



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
CUAUTITLÁN

DETERMINACIÓN DE CROMO Y PLOMO POR EL
METODO DE ESPECIACIÓN QUÍMICA EN LOS
SEDIMENTOS DEL LAGO DE GUADALUPE,
UBICADO EN EL MUNICIPIO DE CUAUTITLÁN
IZCALLI, ESTADO DE MÉXICO.

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERO QUÍMICO

PRESENTA:

PABLO ANDRÉS MEDRANO PÉREZ

ASESOR: M. en C. MARÍA DE JESÚS CRUZ ONOFRE.



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES CUAUTITLÁN
UNIDAD DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR
DEPARTAMENTO DE EXÁMENES PROFESIONALES**

ASUNTO: VOTO APROBATORIO

**M. EN C. JORGE ALFREDO CUÉLLAR ORDAZ
DIRECTOR DE LA FES CUAUTITLÁN
PRESENTE**

**ATN: M. EN A. ISMAEL HERNANDEZ MAURICIO
Jefe del Departamento de Exámenes
Profesionales de la FES Cuautitlán.**

Con base en el Reglamento General de Exámenes, y la Dirección de la Facultad, nos permitimos a comunicar a usted que revisamos el: Trabajo de Tesis

Determinación de Cromo y Plomo por el Método de Especiación Química en los Sedimentos del Lago de Guadalupe, ubicado en el Municipio de Cuautitlán Izcalli, Estado de México

Que presenta el pasante: Pablo Andrés Medrano Pérez
Con número de cuenta: 304642999 para obtener el Título de: Ingeniero Químico

Considerando que dicho trabajo reúne los requisitos necesarios para ser discutido en el **EXAMEN PROFESIONAL** correspondiente, otorgamos nuestro **VOTO APROBATORIO**.

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPÍRITU"
Cuautitlán Izcalli, Méx. a 22 de Mayo de 2014.

PROFESORES QUE INTEGRAN EL JURADO

	NOMBRE	FIRMA
PRESIDENTE	<u>Dr. José de Jesús Pérez Saavedra</u>	
VOCAL	<u>IQ. Graciela Ruth Delgadillo García</u>	
SECRETARIO	<u>M. en C. María de Jesús Cruz Onofre</u>	
1er. SUPLENTE	<u>Q. Sonia Rincón Arce</u>	
2do. SUPLENTE	<u>M. en I. Julio Cesar Morales Mejía</u>	

NOTA: los sinodales suplentes están obligados a presentarse el día y hora del Examen Profesional (art. 127).

Dedicatorias.

A mi madre, con todo mi cariño y admiración, por haber salido adelante ante todas las adversidades de la vida con la frente siempre en alto y por haberme sacado adelante. Gracias mamá.

A mis abuelos Alicia y Alberto; por todo su cariño. Donde quiera que estés abuelo; esta tesis es para ti, espero estés orgulloso de tu nieto.

A mis profesores, el Doctor Obaya, gracias por todas sus enseñanzas; al Doctor José de Jesús y la Profesora Sonia, por toda su paciencia, sus enseñanzas y dedicación, gracias por haberme demostrado que la Analítica es una materia fascinante. A las profesoras Verónica, Dalía, Angélica, gracias profesoras por toda su paciencia; a la profesora Maru Eugenia y al Doctor Franco, muchas gracias por todas sus enseñanzas. Todos ustedes son profesores que ponen en alto el nombre de la universidad.

A mis demás profesores, a la profesora Rocío, Karina, Guadalupe Franco, Alejandra Pozos, Doctor Amaya. Al Doctor Paramont, profesor muchas gracias por todo; a la Profesora Malena, profesora estaré eternamente agradecido por todos sus consejos y enseñanzas.

A mi asesora de tesis y profesora de carrera, la M. en C. María de Jesús Cruz Onofre; muchas gracias profesora por haberme dado esta gran oportunidad, gracias por la confianza de haberme dado un tema completamente nuevo para mí, gracias por toda su dedicación durante toda la carrera. A la Dra. Aurora Armienta, por su colaboración en la realización de esta tesis.

