovic, 1999).

De los aproximadamente 113,00 km<sup>3</sup> de agua que se precipitan cada año sobre la Tierra en el ciclo hidrológico, cerca de 71,000 km<sup>3</sup> se evaporan y retornan a la atmósfera, el resto, unos 42,000 km<sup>3</sup>, recargan los acuíferos o retornan a los océanos por la vía de los ríos. Constituyen los recursos acuáticos renovables, las aguas dulces del planeta. Sin embargo, los volúmenes realmente disponibles de estos recursos sólo se estiman entre 9,000 a 14,000 km<sup>3</sup> (Toledo, 2010).

La mayor parte de estos recursos se ubican en Asia y Sudamérica (13,500 y 12,000 km<sup>3</sup> por año, respectivamente) y los montos menores se encuentran en Europa, Australia y Oceanía (2,900 y 2,400km<sup>3</sup> por año, respectivamente). Pero las posibilidades de utilizar estos recursos acuáticos están determinadas no solamente por su disponibilidad sino también y especialmente por su variabilidad a lo largo del año. La mayoría de los recursos de agua dulce del planeta se concentran en sólo seis países: Brasil, Rusia, Canadá, EE.UU., China e India. Más del 40% de los ríos del mundo se concentran en estos países. El mayor de ellos, el Amazonas, contribuye con el 16% de los montos totales descargados por los ríos del planeta. El 27% de las aguas dulces de la tierra corresponden a los aportes de cinco grandes cuencas de aguas: (Amazonas, Ganges-Bramaputra, Congo, Yantzé y Orinoco).

Los ríos con flujos promedios superiores a los 100 km<sup>3</sup> por año concentran el 46% de los recursos de agua dulce de la Tierra. Pero estos flujos son estacionales. Cerca del 45-55% tienen lugar en los periodos lluviosos del año. La cantidad de recursos acuáticos en los continentes varía de acuerdo con las estaciones del año. Por ejemplo: la mayor parte de los flujos en los ríos de Europa ocurren entre abril y julio (46%), en Asia, durante junio y octubre (54%), en África en septiembre-diciembre (44%), Sudamérica durante abril-julio (45%) Australia y Oceanía durante enero-abril (46%). En promedio cerca del 46% del total global de las descargas de los ríos ocurren entre mayo y agosto (Shiklomanov, 2000).

Se espera, en efecto, que hacia el 2025, el 80% de la población de la Tierra viva bajo condiciones de alta y muy alta escasez de recursos hídricos. Para esa época, una tercera parte de la población vivirá en situaciones consideradas como altamente catastróficas por la falta de agua. Por ello resulta claro que durante una buena parte del siglo XXI los problemas vinculados con la disponibilidad de agua seguirán estando a la cabeza de los temas críticos para la supervivencia humana, al lado de la producción de energía y alimentos (Toledo, 2010).

#### **4.1.1. Contaminación Ambiental**

Se observa en los últimos años, tanto en el escala global y local. La emisión de sustancias nocivas tiene efectos negativos sobre los recursos naturales-medio ambiente, la salud humana y la eficiencia de la producción agrícola (Gadzała-Kopciuch, 2004). La creciente preocupación social sobre la calidad del medio ambiente se hace visible a menudo, es demasiado tarde para prevenir efectos tóxicos crónicos e imposibles de observar en la etapa inicial del proceso, puede manifestarse después de muchos años (Alloway y Ayres, 1998). Las sustancias tóxicas químicas introducidas en el medio ambiente puede ser transportados por los organismos de aire, agua, vida y se acumulan en la cadena alimentaria (Gadzała-Kopciuch, 2004). El agua constituye el "punto de conflicto" de todos los ecosistemas, como muchos contaminantes son transmitidas por el agua y también desempeña un papel importante como un disolvente de varias sustancias, y como

un medio en el ciclo: suelo, aire, plantas, y animales (Nałęcz-Jawecki y Sawicki, 1998).

Debido al progreso tecnológico constante el entorno natural sufre numerosos cambios, el deterioro de su calidad, lo que a menudo da lugar a interacciones negativas entre los componentes del ecosistema en particular. Muchos de los metales pesados son tóxicos para los organismos a bajas concentraciones. Sin embargo, algunos metales pesados, tales como cobre y zinc también son elementos esenciales. Las concentraciones de los elementos esenciales en los organismos son normalmente homeostáticamente-controlado, con la absorción desde el entorno regulado de acuerdo con la demanda nutricional. Efectos sobre los organismos se manifiestan cuando este mecanismo de regulación se rompe como resultado de cualquier exceso (toxicidad) de metal (Duffus, 2002).

#### **4.1.2. Calidad del agua: una preocupación mundial**

Actualmente para el abastecimiento público de agua se dispone tanto de recursos superficiales como subterráneos los cuales han sido contaminados por actividades del hombre o bien por algunas causas naturales, originando daños en la salud de los seres humanos y de especies animales, alterando también la calidad del agua potable, así como aquellas de uso agrícola. Uno de los principales problemas que muestran los sistemas fluviales del país es la elevada contaminación a que están expuestos ya sea por las descargas industriales y municipales o bien por las aguas de drenaje procedentes de escurrimiento de zonas urbanas y/o de campo agropecuario, provocando con ello alteraciones en el ecosistema acuático. (Weibel 1979). Un estudio realizado analizó el problema de la extracción de agua superficial y subterránea, el porcentaje de la disponibilidad de agua total a partir del examen de indicadores de sustentabilidad ambiental en la región Lagunera, en particular en los municipios de Torreón Coahuila, Gómez Palacio y Lerdo Durango. El propósito fue determinar las consecuencias sobre los recursos hídricos provocados por la extracción del agua superficial, subterránea, y revisar el estado de su calidad. El porcentaje del agua para usos consuntivos respecto a la disponibilidad total es mayor al 47 % por lo que se deduce que se ejerce una

fuerte presión sobre el recurso hídrico. Los estudios técnicos muestran que se presenta una correspondencia negativa de la disponibilidad de agua, donde es mayor la extracción que la carga. Muestreo y análisis del agua subterránea, realizados en diferentes fechas, revelan que durante las últimas décadas se ha deteriorado gradualmente su calidad en gran medida, se debena la sobreexplotación del acuífero, el cual muestra altas concentraciones de arsénico en las zonas urbanas (Balderas J.S. et al. 2009).

#### **4.1.3. Contaminación del agua superficial**

El agua que procede de fuentes superficiales, tales como; ríos, lagos y quebradas está sujeta día a día a una severa contaminación, producto de las actividades del hombre, tales como; contaminación industrial, contaminación agrícola y ganadera, entre otros (Peredo-Núñez, 2010).

La contaminación se define como la presencia en el medio ambiente de agentes ajenos a éste, ya sean físicos, químicos y biológicos, los cuales se mezclan con otras sustancias, las que al combinarse son dañinas para la salud y el bienestar de las personas y perjudiciales para la vida y para la naturaleza. (Ecopives, 1997).

La contaminación del agua es la alteración de esta misma, ya sea por agregar sustancias que no pertenecen a ella, lo cual se hace inútil para cualquier uso (Peredo-Núñez, 2010). Es el grado de impurificación, que puede originar efectos adversos a la salud de un número representativo de personas durante períodos previsibles de tiempo. Se considera que el agua está contaminada, cuando ya no puede utilizarse para el uso que se le iba a dar, en su estado natural o cuando se ven alteradas sus propiedades químicas, físicas, biológicas y/o su composición. En líneas generales, el agua está contaminada cuando pierde su potabilidad para consumo diario o para su utilización en actividades domésticas, industriales o agrícolas. (Maria R., 2009).

#### **4.1.4. Agua subterránea.**

El agua subterránea es aquella que se filtra a través de la superficie de la tierra y es almacenada en los espacios porosos de las rocas o materiales aluviales (arcilla, limo arena y grava), así como en las grietas formadas entre las rocas duras fracturadas (Michel y Graizbord, 2002).

##### **4.1.4.1. Importancia.**

El agua en general, y la subterránea en particular, es un recurso limitado en nuestro planeta, donde más del 97 por ciento es salada y se concentra en mares y océanos. Del resto, alrededor del 2 por ciento constituye los casquetes polares en forma de hielo. Le sigue en magnitud el agua subterránea, cuya reserva hasta 1000 metros de profundidad se estima en el 0.5% del total, mientras que el volumen instantáneo de agua superficial llega a sólo el 0.02% y entre el agua del suelo y la atmosférica, componen algo más del 0.01 por ciento del total (Auge, 2006). El agua subterránea corresponde al 98% del agua potable disponible en la tierra (Yoshinaga y Albuquerque, 2002).

El ciclo hidrológico es el responsable de la distribución del agua y de su renovabilidad. En síntesis, el ciclo comienza por el movimiento del agua en sus diversos estados físicos, esta es evaporada de los océanos y se mueve a través de la atmósfera. Después se condensa y cae en forma líquida en el océano y en la tierra, o se vuelve a evaporar sin llegar al mar o a los suelos. La precipitación que llega a la tierra hace varias trayectorias del ciclo hidrológico. Si la superficie del suelo es porosa, el agua penetra en el suelo a través de la infiltración. El agua infiltrada podrá volver a la atmósfera por la transpiración de las plantas, penetrar en el suelo y salir a través de un curso de agua (tales como manantiales, lagos, por ejemplo), así como también infiltrarse hasta llegar al agua subterránea. De ahí el agua podrá moverse hasta llegar al área de descarga, que podrá ser el océano nuevamente, reiniciando el ciclo (Yoshinaga y Albuquerque, 2002). El agua subterránea, como parte integrante del ciclo hidrológico sufre la influencia de los procesos de superficie, que interferirán en el comportamiento de la recarga de los

acuíferos y las características del agua subterránea (Yoshinaga y Albuquerque, 2002). Este tipo de agua es un recurso natural vital para el suministro de agua potable en el medio urbano y rural, de manera segura, económica y juega un papel fundamental, aunque en general, poco apreciado en el bienestar del ser humano y de muchos ecosistemas (Foster et al., 2002). El bajo costo y la excelente calidad natural del agua subterránea (no requiere tratamiento y se halla más protegida de la contaminación) a justificado su amplia utilización para abastecimientos públicos, aún en las regiones más húmedas (Foster e Hirata, 1991).

El incremento en la demanda y la disminución en la disponibilidad, particularmente por deterioro en su calidad, han generado y generan problemas cada vez más graves para el abastecimiento tanto a nivel local como regional y continental (Auge, 2006).

#### **4.1.5. La contaminación del medio acuático con metales pesados**

Con respecto a los ecosistemas acuáticos, aunque numerosos factores pueden alterar la concentración y distribución natural de los metales pesados en el agua de mar, las modificaciones más importantes tienen lugar sobre todo en aquellas zonas que pueden considerarse interfases con el medio marino: líquido-líquido (zonas de estuarios), sólido-líquido (zonas costeras, fondo marino), gas-líquido (atmósfera-mar). Sin embargo, también han de tenerse en cuenta factores, que pueden modificar su concentración y distribución, como son los movimientos de las masas de aguas, en sentido vertical (circulación vertical) y en sentido horizontal (corrientes marinas), así como las causas de origen biológico.

En las profundidades oceánicas, las erupciones volcánicas y las emisiones hidrotermales, son las principales vías naturales de incorporación de los metales pesados, mientras que en las áreas costeras, las vías preferentes de adición de metales pesados al medio marino provienen de los aportes atmosféricos y fluviales (Censi., 2006; Carman, 2007).

#### **4.1.6. Problemática ambiental de la contaminación de aguas por metales**

##### **pesados.**

La escasez de suministro de agua y la baja calidad de ésta, junto con la falta de sistemas de saneamiento de aguas residuales eficaces, sigue siendo aún en la actualidad un grave problema de salud pública en muchos países del mundo y también de Europa. A pesar de la mejora en la calidad del agua de los ríos europeos observada en los últimos años, actualmente algunos grandes ríos y numerosos cursos de agua de menor caudal se encuentran gravemente contaminados, de manera que, según la Agencia Europea del Medio Ambiente (AEMA, 2007), más de 100 millones de personas de 53 países de la región paneuropea no tienen acceso a agua de abastecimiento en condiciones de salubridad. Asimismo, en algunos países del este de Europa, el Cáucaso y Asia central y en la región del sureste europeo, la calidad del agua de abastecimiento y los servicios de saneamiento se han deteriorado de manera continua en los últimos 15 años. En consecuencia, los casos de enfermedades relacionadas con suministro y la calidad del agua en estas zonas están aumentando (OCDE, 2005).

La principal fuente de contaminación del agua es el vertido de aguas residuales no tratadas o insuficientemente tratadas. El informe Europe's wateran indicator-based assessment (AEMA, 2003) concluyó que, en general, la protección y la calidad del agua en Europa estaban mejorando. En lo relativo a la calidad ecológica de los ríos, estableció que la calidad de las aguas fluviales estaba aumentando en la mayoría de los casos. Sin embargo, puso de manifiesto que no existían suficientes datos comparables a escala Europea, ya que había importantes diferencias en la monitorización de las aguas entre países, y que resultó muy difícil establecer tendencias globales. Se puede decir de forma general que la contaminación de los ríos provocada por metales pesados y por otras sustancias peligrosas recogidas en la Directiva 76/464/CEE estaba disminuyendo. Asimismo, el informe reveló que se ha registrado una reducción en los vertidos al medio marino de metales pesados, así como la existencia de pruebas de que esta disminución está produciendo una reducción de las

concentraciones de estas sustancias en la biota de los mares de Europa, si bien todavía se observan concentraciones de estas sustancias superiores a las toleradas para el consumo humano en mejillones y peces en los estuarios de los grandes ríos, cerca de puntos de descarga de aguas residuales industriales y en los puertos. (Zhang y Banks, 2006).

Debido a la condición de recurso vital que posee el agua y por los daños que de su contaminación pueden derivarse para la salud humana y el medio ambiente, la calidad del agua y el control de su contaminación vienen siendo líneas principales de actuación en la política medioambiental de la Unión Europea y de sus países miembros. La contaminación del agua se define, según el Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas, como:

“La acción y el efecto de introducir materias o formas de energía, o inducir condiciones en el agua que, de modo directo o indirecto, impliquen una alteración perjudicial de su calidad en relación con los usos posteriores, con la salud humana, o con los ecosistemas acuáticos o terrestres directamente asociados a los acuáticos; causen daños a los bienes; y deterioren o dificulten el disfrute y los usos del medio ambiente.”

De acuerdo con esta definición, existen muchas sustancias y compuestos que pueden incluirse en el grupo de contaminantes de las aguas.

- Sólidos suspendidos: las emisiones de aguas residuales con sólidos suspendidos pueden ocasionar el desarrollo de depósitos de fango, dando lugar a la aparición de condiciones anaerobias.
- Compuestos orgánicos biodegradables: se miden en términos de Demanda Biológica de Oxígeno y Demanda Química de Oxígeno, y son principalmente proteínas, carbohidratos y grasas. La emisión de aguas residuales con elevado contenido de estos compuestos puede ocasionar déficit de oxígeno en el medio receptor.

- Patógenos: pueden dar lugar a la transmisión de enfermedades como la poliomielitis, la hepatitis y la gastroenteritis
- Nutrientes: este término hace referencia principalmente a los compuestos de nitrógeno y fósforo, que junto con el carbono son los nutrientes principales. La descarga de aguas residuales con elevado contenido en nutrientes puede provocar el crecimiento de vida acuática indeseable.
- Contaminantes prioritarios: son compuestos orgánicos e inorgánicos seleccionados por su carácter carcinogénico, mutagénico, teratogénico y tóxico.
- Compuestos orgánicos recalcitrantes: estos compuestos no suelen eliminarse con los tratamientos biológicos de aguas residuales. Algunos ejemplos son los surfactantes, los fenoles y los pesticidas agrícolas.
- Metales pesados: normalmente aparecen en las aguas residuales como consecuencia de actividades comerciales e industriales.
- Compuestos inorgánicos disueltos: el uso doméstico del agua incorpora al agua residual algunos compuestos inorgánicos como calcio, sodio y sulfato. (Tchobanoglous, 2003).

Cabe destacar el grupo de los metales pesados tanto por la elevada peligrosidad de algunos de ellos como por el incremento de su presencia en las aguas de todo el mundo como consecuencia, fundamentalmente, del aumento de la actividad industrial en las últimas décadas. No existe una definición del término metal pesado ampliamente aceptada por la comunidad científica que haya sido formulada por alguna institución de reconocido prestigio como la IUPAC, y que clasifique este grupo de metales a partir de sus propiedades físico-químicas (Duffus, 2002). En el ámbito de la contaminación del medio ambiente, el término metal pesado se utiliza para hacer referencia a un grupo de metales y semimetales que se caracterizan por ser peligrosos para los seres vivos y el medio ambiente, y se utiliza tanto en legislación medioambiental como en textos científicos. (Zaccheo *et al*, 2002).

Los organismos vivos necesitan concentraciones variables de elementos metálicos esenciales, como el Hierro (Fe), el Cromo (Cr), el Cobre (Cu), el Zinc (Zn), el Níquel (Ni) y el Cobalto (Co), son indispensables para el correcto funcionamiento de su metabolismo celular. En cambio estos mismos metales pueden resultar tóxicos para los seres vivos cuando están presentes en concentraciones superiores a las necesarias. Asimismo, existen otros elementos que no forman parte del grupo de metales esenciales y son tóxicos para los seres vivos y, en consecuencia, peligrosos para el medio ambiente en concentraciones bajas, entre los que se incluyen principalmente el Cadmio (Cd), el Mercurio (Hg), el Plomo (Pb) y el Arsénico (As). (Tchobanoglous, 2003).

La presencia de metales en el agua puede ser de origen natural o antropogénico. Las fuentes antropogénicas de contaminación por metales son muy diversas, y pueden derivar de actividades domésticas, comerciales e industriales. Algunas de estas fuentes de contaminación son las siguientes:

- Productos químicos agrícolas.
- Actividades de minería y fundición.
- Cenizas de la combustión de carbón y petróleo de las centrales térmicas.
- Aguas residuales industriales de diversos sectores (industria metalúrgica, fábricas de baterías, sector metal-mecánico, etc.)
- Residuos urbanos e industriales.

Uno de los principales problemas de los metales pesados es la tendencia de algunos de ellos a bioacumularse y a biomagnificarse. El término bioacumulación hace referencia a la acumulación neta, con el paso del tiempo, de metales u otras sustancias persistentes en un organismo a partir de fuentes tanto abióticas, suelo, aire y agua, como bióticas. Un ejemplo de bioacumulación de metales pesados como consecuencia de la contaminación de aguas (López y *et al.* 2003).

Se entiende por Biomagnificación la tendencia de algunos productos químicos a acumularse a lo largo de la cadena trófica, exhibiendo concentraciones sucesivamente crecientes al ascender en el nivel trófico. Se estudiaron la concentración de Hg en diversas especies de zooplancton, de peces y de aves marinas, representativas de los distintos niveles de la cadena trófica de la red alimentaria marina de Svalbard (Noruega). Como resultado de los análisis de los hígados y los músculos de peces y aves, obtuvieron una relación lineal entre los niveles de Hg y la posición en la cadena trófica para las especies de aves marinas, y determinaron factores de Biomagnificación superiores a la unidad, indicando que el Hg se biomagnifica desde la presa al depredador. (Jaeger, 2009).

#### **4.1.7. EFECTOS DE LOS METALES PESADOS**

En un pequeño grado se pueden incorporar a organismos vivos (plantas y animales) por vía del alimento y lo pueden hacer a través del agua y el aire como medios de translocación y dependiendo de su movilidad en dichos medios (Lucho et al., 2005a). Se consideran entre los metales pesados elementos como el plomo, el cadmio, el cromo, el mercurio, el zinc, el cobre, la plata, entre otros, los que constituyen un grupo de gran importancia, ya que algunos de ellos son esenciales para las células, pero en altas concentraciones pueden resultar tóxicos para los seres vivos, organismos del suelo, plantas y animales (Spain et al., 2003), incluido el hombre.

##### **4.1.7.1. Presencia de los metales pesados en el suelo**

Los metales pesados están presentes en el suelo como componentes naturales del mismo o como consecuencia de las actividades antropogénicas. En los suelos se pueden encontrar diferentes metales, formando parte de los minerales propios; como son silicio (Si), Aluminio (Al), Hierro (Fe), Calcio (Ca), Sodio (Na), Potasio (K), Magnesio (Mg). También puede encontrarse Manganeseo (Mn), que generalmente se presenta en el suelo como óxido y/o hidróxido, formando concreciones junto con otros elementos metálicos. Algunos de estos metales son

esenciales en la nutrición de las plantas, así son requeridos algunos de ellos como el Mn, imprescindible en el fotosistema y activación de algunas enzimas (Mahler, 2003) para el metabolismo vegetal. En el suelo, los metales pesados, pueden estar presentes como iones libres o disponibles, compuestos de sales metálicas solubles o bien, compuestos insolubles o parcialmente solubilizables como óxidos, carbonatos e hidróxidos, (Pineda, 2004).