A Jeremi, gracias por enseñarme que la vida se vive al máximo, gracias por toda tu confianza, afecto y respeto; a mis amigos de la carrera, a El niño; Rosendo, muchas gracias por demostrarme que todo se puede, gracias por tu amistad y confianza y por enseñarme que la amistad es algo invaluable; a David, muchas gracias por brindarme tu amistad y confianza; gracias por todos esos buenos momentos que pasamos dentro y fuera de la universidad, por todas nuestras pata aventuras, sabes que puedes contar conmigo para lo que sea.

A mi padre de sangre Hugo López; gracias por enseñarme que la constancia y la disciplina son valores únicos en la vida, gracias por demostrarme que el no puedo no existe y que siempre hay que llegar más alto y más lejos. A ti Uriel, muchas gracias por estar siempre ahí, gracias por considerarme como un hermano y sobretodo gracias por tu apoyo y confianza incondicional y por todos esos momentos en los que no paramos de reír.

A Claudia Monroy, por toda su paciencia, confianza y buenos consejos. A Nieves y Gisela, por tantos años que llevo de conocerlas.

Y muy especialmente a ustedes, Dani y mi entrenador en jefe Francisco Ernesto. Ustedes me han demostrado el verdadero significado de la amistad, de la confianza, del apoyo, del cariño y del respeto; ustedes se han convertido en una parte muy especial de mi vida, así como ustedes me han apoyado en las buenas y en las malas, quiero que sepan que ese sentimiento es más que mutuo; los quiero mucho y gracias por dejarme formar parte de su vida.



1. Introducción.
2. Objetivos.
 - 2.1. Objetivo general.
 - 2.2. Objetivo particulares.
 - 2.2.1. Objetivo particular uno.
 - 2.2.2. Objetivo particular dos.
3. Antecedentes.
 - 3.1. La importancia del agua.
 - 3.2. Aguas residuales.
 - 3.2.1. Aguas residuales municipales.
 - 3.2.2. Aguas residuales industriales.
 - 3.2.2.1. Aguas negras.
 - 3.2.2.2. Aguas grises.
 - 3.2.2.3. Aguas negras industriales.
 - 3.2.3. Características químicas de las aguas residuales.
 - 3.2.3.1. Proteínas.
 - 3.2.3.2. Carbohidratos.
 - 3.2.3.3. Lípidos.
 - 3.2.4. Características físicas de las aguas residuales.
 - 3.2.4.1. Temperatura.
 - 3.2.4.2. Turbidez.
 - 3.2.4.3. Color.
 - 3.2.4.4. Olor.
 - 3.2.5. Características biológicas de las aguas residuales.
 - 3.2.5.1. Bacterias.
 - 3.2.5.2. Virus.
 - 3.2.5.3. Algas.
 - 3.2.5.4. Protozoarios.
 - 3.2.5.5. Hongos.
 - 3.3. Origen de los metales pesados en agua.
 - 3.4. Contaminación de aguas superficiales por metales pesados.
 - 3.5. Toxicidad y bioacumulación de metales pesados.
 - 3.5.1. Factores abióticos.
 - 3.5.1.1. Factores inherentes al metal.
 - 3.5.1.1.1. Naturaleza del metal.
 - 3.5.1.1.2. Estado molecular específico.
 - 3.5.1.1.3. Tiempo de permanencia.
 - 3.5.1.2. Factores fisicoquímicos – ambientales.
 - 3.5.1.2.1. pH (Potencial de hidrógeno).
 - 3.5.1.2.2. Potencial redox.