Cuando el contenido de metales pesados en el suelo alcanzan niveles que rebasan los límites máximos permitidos causan efectos inmediatos como inhibición del crecimiento normal y el desarrollo de las plantas, y un disturbio funcional en otros componentes del ambiente así como la disminución de las poblaciones microbianas del suelo, el término que se usa o se emplea es “polución de suelos” (Martín, 2000).

La fitodisponibilidad de Cd, Pb, Cr, Zn, Cu y Ni, retenido en el suelo plano después de la lixiviación fué investigado. Dos variedades comestibles tolerantes a la sal como el tomate (*Lycopersicon esculentum*) amaranto (*Amaranthus mangostanus* L.) fueron plantadas en suelos con ocho niveles diferentes de desalinización (de 6,7 a 1,4 kg g<sup>-1</sup> salinidad) con experimentos en macetas. La Lixiviación del suelo disminuyó significativamente, la absorción de todos los metales por las raíces de los cultivos a excepción de Ni. La reducción de la salinidad del suelo y el contenido de fracción intercambiable de Cd y Pb después de la lixiviación contribuido a la disminución de la captación de metales por las raíces. Todas las concentraciones de metales pesados en las partes comestibles de los cultivos tanto en los más bajos niveles de salinidad dos tratamientos eran inferiores a los niveles máximos permitidos en los alimentos. Los resultados sugieren que la recuperación de zonas intermareales puede reducir la fitodisponibilidad de los metales pesados retenidos en el suelo. Sin embargo, los metales pesados del suelo todavía pueden plantear riesgos para la salud en el cultivo de alimentos de raíz. (Li Sheng Q. *et al.* 2012).

#### **4.1.7.2. Presencia de los metales pesados en las plantas**

La absorción de metales pesados por las plantas es generalmente el primer paso para la entrada de éstos en la cadena alimentaria. La absorción y posterior acumulación dependen en primera instancia del movimiento (movilidad de las especies) de los metales desde la solución en el suelo a la raíz de la planta. En plantas, el concepto de bioacumulación se refiere a la agregación de contaminantes; algunos de ellos son más susceptibles a ser fitodisponibles que otros (Kabata-Pendias, 2000).

La sensibilidad de las especies vegetales a los metales pesados varía considerablemente a través de reinos y familias, siendo las plantas vasculares ligeramente más tolerantes (Rosa et al., 1999). Las diferentes respuestas de las plantas vasculares a metales pesados pueden ser atribuidas a factores genéticos y fisiológicos (Calow, 1993)

Todas las plantas absorben metales del suelo donde se encuentran pero en distinto grado, dependiendo de la especie vegetal, y de las características y contenido en metales del suelo. Las plantas pueden adoptar distintas estrategias frente a la presencia de metales en su entorno (Baker, 1981; Barceló et al., 2003). Unas basan su resistencia a los metales con la estrategia de una eficiente exclusión del metal, restringiendo su transporte a la parte aérea. Otras acumulan el metal en la parte aérea en una forma no tóxica para la planta. La exclusión es más característica de especies sensibles y tolerantes a los metales, y la acumulación es más común de especies que aparecen siempre en suelos contaminados. Algunas plantas son capaces de acumular cantidades excesivas de metales pesados, y se les conoce con el término "hiperacumuladoras" (Brooks et al. 1977).

#### 4.1.7.3. Presencia de los metales pesados en los alimentos

Se investigaron los riesgos para la salud de los metales pesados a los residentes locales a través del consumo de productos alimenticios que se cultivan en los suelos recuperados del río Perla (PRE). Los suelos en el estuario del río se encontró significativamente contaminados con metales pesados, con concentraciones medias de Cd, 0,858, Pb, 48,7; Cr, 112,4, Cu, 57,3, Zn, 210,8, y Ni, 40,0 mg kg<sup>-1</sup>. El Arroz y las verduras también fueron contaminados severamente. Los porcentajes de muestras de arroz que superaron los niveles máximos permisibles fueron 94,3, 91,4, 88,6, y 17,1% de Pb, Cr, Cd y Cu, respectivamente. El factor de acumulación (AF) de Cd fue la más alta en comparación con los otros cinco metales. Los valores totales del índice de riesgo para la salud (HRI) de Cd y Cu de todos los cultivos fueron 3,683 y 1,665, respectivamente. Se excedió considerablemente el nivel permisible 1.0. Los valores HRI de todos los metales eran en su mayoría de consumo de arroz. Estos resultados sugieren que se debe tener más atención dirigir a los riesgos potenciales para la salud de los metales pesados a los residentes que viven en las zonas recuperadas (Li Sheng Q.*et al.* 2012).

Se investigala concentración y la ingesta diaria (DI) de metales pesados (Pb, Zn, Mn, Cu, Cd y Cr) en las verduras de mercado en Chongqing de China y su riesgo potencial para la salud de los consumidores locales, se evalúa simultáneamente mediante el cálculo del coeficiente de peligro de destino (THQ). Los resultados mostraron que las concentraciones medidas de Pb y Cd excedido los límites de seguridad propuesta por la FAO / OMS y regulaciones chinas, lo que indica una grave contaminación de vegetales para el mercado de estos metales. Como los respectivos valores de DI para Pb, Mn y Cd fueron también por encima de las bases de las directrices internacionales, el riesgo para la salud de los consumidores es obvia. La THQ individual de Pb y Cd en pakchoi en la mostaza y el THQ combinado para todos los metales en cada especie vegetal excluyendo lechuga estaban por encima del umbral de 1,0, lo que implica, obviamente, el efecto adverso en la salud. Por lo tanto, se debe prestar atención en particular a la posible exposición peligrosa para los metales pesados en vegetales, especialmente para Pb y Cd, durante toda la vida para las personas en Chongqing. (Yang Q. *et al.* 2011).

Incluso la exposición al arsénico moderada puede causar problemas de salud, por lo que la cuantificación de arsénico inorgánico (IAS), la exposición de los alimentos para los distintos grupos de población en China es esencial. Mediante el análisis de los datos de la Encuesta Nacional de Nutrición y Salud (CNNHS) y recogiendo los valores reportados en la NIC en los grupos principales de alimentos, hemos desarrollado un marco de calcular la ingesta media diaria de (IAS) diferentes regiones de China. Sobre la base de este marco, los riesgos de cáncer de la NIC en los alimentos se determinan.

El artículo presenta las estimaciones de riesgo para la salud debido a la ingestión de alimentos contaminados con arsénico. Para la población total, la ingesta diaria de IAS es alrededor de 42 días  $g^{-1}$ , y el arroz es el principal contribuyente de la contabilidad de la ingesta total de (IAS) alrededor del 60%. El riesgo incremental vitalicio de cáncer de la ingesta de alimentos (IAS) es de 106 por 100.000 para las personas adultas y el riesgo de cáncer de población media es de 177 por cada 100.000 habitantes, varía entre regiones. Población en la Región Sur tiene un riesgo mayor de cáncer que en la región Norte y la población total. El análisis indica que el factor pendiente de cáncer, tasas de ingestión de arroz, productos acuáticos y la concentración de las NIC en el arroz fueron las variables más relevantes en el modelo, como lo indica su mayor contribución a la variación del riesgo de por vida de cáncer incremental. Llegamos a la conclusión de que el arroz puede ser el mayor contribuyente de la NIC a través de la ruta de alimentos para el pueblo chino. La población del sur tiene un mayor riesgo de cáncer que la del Norte y la población en su conjunto (Li G. et al. 2011)

Los cultivos de zanahoria y apio, fueron expuestos a la deposición atmosférica en una zona contaminada. Se observó el efecto en As, Cd y Pb las concentraciones de las hojas y los órganos de almacenamiento. Las concentraciones en los órganos de almacenamiento enteros correlacionan bien con la deposición atmosférica, lo que demuestra que incluso podría ser utilizado para el Biomonitorio. Sin embargo, las hojas siguen siendo mucho más apropiadas. Los resultados revelaron también un aumento significativo de la concentración de As y

Cd en la parte consumible de los órganos de almacenamiento como una función de su deposición atmosférica. Como tales, los experimentos permitieron derivar las ecuaciones de regresión, útiles para modelar el impacto atmosférico de elementos traza en las partes comestibles de los cultivos de raíces. Para Pb, sin embargo, no había casi ningún impacto significativo en las partes internas de los órganos de almacenamiento y, como tal, la transferencia de Pb en la cadena alimentaria a través de cultivos de raíz puede considerarse insignificante (De Temmerman L.*et al.* 2012).

#### **4.1.7.3.1. Cadmio**

El cadmio se encuentra presente en la mayoría de los alimentos siendo más abundante en moluscos bivalvos, y dentro de las carnes en hígados y en riñones. Lo que preocupa a las autoridades sanitarias es precisamente que el cadmio se encuentre en la mayoría de los alimentos pues si bien las cantidades son pequeñas, al tener la particularidad de que su eliminación muy lenta del organismo, es necesario limitar mucho las cantidades de ingestión diaria para evitar efectos perniciosos a largo plazo. Por esta razón es uno de los metales que posiblemente preocupe más su control en la actualidad. Los niveles máximos tolerables de consumo diario de cadmio son  $68 \mu\text{g/persona/día}$  para un peso de 68 kg (WHO, 1989).

#### **4.1.7.3.2. Arsénico**

En alimentación animal la principal fuente de arsénico era en el pasado los tratamientos o factores de crecimiento que contenían ácido arsanílico, pero en la actualidad al estar retirados del mercado, las fuentes más importantes son aguas contaminadas, vegetales cultivadas en suelos contaminados y pescados (EPA 1998).

#### **4.1.7.3.3. Plomo**

En los diez últimos años, los contenidos de plomo de los productos alimenticios se redujeron sensiblemente porque aumentó la sensibilización ante el problema sanitario que puede representar el plomo y por los esfuerzos realizados para reducir la emisión de plomo en su origen. En el dictamen de 19 de junio de 1992, el SCF establecía que el contenido medio de plomo de los productos alimenticios no parece ser causa de alarma pero que debe de proseguirse la acción a largo plazo con el objetivo de continuar reduciendo los contenidos medios de plomo en los productos alimenticios (DOCE, 2001).

#### **4.1.7.3.4 Cobre**

En lo que concierne a los productos de la pesca, es por todos conocido que, el cobre es un factor limitante clásico para los pescados, ya que es a la vez esencial y tóxico. A medida que las concentraciones superan los requerimientos, el cobre se convierte en dañino para los pescados pudiendo llegar a ser letal (Villar *et al.*, 2000).