- 3.5.1.2.3. Iones inorgánicos.
 - 3.5.1.2.4. Minerales de arcilla e hidróxidos metálicos.
 - 3.5.1.2.5. Temperatura.
 - 3.5.1.2.6. Materia orgánica.
 - 3.5.1.2.7. Sustancias húmicas y fúlvicas.
 - 3.5.1.3. Factores bióticos.
 - 3.6. Especiación química de metales.
 - 3.7. Metales pesados y aguas residuales.
 - 3.7.1. Clasificación de metales pesados.
 - 3.7.1.1. Oligoelementos o elementos traza.
 - 3.7.1.2. Metales pesados sin función biológica.
 - 3.8. Plomo.
 - 3.8.1. Fuentes de contaminación de plomo.
 - 3.8.1.1. Industria.
 - 3.8.1.2. Agua.
 - 3.8.1.3. Fuentes antropogénicas.
 - 3.9. Cromo.
 - 3.9.1. Fuentes de contaminación de cromo.
 - 3.9.1.1. Industria.
 - 3.9.1.2. Agua.
 - 3.10. Sedimentos.
 - 3.10.1. Fracción intercambiable.
 - 3.10.2. Fracción sorbida.
 - 3.10.3. Fracción orgánica.
 - 3.10.4. Fracción carbonatada.
 - 3.10.5. Fracción sulfurada.
 - 3.11. Formas químicas de los metales pesados en sedimentos.
 - 3.11.1. Formas químicas del cromo en sedimentos.
 - 3.11.2. Formas químicas del plomo en sedimentos.
- 4. Materiales y métodos.
 - 4.1. Descripción del sistema estudiado.
 - 4.2. Programa de muestreo.
 - 4.3. Metodología experimental.
 - 4.3.1. Reactivos.
 - 4.3.2. Material.
 - 4.3.3. Equipo.
 - 4.3.4. Extracción química secuencial.
 - 4.3.4.1. Primera extracción.
 - 4.3.4.2. Segunda extracción.
 - 4.3.4.3. Tercera extracción.
 - 4.3.4.4. Cuarta extracción.

4.3.4.5. Quinta extracción.

4.3.4.6. Sexta extracción.

5. Resultados y discusión.
6. Conclusiones.
7. Referencias.



1. Introducción.

En México, el problema de la contaminación por metales pesados es una situación de gran importancia, ya que se ven afectados principalmente los sectores ambientales y de salud. Los efectos que provocan los metales pesados a corto y a largo plazo son severos; por el lado del sector salud, los principales afectados son los infantes, mientras que por el lado ambiental, se ven afectadas las cadenas alimenticias, provocando el efecto de bioacumulación de metales pesados entre los organismos de la misma cadena. Por lo que es necesario reducir esta contaminación para que futuras generaciones eviten padecer este grave problema.

En la actualidad hay infinidad de procesos químicos que descargan sus desechos a los sistemas acuíferos naturales, los principales metales que se encuentran en los desechos, por sólo mencionar algunos son: Cadmio (Cd), Cobre (Cu), Plomo (Pb), Mercurio (Hg), Arsénico (As). Estos metales se han agrupado en diferentes grupos: sustancias orgánicas, sustancias inorgánicas y sustancias radioactivas. El grupo que presenta una mayor dificultad en cuanto a su tratamiento es el grupo de las sustancias orgánicas e inorgánicas (CIECCA, DGUPC – SARH, 1978).

Antiguamente no era notoria la carga de contaminación, ya que no existían grandes asentamientos urbanos como los que hay hoy en día; sin embargo, conforme a crecido la mancha urbana, las cargas contaminantes han aumentado sobremanera, alterando el equilibrio ecológico.

Es bien sabido que hay contaminantes que son biodegradables, es decir, que conforme transcurre el tiempo, estos se desintegran; sin embargo, los metales pesados no poseen esta característica, ya que pueden permanecer en los mantos acuíferos por mucho tiempo en diferentes formas químicas, tales como: sulfatos, carbonatos, hidróxidos, nitratos, fosfatos, pirofosfatos, entre otras especies.

Una manera de determinar la forma química que hay de uno o de varios metales es mediante la especiación química; esta herramienta ayuda significativamente a determinar en qué forma está asociado el metal, es decir, si el metal está asociado a materia orgánica, inorgánica, entre otras formas, y de esta manera proceder a un respectivo tratamiento, para que el efecto contaminante disminuya y para el saneamiento de los mantos acuíferos.

Recientemente los sistemas de tratamiento de aguas residuales han asumido un papel importante en el ciclo hidrológico con una tendencia a incrementar el reuso del agua. En particular su capacidad para la remoción de metales pesados es de gran importancia en el mantenimiento de estándares de concentraciones de los mismos, en agua, para suministro de agua potable, agua para beber y agua para irrigación (Culp, 1980, OMS, 1984).