#### **4.1.8. CONTAMINACION DEL AIRE POR METALES PESADOS**

La contaminación del aire es causada por diferentes procesos antrópicos y naturales. Entre los contaminantes de mayor interés pueden citarse a las partículas, el dióxido de nitrógeno y el monóxido de carbono, constituyendo un problema ambiental resultante de las actividades del hombre o contaminación antrópica (ICLAM 2004). Asimismo, existe preocupación a nivel mundial con relación a la contaminación por transporte atmosférico de metales pesados a gran escala debido a su capacidad de asociación a masas de aire; por efectos de la recirculación de los vientos, dichos metales tienden a depositarse en áreas alejadas a su fuente de origen (Imperato *et al.* 2003). La actividad industrial y el tráfico automotor cumplen un rol importante en la formación de partículas y participan directa e indirectamente en la formación de aerosoles secundarios; en consecuencia, la concentración de partículas en áreas urbanas es alta comparada con áreas no urbanas (Saskia 1998, Fernández *et al.* 2000).

Los niveles de ocho metales pesados potencialmente tóxicos en el polvo al interior de hogares y oficinas en Estambul fueron investigados. Las concentraciones de metales pesados en el polvo al interior de los hogares + Oficina varió desde 62 hasta 1800  $\mu\text{g g}^{-1}$  para Cu, 3-200  $\mu\text{g g}^{-1}$  para Pb, 0.4-20  $\mu\text{g g}^{-1}$  para Cd, 210-2800  $\mu\text{g g}^{-1}$  para el Zn, 2,8-460  $\mu\text{g g}^{-1}$  para Cr, 8-1300  $\mu\text{g g}^{-1}$  para Mn, 2,4-25  $\mu\text{g g}^{-1}$  para Co, 120-2600  $\mu\text{g g}^{-1}$  para Ni. Los resultados del estudio fueron comparables a otros estudios realizados en polvo de la calle interior de una variedad de ciudades de todo el mundo. Considerando sólo la ingestión e inhalación, el nivel de riesgo cancerígeno de Cr para adultos y niños ( $3,7 \times 10^{-5}$  y  $2,7 \times 10^{-5}$ ) en Estambul fue en el rango de los límites de seguridad de la EPA ( $1 \times 10^{-6}$  y  $1 \times 10^{-4}$ ), lo que indica que el riesgo de cáncer de Cr debido a la exposición a polvo de interiores en Estambul puede ser aceptable. Según el cociente de peligro calculado (HQ), para efectos no cancerígenos, la ingestión de polvo de interiores parece ser la principal vía de exposición que resulta en un riesgo más alto para los metales pesados, seguido por contacto con la piel y las vías de inhalación. Sin embargo, en comparación con la ingestión y contacto dérmico, la exposición por inhalación es casi insignificante. El índice de riesgo (HI) los valores de todos los elementos estudiados fueron menores que el límite seguro de 1 y este resultado sugiere que ninguno de los grupos de población probablemente a experimente riesgo potencial para la salud debido a la exposición a metales pesados de polvo al interior del área de estudio (Kurt-Karakus PB 2012).

Tres matrices de colmena, muestreadas en dieciocho explotaciones apícolas de West Francia, fueron analizadas para detectar la presencia de plomo (Pb). Las muestras fueron recolectadas durante cuatro períodos diferentes en 2008 y 2009. La miel era la matriz de los menos contaminados por Pb (min = 0,004  $\text{mg g}^{-1}$ ; max = 0,378  $\text{mg g}^{-1}$ , con una media = 0,047  $\text{mg g}^{-1}$  sd = 0,057). La contaminación de las abejas (min = 0,001  $\text{mg g}^{-1}$ ; max = 1,869  $\text{mg g}^{-1}$ , con una media = 0,223  $\text{mg g}^{-1}$ ; sd = 0,217) y el polen (min = 0,004  $\text{mg g}^{-1}$ ; max = 0,798  $\text{mg g}^{-1}$ ; media = 0,240  $\text{mg g}^{-1}$ ; SD = 0,200) mostraron niveles similares y variaciones temporales pero las abejas parecían ser más sensibles llevando a cabo los picos de contaminación de Pb. Los colmenares en paisajes urbanos y setos parecían más contaminados que

los colmenares en paisajes cultivados e insulares. El periodo de muestreo tuvo un efecto significativo sobre la contaminación de Pb con concentraciones más altas de Pb determinado en las estaciones secas (Lambert O. *et al* 2012).

#### **4.1.9. Problemas de salud en seres humanos a causa de la contaminación por metales pesados.**

Entre los ejemplos de efectos crónicos de los contaminantes del agua potable, están el cáncer, problemas del hígado o riñones o dificultades en la reproducción. El riesgo a la salud por contaminación de metales pesados depende principalmente de su nivel de acumulación en el cuerpo. Los riesgos son mayores si el tiempo de exposición del organismo a dicha contaminación es prolongado. El arsénico (As) inorgánico Bio-disponible produce toxicidad en el aguda y la ingestión de dosis altas provoca síntomas gastrointestinales, trastornos de las funciones de los sistemas cardiovascular nervioso y en último término la muerte. La exposición prolongada al arsénico en el agua de bebida tiene una relación causal con un aumento de los riesgos de cáncer de piel, de pulmón, de vejiga y de riñón, así como con otros cambios cutáneos, por ejemplo hiperqueratosis y cambios de pigmentación. Estos efectos se han puesto de manifiesto en numerosos estudios utilizando diferentes diseños. Se han observado relación exposición-respuesta y riesgo alto para cada uno de estos efectos finales. Los efectos se han estudiado más detalladamente en Taiwan, pero también hay un gran número de pruebas de estudios sobre poblaciones en otros países. Se ha notificado un riesgo mayor de cáncer de pulmón, vejiga y de lesiones cutáneas asociadas con el arsénico en relación con la ingestión de agua de bebida con concentraciones >50 µg de arsénico/litro (WHO, 1992).

El As es conocido como un agente carcinógeno al que están expuestos numerosos grupos humanos en México y en el resto del mundo, cuya actividad genotóxica ha sido demostrada en grupos de individuos expuestos (Del Razo *et al.*, 1990). El As y sus compuestos se introducen al organismo principalmente por ingestión, en donde el sistema gastrointestinal absorbe en promedio el 80% del

As; esta cantidad es variable según algunas características del compuesto y del individuo (Prieto et al., 2006).

Se considera que el riñón es el órgano más dañado en las poblaciones expuestas a los efectos del cadmio (Cd). Las enfermedades crónicas obstructivas de las vías respiratorias están asociadas a la exposición prolongada e intensa por inhalación. Hay pruebas de que esa exposición al Cd puede contribuir al desarrollo de cáncer del pulmón aunque las observaciones en trabajadores expuestos han sido difíciles de interpretar a causa de la presencia de factores que inducen a confusión (WHO, 1992).

El Cd presente en los alimentos es la principal fuente de exposición para la mayoría de las personas. En la mayoría de las zonas no contaminadas con Cd la ingesta diaria media con los alimentos se encuentran entre 10-40 µg. En zonas contaminadas se ha observado que alcanza varios cientos de µg al día. En zonas no contaminadas, la absorción debida al consumo de tabaco puede igualar la ingestión de Cd a partir de los alimentos. Basándose en un modelo biológico, se ha estimado que con una diaria de 140-260 µg de cadmio durante toda la vida, o una ingesta acumulativa de unos 2000 mg o más, se produce en el ser humano una asociación entre la exposición al cadmio y una mayor excreción de proteínas de bajo peso molecular en la orina (WHO, 1992).

En el ser humano, el plomo (Pb) puede tener una amplia variedad de efectos biológicos según el nivel y la duración de la exposición. Se han observado efectos en el plano subcelular y efectos en el funcionamiento general del organismo que van desde la inhibición de las enzimas hasta la producción de acusados cambios morfológicos y la muerte. Dichos cambios se producen a dosis muy diferentes; en general, el ser humano que se está desarrollando es más sensible que el adulto. Se ha mostrado que el Pb tiene efectos en muchos procesos bioquímicos; en particular, se han estudiado mucho los efectos en la síntesis del hemo en adultos y niños (Pb-H). Se observan niveles más altos de porfirina eritrocitaria sérica y mayor excreción urinaria de coproporfirina y de ácido delta-aminolevulínico cuando las concentraciones de Pb-H son elevadas. Con niveles más bajos se observa

inhibición de las enzimas dehidratasa del ácido delta-aminolevulínico y reductasa de la dihidrobiopterina (WHO, 1995). Como resultado de los efectos del plomo en el sistema hematopoyético disminuye la síntesis de hemoglobina y se ha observado anemia en niños a concentraciones de Pb-H superiores a 40 µg/dl (WHO, 1995).

Por razones neurológicas, metabólicas y comportamentales, los niños son más vulnerables a los efectos del plomo que los adultos. Se sabe que el plomo provoca en los tubos proximales del riñón lesiones que se caracterizan por aminoaciduria generalizada, hipofosfatemia con hiperfosfaturia relativa y glucosuria acompañada de cuerpos de inclusión nuclear, modificaciones mitocondriales y citomegalia de las células epiteliales de los tubos proximales. Los efectos tubulares se manifiestan después de una exposición relativamente breve y suelen ser reversibles, mientras que los cambios escleróticos y la fibrosis intersticial, que dan lugar a una disminución de la función renal y a una posible insuficiencia renal, requieren una exposición crónica a niveles elevados de plomo (WHO, 1995).

#### **4.1.10. METODOLOGIAS PARA REMOVER METALES PESADOS**

Experimentos de sorción utilizando un sorbente a base de almidón se llevaron a cabo para la eliminación de metales pesados presentes en las descargas de aguas industriales. Se investigó la masa de la carga contaminante y sorbente. La eliminación de contaminantes fue dependiente del tiempo del sorbente y el contacto, pero independiente de la carga contaminante. El proceso fue uniforme, rápido y eficiente. La sorción alcanzó el equilibrio en 60 min, independientemente del metal considerado (por ejemplo, Zn, Pb, Cu, Ni, Fe y Cd), la reducción de concentración por debajo de los límites permitidos por la ley. El material también elimina la turbidez residual y condujo a una disminución significativa de la demanda química de oxígeno residual (COD) presente en la descarga de agua industrial. La germinación de la lechuga se utilizó (*Lactuca sativa*) como un indicador de laboratorio de fitotoxicidad. Los resultados muestran que la sorción usando un sorbente a base de almidón como material no convencional, es una

alternativa viable para el tratamiento de las aguas residuales industriales. (Sancey B. *et al.* 2011).

Óxido de metal mezclado impregnado perlas de quitosano (MICB) que contienen nanocrystalino  $\text{Al}_2\text{O}_3$  y  $\text{TiO}_2$  nanocrystalino se han desarrollado con éxito. Este adsorbente aprovecha la alta capacidad de  $\text{Al}_2\text{O}_3$  para el arsenato y la actividad fotocatalítica del  $\text{TiO}_2$  para oxidar arsenito a arsenato, resultando en una mayor capacidad de eliminación que la de óxido de metal. La composición de las perlas fue optimizada para la máxima eliminación de arsenito en presencia de luz UV. El mecanismo de eliminación se investigó y el modo de acción propuesto en el que se oxida el arsenito de  $\text{TiO}_2$  a arseniato, que luego se retira de la solución por  $\text{Al}_2\text{O}_3$ . (Yamani J.S. *et al.* 2012).

La oxidación biológica de arsenito (As (III)) en el agua subterránea sintética se examinó mediante el uso de bacterias oxidantes arsenito (AOB) aisladas a partir de un lodo activado. El análisis filogenético indica que el AOB aislado estaba estrechamente relacionado con adherentes Ensifer (Bacteria). Los experimentos mostraron que para el As (III) con la AOB aislado, la relación óptima de la fuente de nitrógeno ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) a la concentración de As (III) la concentración fue de 0,5 (52 mg/L -110 mg / L) y la AOB aislado los valores de pH preferidos que van del 6 al 8, y la temperatura del agua mayor que 20° C. Otros experimentos continuos se llevaron a cabo utilizando un biorreactor con AOB inmovilizada. Con una concentración inicial de As (III) de 1 mg/L en un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 1 h, la tasa de oxidación fue de alrededor de  $1 \times 10^{-9}$  mg/cél/min y la eficiencia de la oxidación del 92% fué alcanzada. Aunque la tasa de oxidación máxima medida en un TRH de 0,5 h era  $2,1 \times 10^{-9}$  mg / célula / min, la eficiencia de la oxidación disminuyó a 87%.

Estos resultados abogan que un proceso biológico que involucra AOB inmovilizado puede ser útil como una solución económica y respetuosa del medio ambiente de pre-tratamiento para la remoción de paso de las aguas subterráneas. (Ito A. *et al.* 2012).

Los efectos individuales y combinados de los cambios en la calidad del agua (es decir, pH, concentraciones iniciales de arseniato (As (V)) y iones competidores) y el tiempo de contacto de lecho vacío (EBCT) sobre el comportamiento de eliminación de como un adsorbente de lecho fijo (FBA) envasado con una goethita nanoestructurado basado adsorbente poroso granular fueron estudiados sistemáticamente en condiciones ambientalmente relevantes. Pruebas rápidas de pequeñas columnas de escala (RSSCTs) se llevaron a cabo ampliamente en diferentes EBCTs con aguas sintéticas en que estaban controladas en cuanto al pH y las concentraciones de iones competidores (fosfato, silicato, y vanadato). En ausencia de los iones competitivos, el efecto de la de concentración inicial de As (V), PH, y EBCT en As (V) se predijo con éxito por el modelo de superficie de difusión homogénea (HSDM) con isotermas de adsorción predicha por la triple capa extendida modelo (ETLM). Los efectos de interferencia de silicato y fosfato de As (V) la eliminación estuvieron fuertemente influenciados por el pH, sus concentraciones, de EBCT. En la presencia de silicato ( $\leq 21$  mg / L como Si), un EBCT más sorprendente resultó peor en el rendimiento de extracción (V). Se sugiere que esto es porque existe silicato normalmente en una concentración mucho mayor y se mueve más rápidamente a través del lecho de As (V), ocupa o bloquea los sitios de adsorción en los medios de comunicación e interfiere con la adsorción As (V). El silicato mostró un fuerte efecto compitiendo con el As (V) en las condiciones ensayadas, Sin embargo, como la concentración de fosfato aumenta su efecto de interferencia que dominó el silicato. Concentración de fosfato ( $>100$  mg/L como P), como sucedió en algunas regiones, como resultado inmediato As (V). En contraste, con la observación de la presencia de silicato, y EBCT Como resultado mejoró el rendimiento de extracción As (V) en presencia de fosfato. Se encontró que el Vanadato compitió con el As (V) tan fuertemente como el fosfato. Este estudio revela las interacciones competitivas de As (V) con los iones que compiten en verdaderos sistemas de tratamiento de adsorción y la dependencia del régimen de funcionamiento óptimo y EBCT sobre la calidad del agua en la búsqueda de mejorar la eliminación del As (V) en un FBA (Kanematsu M. *et al.* 2012).

Los efectos tóxicos de los metales pesados en el medio ambiente han dado lugar a una intensa investigación sobre los distintos métodos de remediación de metales pesados. Sin embargo, a pesar del trabajo abundante en la eliminación de metales pesados de las simples soluciones sintéticas, muy pocos estudios demuestran el potencial de cepas microbianas para el tratamiento de efluentes industriales que contienen mezclas de metales. En el presente estudio, la eficacia de un aislamiento ambiental (*Aspergillus lentulus*) para la eliminación simultánea de Cromo, Cobre y Plomo de una industria de galvanoplastia a pequeña escala. Los estudios iniciales con soluciones sintéticas infiere que *A. Léntulo* tiene una notable tolerancia contra Cr, Cu, Pb y Ni. Durante su crecimiento se registró una bioacumulación significativa de metales individuales. Después de 5 días de crecimiento, la eliminación de los metales a partir de soluciones sintéticas siguió la tendencia  $Pb^{2+}$  (100%) >  $Cr^{3+}$  (79%) >  $Cu^{2+}$  (78%), >  $Ni^{2+}$  (42%). Cuando esta cepa fue aplicada al tratamiento de metal múltiple que contiene efluentes de galvanoplastia (después de ajustar el pH), las concentraciones de metales disminuyeron el 71%, 56% y 100% de Cr, Cu y Pb, respectivamente, dentro de 11 días. En base a los resultados, se propone que la eliminación simultánea de metales peligrosos de los efluentes industriales se puede realizar usando *A. Léntulo*. (Mishra A. *et al.* 2012).

Diferentes diseños de electrocinética se aplicaron para eliminar simultáneamente Arsénico, Cobre y Plomo de suelos contaminados. La electrocinética dio lugar a eficiencias de remoción superiores para Cu (73,5%) y Pb (88,5%), aunque la remoción del As fue relativamente pequeña (3,11%). La Bioelectrocinética secuencial de Biolixiviación con *Acidithiobacillus ferrooxidans* y electrocinética mejoró la remoción del As (25%), mientras que en Pb muestra una disminución significativa en la eficiencia de eliminación (10,6%), debido a la formación de compuestos insolubles. Con el fin de mejorar el rendimiento global, la bioelectrocinética fue diseñada por inoculación de *A. ferrooxidans* en el electrolito después de 5 o 15 días de electrocinética. El plomo (75,8%) y cobre (72%) han sido eliminados eficazmente a través de electrocinética, después de lo cual el arsénico (35%) fue más eficiente al ser eliminado por Biolixiviación electrocinética.

Un experimento a escala piloto indicó que la bioelectrocinética integrada es un medio eficaz de remediación de suelos contaminados de arsénico y varios metales pesados (Kim Ha. et al. 2012)

#### **4.1.11. Legislación para la contaminación del agua en México**

Regida principalmente por el marco legislativo de la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA), título IV, Protección al ambiente capítulo, III prevención y control de la contaminación del agua de los ecosistemas acuáticos (LGEEPA 2010).

#### **4.1.12. Normatividad Ambiental en materia de la contaminación del agua**

##### **4.1.12.1. NOM-127-SSA1-1994**

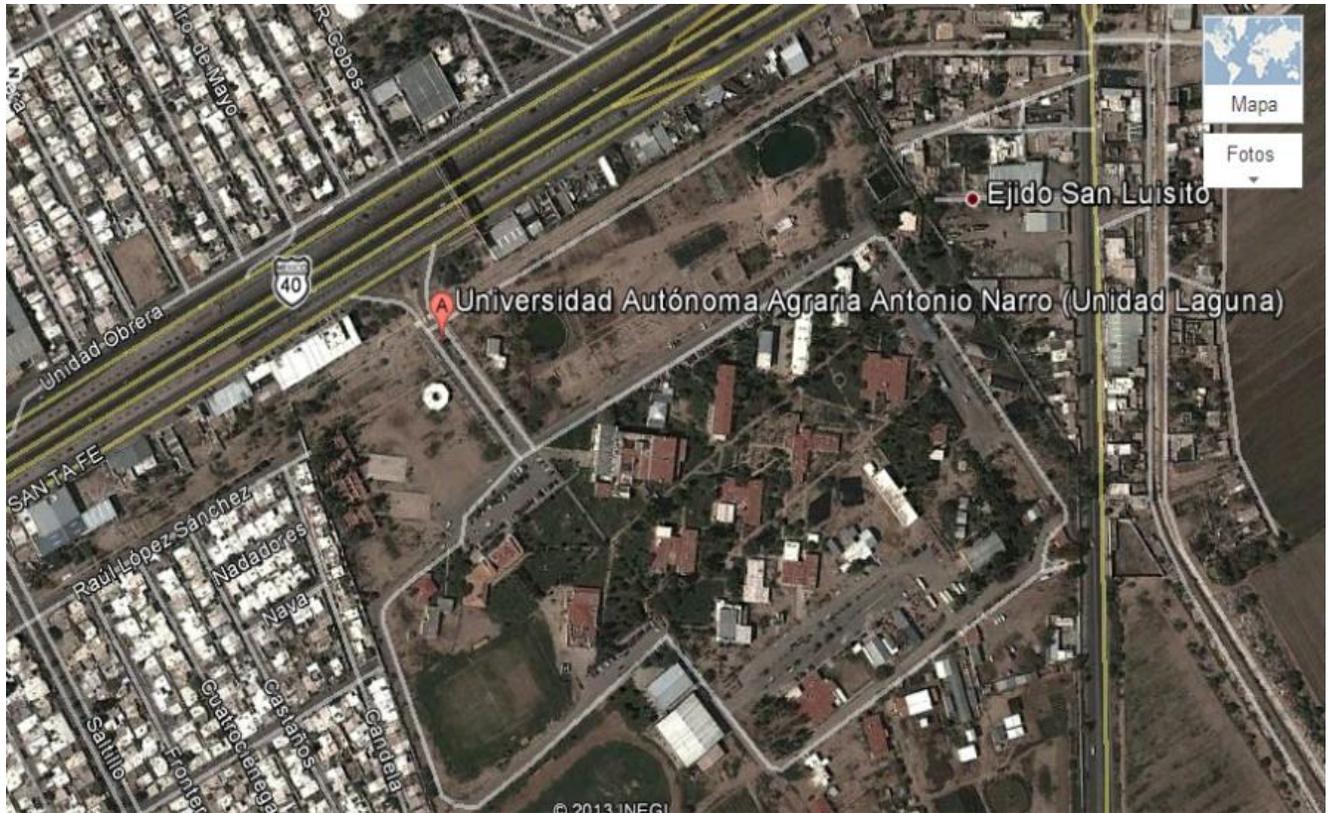
Esta Norma Oficial Mexicana establece los límites permisibles de calidad y los tratamientos de potabilización del agua para uso y consumo humano, que deben cumplir los sistemas de abastecimiento públicos y privados o cualquier persona física o moral que la distribuya, en todo el territorio nacional. (SSA1 1994).