Lamentablemente México es uno de los países que más produce plomo y cromo en el mundo. El Plomo, bajo diversos compuestos, es usado en numerosos tipos de industrias y actividades; las más importantes son las industrias de las baterías, pigmentos para pinturas, alfarería, cables y productos químicos y anteriormente se usaba como antidetonante de las gasolinas. Mientras que el Cromo bajo diversos compuestos respectivamente, es usado igualmente en numerosos tipos de industrias; las más importantes son las industrias de las pinturas, productos químicos, aceros y obtención de aluminio.

Actualmente en México existen diferentes normas las cuales hablan sobre las especificaciones y límites máximos permisibles de los metales, así mismo, también se hace mención en cuanto a su peligrosidad, manejo y disposición. Sin embargo, no existe la suficiente información en cuanto al contenido de metales pesados en mantos acuíferos se refiere. Por lo que este trabajo de tesis representa una gran aportación a este tema.

Por lo tanto, es necesario recalcar la importancia del presente trabajo de tesis, ya que el Lago de Guadalupe del Estado de México se ve seriamente afectado por las industrias que circundan al mismo; estas industrias generan una gran cantidad de contaminantes que son vertidos al mismo Lago y estos desechos representan un gran riesgo para los seres vivos, como son plantas, animales y seres humanos.



2. Objetivos.

2.1. Objetivo General.

Determinar la concentración y formas químicas del Plomo y Cromo mediante la espectrofotometría de absorción atómica, utilizando el Método de Especiación Química en los sedimentos del Lago de Guadalupe, ubicado en el Municipio de Cuautitlán Izcalli, Estado de México, para conocer el grado y fuentes de contaminación que pueden existir en el ecosistema.

2.2. Objetivos Particulares.

- 2.2.1. Investigar las fuentes de contaminación que provocan los metales pesados en suelos, ríos y lagos.
- 2.2.2. Determinar la forma química de los metales pesados por el método de especiación química, mediante el análisis de resultados para plantear una posible solución y disminuir la posible contaminación al ecosistema estudiado.



3. Antecedentes.

3.1. La importancia del agua.

El agua es el único compuesto que existe en los tres estados de la materia (sólido, líquido y gas) a condiciones normales de temperatura y presión. Así mismo, el agua tiene la característica de que es utilizada como solvente en la mayoría de las actividades que realiza el ser humano: desde labores domésticas, asearse y sobre todo en los procesos industriales (refinerías, azucareras, plásticos, pinturas, cemento, alcohólica, fibras, textiles, alimentos, automotriz, minería, entre otros).

Por otro lado, el planeta está rodeado por tres cuartas partes de agua y no obstante el humano contiene la misma cantidad de agua. Tanto el planeta como los seres vivos necesitamos del agua para sobrevivir; así como las plantas necesitan del agua para poder llevar a cabo sus procesos fotosintéticos, mientras que los seres humanos necesitamos del agua para que nuestro cuerpo cumpla con sus respectivas funciones tanto a nivel celular como cerebral.

Así mismo, el planeta necesita de este vital compuesto, ya que el agua forma una parte fundamental en el ciclo hidrológico, haciendo que el agua pase por los tres estados de agregación de la materia, y de igual manera haciendo que los ciclos biogeoquímicos se lleven a cabo.

Dentro de las actividades agropecuarias, el agua se utiliza principalmente en los sistemas de riego y lavado con el fin de remover la suciedad de los campos y para eliminar desechos tanto orgánicos como inorgánicos.

El agua hace que la vida en la Tierra sea sostenible; sin este preciado recurso que por cierto es renovable, la vida sería imposible. Anteriormente, se pensaba que el agua era un recurso inagotable, pero debido al mal empleo, mal cuidado y mal administración, hoy en día este preciado recurso se está agotando; la explotación excesiva y descontrolada de los mantos acuíferos y el crecimiento descontrolado de la mancha urbana, ha provocado que el abastecimiento de agua disminuya significativamente, aunado a eso, los cambios climáticos han provocado que las temporadas de sequías sean más extremas, lo cual hace que el reabastecimiento natural de las presas sea incompleto.