**4.1.12.2. LA NORMA ESTABLECIDA POR LA EPA (Agencia de protección Ambiental de EE.UU)** como límite máximo permisible para Arsénico es de 0.010 mg/L y para el caso del plomo 0.015 mg/ L.

## V. MATERIALES Y METODOS

### 5.1 Localización

El presente trabajo se realizó en el laboratorio de suelos de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro Unidad Laguna. Se encuentra ubicado en Carretera a Santa Fe y Periférico Cp. 27059 Torreón Coahuila. Según se aprecia en la figura número 1.



**Fig.1 Ubicación de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro**

#### 5.1.1. Localización geográfica

La Comarca Lagunera se localiza entre los paralelos ( $25^{\circ} 05'$  y  $26^{\circ} 54'$  N) y los meridianos ( $101^{\circ} 40'$  y  $104^{\circ} 45'$  O). Teniendo una altura de 1,139 m sobre el nivel del mar.

## **5.2. RELACION AGUA – MATERIAL ADSORBENTE**

Se utilizaron 10 gr de material adsorbente por 2 litros de agua es decir, una relación 200:1 (1 gr de material adsorbente por 200 ml de agua).

## **5.3. TRATAMIENTOS A EVALUAR**

Se evaluaron 4 tratamientos los cuales fueron los siguientes: Zeolita Natural, Zeolita acondicionada con cloruro Férrico ( $\text{FeCl}_3$ ), Agrobonos y H.R. (Ruminal Health).

### **5.3.1. Zeolita Natural**

Es un medio filtrante con unas propiedades de adsorción únicas que proporcionan a las aguas. Es una roca volcánica cuyo componente principal, clinoptilolita, pertenece al grupo de rocas clasificados como zeolitas. Contiene entre el 85 y el 90% de clinoptilolita, que es más de lo que cualquier otra zeolita en el mercado de filtración. Su rendimiento es superior a los medios filtrantes existentes como la arena de sílice o tierras diatomeas. Adicionalmente la zeolita tiene unas propiedades fisicoquímicas que le permiten eliminar contaminantes disueltos en el agua.

### **5.3.2. Zeolita Tratada**

Zeolita acondicionada con  $\text{FeCl}_3$  a una concentración de 0.5 molar.

### **5.3.3. Agrobonos HP D-Tox AF**

#### **Premezcla mineral con acción Detoxificante Especifica**

HP D-Tox AF es una Premezcla mineral que en sus componentes incluye ingredientes que contribuyen de manera importante en la salud de los animales, sobre todo los que se encuentran en explotaciones intensivas ya sea de producción de carne, leche o pie de cría. Fabricado por DCM Nutrición & Pharma SA DE CV.

### **5.3.4. HP-H.R.**

#### **Ruminal Health**

HP Ruminal Health es un suplemento a bases minerales alcalinizantes, probióticos, Enzimas, Aminoácidos, Detoxificadores y protectores Hepáticos, así como de promotores de consumo. Su formulación está enfocada a tratar de manera sistémica los problemas de acidosis subaguda y aguda, en cuanto a vertientes básicas:

## Neutralización de la acidosis y estabilización del PH Ruminal

Se utiliza aminosilicatos como la clinoptilolita Cálctica y la montmorillonita. Que aparte de servir como neutralizante del pH Ruminal, también funciona como absorbente de amonía y secuestrante de micotoxinas. Carbonatos de calcio y Potasio, así como oxido de magnesio como neutralizadores de pH.

### 5.4. PREPARACION DE LA ZEOLITA

#### 5.4.1. Preparación de la zeolita Natural

La zeolita fue lavada con agua destilada para eliminar partículas muy finas y se secó en la estufa aproximadamente un día para eliminar el resto de agua.

#### 5.4.2 Preparación de la zeolita tratada

La zeolita fue lavada con agua destilada para eliminar partículas muy finas. Posteriormente se mezcló la zeolita cribada más la lavada y se dejó en la estufa por un día a que se evaporara el agua y quedaran solamente las moléculas de  $\text{FeCl}_3$  adherido a la zeolita. Se secó en la estufa para eliminar el resto de agua.

### 5.5. Calculo de la concentración molecular del Cloruro Férrico

La Zeolita fue tratada con  $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  a una concentración de .5 Molar

Para calcular la cantidad necesaria de  $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  que necesita para preparar .5 Lt de disolución que contenga .5 molar de  $\text{FeCl}_3$  puro. Se realizó el siguiente procedimiento:

$$R = (.5 \text{ m/Lt}) (.5 \text{ Lt}) 0.25 \text{ moles}$$

Peso molecular de:

$$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O} = 270.88$$

$$\text{FeCl}_3 = 162.204$$

$$n = \frac{m}{Pm}$$

$$m = n \cdot Pm$$

$$R = (0.25 \text{ m}) (162.204)$$

$$= 40.551 \text{ FeCl}_3$$

Aplicando el factor gravimétrico de la sal hidratada se procedió de la siguiente forma:

$$\text{g FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O} = \text{g FeCl}_3 \times \frac{\text{PM FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}}{\text{PM FeCl}_3}$$

$$40.551 \times \frac{270.88}{162.204} = 67.572 \text{ g FeCl}_3$$

## 5.6. COLUMNAS UTILIZADAS

El agua utilizada en las columna se preparó en una concentración de .5 ppm en 24 litros de agua (esta solución se preparó a partir de una solución madre de 1000 ppm. Los metales utilizados para preparar la solución fueron As, Pb.

- Se diluyeron 12 ml de cada solución patrón en 24 litros de agua destilada
- Se utilizaron 12 columnas en la que se agregó 10 gr. de cada tratamiento evaluado en dos litros de agua.
- Se retuvo durante 5 minutos, y posteriormente se extrajo el líquido abriendo las válvulas correspondientes
- Después de obtener la solución en recipientes de plástico, previamente identificados se determinó el PH y Conductividad Eléctrica.

## 5.7. ANALISIS DE METALES PESADOS

- Para determinar las concentraciones de metales pesados se coloca 100 ml de muestra en vaso de precipitado de 250 ml (12 muestras).
- Ya que no presentaron turbiedad se aplicó 1 ml de ácido Nítrico, Se evaporaron hasta un volumen de 20 ml.
- Se almacenaron en recipientes de vidrio previamente etiquetados con el número de tratamiento, Repetición y Volumen de solución.

## 5.7. Parámetros a evaluar

Se determinaron los siguientes parámetros en cuanto a las propiedades físicas y químicas del agua: P.H., C.E., Arsénico y Plomo.

### 5.7.1. Equipo Utilizado Para determinar Plomo

Se llevó a cabo el análisis con un equipo de absorción atómica “Perkin-Elmer Modelo 2380” utilizando lámparas de cátodo hueco. Para determinar la concentración de Plomo en ppm se utilizó la siguiente ecuación:

$$\text{ppm Pb} = \frac{\text{Lectura de absorcion Atomica} \times \text{Vol. final al que se llevó la muestra}}{100 \text{ ml}}$$

### 5.7.2 Equipo utilizado para determinación del Arsénico

Se utilizó un equipo de absorción atómica equipado con Generador de Hidruros proporcionado por el centro de investigaciones biomédicas de la Universidad Autónoma de Coahuila.

### 5.7.3. Equipo para determinar el PH y la C.E.

El PH se midió con el Potenciómetro marca Thermo Orión Modelo 420 A y la Conductividad con un conductivímetro Modelo 162 Orión.

## VI. RESULTADOS Y DISCUSION

Los resultados del análisis fisicoquímico del agua una vez aplicado los tratamientos evaluados se presentan en el cuadro 1.

**CUADRO 1: Resultados del análisis fisicoquímico del agua**

TRATAMIENTOS	PH REPETICIONES				C.E ( $\mu$ S/cm) REPETICIONES			
	1	2	3	$\bar{X}$	1	2	3	$\bar{X}$
ZEOLITA NATURAL	3.28	3.22	3.33	3.27	259	268	252	259.66
ZEOLITA ACONDICIONADA	2.59	3.05	2.56	2.73	2110	495	2280	1628.33
AGROBONOS	6.26	7	6.57	6.61	508	1454	637	866.33
H.R.	4.55	4.24	3.56	4.11	232	239	228	233

En el cuadro 1 se observa que en cuanto al PH existió una gran variación por efecto de los tratamientos, ya que el PH oscilo entre 2.73 y 6.61. En el caso de la Zeolita Acondicionada presentó el PH más bajo por el efecto del acondicionamiento con el Cloruro Ferruco y el Agrobonos que es un producto comercial debido a los elementos que lo constituyen.

Los resultados obtenidos en el presente proyecto de investigación se muestran en seguida. En el cuadro 2 se presentan las concentraciones de Arsénico en mg/L de los tratamientos evaluados.

**CUADRO 2: Resultados obtenidos en los diferentes tratamientos evaluados para la concentración de Arsénico (ppm).**

TRATAMIENTOS	REPETICIONES			$\bar{X}$ (mg/L)
	1	2	3	
ZEOLITA NATURAL	0.409	0.381	0.404	0.398
ZEOLITA ACONDICIONADA	0.147	0.166	0.173	0.162
AGROBONOS	0.395	0.395	0.388	0.39266667
H.R.	0.225	0.321	0.158	0.23466667

En la comparación de medias de tratamiento en Arsénico indica que la Zeolita natural con Agrobonos son iguales en forma significativa, y el H.R. es diferente de la Zeolita Acondicionada, estos mismos tratamientos son diferentes en forma significativa de Zeolita Natural y Agrobonos. Se define que el mejor tratamiento es la zeolita acondicionada con cloruro férrico, ya que retuvo más cantidad de arsénico que los demás y se observa que el peor tratamiento es la Zeolita natural en seguida los Agrobonos, porque solo retuvieron una mínima cantidad de arsénico.

Los límites máximos permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización en cuanto a Arsénico es de 0,025 NOM-127-SSA1-1994). Por lo tanto, los resultados que se observan en el cuadro 2, Ninguno de los tratamientos cumplen con la norma, solo se observa que el tratamiento que más se acercó a lo establecido en la norma es la zeolita acondicionada con Cloruro Férrico ya que este fue el que más arsénico adsorbió en comparación a los demás tratamientos. Los tratamientos que menos Arsénico adsorbieron fueron la zeolita natural y el Agrobonos.

Los Límites máximos permisibles para aguas de consumo humano y uso doméstico, que únicamente requieren tratamiento convencional. Es de 0.010mg/L de arsénico (EPA). En el cuadro 2 se observa que ninguno de los tratamientos evaluados cumple con esta norma. Igual que en el caso anterior la Zeolita Acondicionada es la que más se acerca al límite máximo permisible.

Se realizó un análisis de varianza para determinar la diferencia de estadística entre los tratamientos evaluados, estos resultados se muestran en el cuadro 3.

**CUADRO 3: Resultados del Análisis de Varianza en los tratamientos evaluados**

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SC</b>	<b>CM</b>	<b>FC</b>	<b>Significancia</b>
<b>Tratamiento</b>	3	0.12088533	0.04029511	22.57	0.0003
<b>Error</b>	8	0.01428533	0.00178567		
<b>Total</b>	11	0.13517067			

**R<sup>2</sup> = 0.894316**

**C.V. = 14.11709**

**Media General As = 0.29933333**

En el cuadro 3 podemos observar que conforme al Análisis de varianza realizado los tratamientos son diferentes en forma significativa y que dichos tratamientos explican el 89 % de la variación de las muestras de agua en cuanto contenido de Arsénico. El coeficiente de variación del 14 % indica decir que el experimento se hizo de una forma adecuada.

En el cuadro 4 se presentan los resultados promedios obtenidos en la retención de Plomo por los tratamientos evaluados

**CUADRO 4: Resultados obtenidos en la retención de Plomo por los tratamientos estudiados.**

Tratamientos	REPETICIONES			$\bar{X}$ (mg/L)
	1	2	3	
ZEOLITA NATURAL	0.11	0.09	0.07	0.09
ZEOLITA ACONDICIONADA	0.43	0.37	0.44	0.41333333
AGROBONOS	0.07	0.1	0.08	0.08333333
H.R.	0.06	0.05	0.06	0.05666667

En el cuadro anterior se observa que el tratamiento con Zeolita Acondicionada es diferente en forma altamente significativa de los demás tratamientos evaluados, el Agrobonos y el H.R. Son iguales estadísticamente, sin embargo se observa que el mejor tratamiento es el H.R. seguido por el Agrobonos en cuanto a la retención de plomo. De acuerdo a la NOM-127-SSA1-1994 el límite máximo permisible para el plomo es de 0.01 mg/L

En relación al plomo, los límites máximos permisibles para aguas de consumo humano y uso doméstico establecido en la EPA es de 0.015 mg/l. de tal manera que el tratamiento H.R. es el que se acerca en promedio al límite máximo permisible por lo que se puede decir que es el tratamiento que más adsorbió el Plomo, por el contrario el tratamiento que menos Plomo adsorbió fue la Zeolita Acondicionada. Estos resultados coinciden con lo reportado por el Sancey B. *et al.* 2011. Los cuales mencionan que utilizando materiales adsorbentes como el almidón redujeron la concentración de Plomo por debajo de los límites máximos permitidos por la ley, sin embargo, ellos probaron con tiempo de retención de 60 minutos, y en el presente trabajo fue de 5 minutos.

En el cuadro 5 se presentan los resultados del análisis de varianza para la adsorción del plomo

**CUADRO 5: Resultados del análisis de varianza para el Plomo**

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SC</b>	<b>CM</b>	<b>FC</b>	<b>Significancia</b>
<b>Tratamiento</b>	3	0.25689167	0.08563056	163.11	0.0001
<b>Error</b>	8	0.00420000	0.00052500		
<b>Total</b>	11	0.26109167			
<b>R<sup>2</sup> = 0.98314      C.V. = 14.24635      Media General de Pb = 0.16083333</b>					

En el cuadro anterior se observar que conforme al Análisis de varianza realizado los tratamientos son diferentes en forma significativa y que dichos tratamientos explican el 98 % de la variación de las muestras de agua en cuanto contenido de Plomo. El coeficiente de variación del 14 % indica que el experimento se hizo de una forma adecuada.

Así mismo se realizaron correlaciones para determinar la relación que existe entre la concentración de los metales pesados evaluados y las propiedades químicas del agua, esto se presenta en el cuadro 6.

**CUADRO 6: Resultados de las correlaciones realizadas de los parámetros evaluados**

Variable dependiente	Variable independiente	significancia	R <sup>2</sup>	r <sup>2</sup>	Modelo y= a+b(x)
As	C.E	0.1704	0.1791	0.4232	As=0.345462-0.000061766(C.E)
Pb	C.E	0.002	0.5963	0.7722	Pb =0.043650+0.000157(C.E)
As	P.H	0.0563	0.3177	0.5636	As= 0.13369+0.039553(P.H)
Pb	P.H	0.0002	0.2983	0.5461	Pb= 0.383906-0.053314(P.H)

La correlación de los parámetros evaluados indica que entre el Arsénico y la Conductividad eléctrica no hay una relación ya que r<sup>2</sup> tiene un valor del 17%, Sin embargo para el caso del PH la r<sup>2</sup> aumenta al 31 %. Para el caso del Plomo la Conductividad eléctrica es la que correlacionó en una mayor proporción con un 59%.

## VII. CONCLUSIONES

A continuación se presentan las principales conclusiones obtenidas en el desarrollo del presente trabajo de investigación.

- 1.- El mejor tratamiento para adsorber Arsénico del agua fue la zeolita acondicionada con cloruro férrico.
- 2.- El mejor tratamiento para adsorber y retener el plomo del agua fue H.R. (Ruminal Health).
- 3.- El tratamiento Zeolita Acondicionada con cloruro Férrico disminuyó un 67.6 % de la concentración de Arsénico del agua estando arriba de los límites máximos permisibles de en la NOM-127-SSA1-1994. (0.025 mg/L). y de la EPA. (0.010mg/L).
- 4.- El tratamiento H.R. (Ruminal Health). Disminuyo el 90 % de la concentración inicial de plomo en el agua estando cerca en promedio a los límites máximos permisibles de la NOM-127-SSA1-1994 (0.01mg/L) y la EPA (0.015mg/L).

## VIII. BIBLIOGRAFIA

1. Agencia Europea del Medio Ambiente (AEMA), 2007. Europe's environment the fourth assessment. State of the environment report 1/2007. Copenhagen, Dinamarca. Disponible en línea: <http://www.eea.europa.eu>. Fecha de acceso: 11 de enero de 2010.
2. Agencia Europea del Medio Ambiente (AEMA), 2003. Europe's water: an indicatorbases assessment. Topic report 1/2003. Copenhagen, Dinamarca. Disponible en línea: <http://www.eea.europa.eu>. Fecha de acceso: 15 de enero de 2010
3. Alfaro de la Torre M. y Tessier A. 1993. Adsorción de Arsénico, Cobre y Plomo sobre los componentes de sedimentos acuáticos oxidados naturales., Aplicabilidad en Modelos de Adsorción. Memorias del IX Congreso Nacional AIDIS.11-13.
4. Alloway, B. J. and Ayres, D. C. (1998). Chemical principles of environmental pollution. Publisher, Stanley Thorens Ltd. 395.
5. Auge, Miguel, Agua subterránea. Deterioro de calidad y reserva, Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Departamento de Ciencias Geológicas. Catedra de Hidrogeología, Universidad de Buenos Aires, 2006.
6. Baker, A.J.M. 1981. Accumulators and excluders strategies in the response of plants to heavy metals. Journal Plant Nutrition, 3:643-654.
7. Balderas S.J., y Guijardo G.M.M.,(2009). Problemática ambiental en la Región Lagunera. Disponibilidad, Extracción y calidad del agua. CIENCIACIERTA. No. 17.
8. Barceló, J. and Poschenrieder, C. 2003. Phytoremediation: principles and perspectives. Contributions to Science 2(3): 333-344. Institutd'Estudis Catalans, Barcelona.

9. Brooks, R.R., Lee, J., Reeves, R.D. and Jaffré, T. 1977. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *Journal Geochemical Exploration*, 7: 49-57.
  
10. Calow, P. 1993. *Handbook of ecotoxicology*. Vol. I. 478 p. Blackwell Science Ltd., London, England.
  
11. Carman, C.M.I., Xian-Dong, L., Gan Zhang, Onyx, W.H.W., Yok-Sheung L., 2007. Trace metal distribution in sediments of the Pearl River Estuary and the surrounding coastal area, South China. *Environ. Pollut.* 147, 311-323.
  
12. Censi, P., Spoto, S.E., Saiano, F., Sprovieri, M., Mazzola, S., Nardone, G., Di Geronimo, S.I., Punturo, R., Ottonello, D. (2006). Heavy metals in coastal water Systems. A case study from the northwest gulf of Thailand. *Chemosphere*, 64, 1167-1176.
  
13. Cheng S., Grosse W., Karrenbrock F., Thoennesen M. (2002). Efficiency of constructed wetlands in decontamination of water polluted by heavy metals. *ELSIEVER*.317-319.
  
14. De Temmerman L., Ruttens A., y Waegeneers N. (2012). Impact atmospheric depositon of as, cd Pb on their concentration in carrot and celeriac. *Environmental Pollution*. ELSEVIER. Vol. 166, page. 187-195.
  
15. Del Razo, L.M., Arellano, M.A. and Cebrián, M.E. 1990. The oxidation states of arsenic in well water from a chronic arsenicism area of northern Mexico. *Environmental Pollution*, 64:143-153.
  
16. DOCE (2001) Reglamento CE 466/2001 de la Comisión por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios. DOCE, 16 marzo 2001 L77/1- 13.

17. Duffus JH . "metales pesados" - un término sin sentido . Química Pura y Aplicada. 2002; 74:793-807.
18. Ecopives. 1999. Que es la contaminación. [En línea] <http://www.ecopibes.com/problemas/contaminacion/que.html>. Consultado el 30 de septiembre de 2012.
19. Fernández A., Ternero M., Barragán F. y Jiménez J. (2000). An approach to characterization of sources of urban airborne particles through heavy metal speciation. Chemosphere - Global Change Science 2, 123-136.
20. Foster, Stephen et al., Protección de la calidad del agua subterránea. Guía para empresas de agua, autoridades municipales y agencias ambientales, Washington D.C., Banco Mundial, 2002.
21. Foster, Stephen y Ricardo Hirata, Determinación del riesgo de contaminación de aguas subterráneas. Una metodología basada en datos existentes, 2<sup>da</sup> edición, Lima, Perú, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, Organización Mundial de la Salud. Programa de Salud Ambiental, 1991.
22. Gadzala-Kopciuch, R., Berecka, B., Bartoszewicz, J. and Buszewski, B., (2004). Some Considerations about Bio indicators in Environmental Monitoring. Polish Journal of Environmental Studies, 13 (5) , 453-462
23. ICLAM (2004). Evaluación de la calidad del aire en los municipios Maracaibo, San Francisco y Paéz. Niveles y Tendencias. 1995-2003. Estado Zulia. Venezuela.
24. Imperato M., Adamo P., Naimo D., Arienzo M., Stanzione D. y Violante P. (2003). Spatial distribution of heavy metals in urban soils of Naples. City (Italy). Environ. Pollut. 124, 247-256.

25. Ito A., Miura J., Ishikawa N., y Umita T., (2012). Biological oxidation of arsenite in synthetic groundwater using immobilized bacteria. *Water Research*. ELSEVIER. Edition 15, Vol.46. page. 4825-4831.
  
26. Jæger, I., Hop, H., Gabrielsen, G.W., (2009). Biomagnification of mercury in selected species from an Arctic marine food web in Svalbard. *Sci. Total Environ.* 407, 4744-4751.
  
27. Kabata-Pendias, A. 2000. Trace elements in soils and plants. Third Edition. CRC Press, Inc. Boca Raton. USA. pp. 365, 413.
  
28. Kanematsu M., young T.M., Fukushi K., Green P.G., Darby J.L. (2012). Individual and combined effects of water quality and empty bed contact time on As (v) removal by a fixed-bed iron oxide adsorber: implication for silicate pre-coating. *Water Research*. ELSEVIER. Edicion 16, Vol.46, pag.5061-5070.
  
29. Kim HA. , Lee KY., Lee BT., Kim So., y Kim KW.(2012). Comparative study of simultaneous removal of As, Cu, and Pb using different combination of electro kinetics with bioleaching by *Acidithiobacillus ferrooxidans*. *Water Research*. ELSEVIER. Edition 12, vol. 46 page. 5591-5599.
  
30. Kurt-Karakus PB. (2012). Determination of heavy metals in indoor dust from Istanbul, turkey: estimation of the health risk. *Environment international*. ELSEVIER. Vol.50, 47-55.
  
31. Li G., Sun GX. Williams PN. Nunes L., Zhu YG. (2011). Inorganic arsenic in Chinese food and its cancer risk. *Environmental International*. ELSEVIER. Edition 7 vol. 37, pag.1219-1225.
  
32. Lambert O., M.Piroux, S. Puyo, C.Thorin, M. Larhantec, F. Delbac, H. Pouliquen. (2012). Bees honey and pollen as sentinels for lead environmental contamination. *Environmental pollution*. ELSEVIER. Vol. 170, pag. 254-259.
  
33. Lester N. J. 1987. Heavy metals in Wastewater and sludge Treatment Processes. Sources, Analysis and Legislation. CRC Press. 1:31-33.

34. Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA). Publicado en el Diario Oficial de la Federación el 6 de abril de 2010. pp.59.
35. Li Sheng Q., Chen X., Luo X., Cui Z., Shi L, Wang L., y. Liu YN. (2012). the phytoavailability of heavy metals in tidal flat soils after fresh water leaching. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. ELSEVIER. Vol.79. pp.22-27.
36. Li Sheng Q., Chen Y., Fu H., Cui Z., Shi L, Wang L., y. Liu ZF. (2012). Health risk of heavy metals in food crops grown on reclaimed tidal flat soil in the Pearl River estuary, china. *Journal of Hazardous Materials*. ELSEVIER. Vol. 227-228 pp. 148-154.
37. Lopez, F.J.S., García, M.D.G., Morito, N.P.S., Vidal, J.L.M., 2003. Determination of heavy metals in crayfish by ICP-MS with a microwave-assisted digestion treatment. *Ecotoxicology. Environ. Saf.* 54, 223–228.
38. Lucho, C.A., Álvarez, M., Beltrán, R.I., Prieto, F. and Poggi, H. 2005a. A multivariate analysis of the accumulation and fractionation of major and trace elements in agricultural soils in Hidalgo State, Mexico irrigated with raw wastewater. *Environmental International*, On Line: 0160-4120-D 2004 doi:10.1016/j.envint.2004.08.002.
39. Mahler, R.L. 2003. General overview of nutrition for field and container crops. In: Riley, L. E.; Dumroese, R. K.; Landis, T. D. Tech Coords. National Proceeding: Forest and Conservation Nursery Associations. 2003 June 9-12; Coeur d`Alene, ID; and 2003 July 14-17; Springfield, IL. Proc. RMRS-P-33.
40. Maria R. 2009 “Contaminación y purificación del agua”
41. Martin, C.W. 2000. Heavy Metals Trends in Floodplain Sediments and Valley Fill. *Catena* 39, 53-68.

42. Michel, Suzanne y Carlos Graizbord, Los ríos urbanos de Tecate y Tijuana: Estrategias para ciudades sustentables, San Diego, California, Institute for Regional Studies of the Californias, San Diego State University, 2002, pp. 9-31.
43. Mishra A., y Malik A., (2012). Simultaneous bioaccumulation of multiple metals from electroplating effluent using *Aspergillus lentulus*. Water Research. ELSEVIER. Edición 16 Vol. 46. Pag. 4991-4998.
44. Nałęcz-Jawecki, G. y J. Sawicki. 1998. Toxicity of inorganic compounds in the spirotax test: a miniaturized version of the Spirostomum ambiguum test. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 34(1): 1-5. En: AQUIRE (Aquatic toxicity Information Retrieval) database. U.S. Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Effects.
45. NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-127-SSA1-1994, "salud ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización".
46. Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE), 2005. Progress on implementing the Almaty Guiding Principles for the Reform of the Urban Water Supply and Sanitation Sector in EECCA. ENV/EPOC/EAP/WSS (2005)2.
47. Peredo-Núñez E. 2010. "Contaminación del agua en la región del Maule y Biobío" RIAT. 6: 61-65.
48. Pineda, H.R. 2004. Presencia de Hongos Micorrízicos Arbusculares y Contribución de *Glomus intraradices* en la Absorción y Translocación de Cinc y Cobre en Girasol (*Helianthus Annuus* L.) Crecido en un Suelo Contaminado con Residuos de Mina. Tesis para Obtener el Grado de Doctor en Ciencias Universidad de Colima. Tecoman, Colima.
49. Prieto, F., Báez, A.O. Scoot, W., Gaytán, J. C. and Zúñiga, A. 2006. Acumulación, toxicidad y teratogénesis provocada por presencia de arsénico en aguas en el pez cebrá (*Danio rerio*). Revista AquaTIC, Revista científica de la Sociedad Española de Acuicultura. 24: 72-85.

50. Rosa, C.E.V., Sierra, M. And Radetski, C.M. 1999. Use of plant tests in the evaluation of textile effluent toxicity. *Ecotoxicology Environmental Research*, 2:56-61.
51. Sancey B., Trunfio G., Charles J., Minary JF., Gavaille S., Badot PM., y CriniG.(2011). Heavy metal removal from industrial effluents by sorption on cross-linked starch: chemical study and impact on water toxicity. *Journal of Environmental Management*. ELSEVIER, Edición 3, Vol. 92, pag. 765-772.
52. Saskia C. Zee V., Harssema H. y Brunekreef B. (1998). Characterization of particulate air pollution in urban and non-urban in the Netherlands. *Atmos. Environ.* 32, 3717-3729.
53. Shiklomanov I. A. 2000. "Appraisal and Assessment of World Water Resources". *Water International*, 25: 11-18.
54. Simonovic S.P. 1999. "Tools for Water Management One View of the Future". *Water International*. 25: 76-80.
55. Spain, A. 2003. Implications of Microbial Heavy Metals Tolerance in the Environment. *Reviews in Undergraduate Research*, 2:1-6.
56. Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Stensel, H.D., 2003. *Wastewater Engineering: treatment and Reuse/Metcalf & Eddy, Inc., 4<sup>a</sup> edition, McGraw-Hill, New York.*
57. Toledo A. 2010. "El agua en México y el mundo". *Gaceta ecológica* 64: 9
58. U.S. Environmental Protection Agency (1998) Arsenic, Freshwater Human Health Criterio for fish consumption. [www.epa.gov](http://www.epa.gov)

59. U.S. Environmental Protection Agency, Reglamento Nacional Primario de Agua Potable en Arsénico. contaminantes del agua potable EPA EE.UU.htm mayo 2013.
60. U.S. Environmental Protection Agency. A Quick Reference Guide for Schools and Child Care Facilities that are regulated under the Safe Drinking Water Act. Mayo 2013.
61. Villar CA, Gómez SE, Bentos CA (2000). Lethal Concentration of Cu in the Neotropical Fish *Cnesterodon decemmaculatus* (Pises, Cyprinodontiformes). Bull Environ Contam Toxicol 65:465-469
62. Weibel S.R., Anderson J.R. y Woodward R.L. (1979). Relationship of microbial indicator to health at marine beaches. Am. J. Publ. Health 69, 690-696.
63. WHO. 1992. Arsenic and Arsenic Compounds. Environmental Health Criteria 224.
64. WHO. 1995. Inorganic lead. Environmental health criteria 165.
65. WHO (1989) Evaluation of certain food additives and contaminants. 33 report of the joint FAO/WHO expert committee on food additives. Technical Report series 776 (WHO, Genève).
66. Yamani J.S., Miller S.M., M.L. Spaulding., y J.B. Zimmerman. (2012). Enhanced arsenic removal using mixed metal oxide impregnated chitosan beads. Water Research. ELSEVIER. Edición 14, vol.46, pp.4427-4434.
67. Yang Q.W., Xu Y., Liu S.J., El J.F. Largo FY. (2011). the concentration and the potential health risk of heavy metals in vegetables market in Chongqing, China. Ecotoxicology and Environmental Safety. ELSEVIER. VOL.74 NUM.6 pp1664-1669.

68. Yoshinaga Pereira, Sueli y Geroncio Albuquerque Rocha, "Recursos hídricos". En: Repetto L., Fernando y Claudia Karez C. (Editores), II Curso Internacional de Aspectos Geológicos de Protección Ambiental, Campinas, SP- Brasil, Oficina Regional de Ciencia de la UNESCO para América Latina y el Caribe, 2002 pp 138-178.
69. Yousuf M., Mollah A., Robert Schennach J., Parga R., David L. 2001. Electrocoagulation (EC)—science and applications. *Elvieser*. 29-31.
70. Zaccheo, P., Cabassi, G., Ricca, G., Crippa, L., 2002. Decomposition of organic residues in soil: experimental technique and spectroscopic approach. *Organic Chemistry* 33, 327–345.
71. Zhang, Y., Banks, C., 2006. A comparison of the properties of polyurethane immobilized *Sphagnum* moss, seaweed, sunflower waste and maize for the biosorption of Cu, Pb, Zn and Ni in continuous flow packed columns. *Water Res.* 40, 788–798.