El agua es de suma importancia ya que es un compuesto vital para el sustento y desarrollo de toda la vida en el planeta; sin este preciado recurso la vida simplemente no podría ser. Es por ello que se necesita una conciencia firme para cuidar y administrar este recurso de tal manera que el suministro este garantizado y de esta manera, todas nuestras actividades sigan de manera normal.



3.2. Aguas residuales.

Las aguas residuales son aquellas aguas que han sido utilizadas en las diferentes actividades diarias, tanto de la ciudad como del campo (comercios, industrias, agricultura, etc). Por lo regular las aguas residuales suelen clasificarse en dos grupos:

3.2.1. Aguas residuales municipales.

Este tipo de aguas residuales son los residuos líquidos que corren por el sistema del alcantarillado ya sea de una ciudad o de un municipio; estas aguas son llevadas posteriormente a una planta de tratamiento de aguas. El agua residual municipal fresca presenta olor a queroseno y es de color gris; mientras que el agua residual municipal con mayor tiempo de haber sido generada tiende a ser pestífera, presentando un olor característico a ácido sulfhídrico o a huevo podrido y presenta un color negro.

3.2.2. Aguas residuales industriales.

Proviene directamente de la descarga de desechos de cualquiera de las industrias existentes. En muchos de los casos, este tipo de aguas requieren de tratamiento previo antes de ser descargadas en el sistema de alcantarillado municipal; como las características de estas aguas son diferentes de una industria a otra, los procesos de tratamiento que se efectúan también son variados.

Otra manera de denominar a las aguas residuales es en base al contenido de contaminantes que presenta, de tal manera que existen varios grupos, entre los que destacan:

3.2.2.1. Aguas negras.

Estas aguas provienen de los inodoros, es decir, aquellas aguas que transportan desechos humanos (excremento y orina), son ricas en sólidos suspendidos, nitrógeno y coliformes fecales.

3.2.2.2. Aguas grises.

Estas son las que provienen de tinajas, duchas, lavamanos y lavadoras; transportan sólidos suspendidos, fosfatos, grasas y también coliformes fecales; estas también son denominadas aguas domésticas, cabe aclarar que este tipo de aguas excluye al agua de los inodoros.

3.2.2.3. Aguas negras industriales.

Este tipo de aguas son la combinación de las aguas negras de una industria junto con las aguas residuales de sus respectivas descargas. Los contaminantes que están presentes dependen del tipo de proceso industrial llevado a cabo; este tipo de agua son las que llevan



una mayor cantidad de contaminantes, por lo que este tipo de aguas son extremadamente nocivas para la salud.

Algunos de los principales objetivos que tiene el tratamiento de aguas residuales es el proteger tanto la salud pública como el medio ambiente, ya que la mayor parte de las aguas residuales son vertidas en ríos, lagos, arroyos y océanos, por lo que es necesario realizar un tratamiento previo para disminuir los efectos tóxicos de las aguas residuales causadas por virus y bacterias en las personas que entran en contacto con estas aguas y sobretodo con la flora y fauna del lugar afectado.

Otro de los objetivos principales que tiene el tratamiento de las aguas residuales es el reuso del agua que ya ha sido tratada, es decir, el agua tratada sirve para los sistemas de riego (campo y ciudad) y para los servicios industriales (naves industriales, lavado de vehículos, sanitarios, calderas, intercambiadores de calor, entre otros).

El tratamiento de las aguas residuales sirve para garantizar que no haya efectos nocivos a la salud, ni a la flora y fauna por entrar en contacto con agua tratada; claro que para poder garantizar la buena calidad del agua, es necesario de una buena infraestructura e inversión para las plantas de tratamiento de aguas.

3.2.3. Características químicas de las aguas residuales.

Las aguas residuales domésticas están constituidas por agua en un 99%, mientras que en un 0.1% presenta sólidos suspendidos, coloidales y disueltos. Esta pequeña fracción restante es la que presenta mayores problemas para el tratamiento y disposición de las aguas residuales, ya que la misma agua es el medio de transporte de los sólidos (GEIA-UPN, 2012).

Al mismo tiempo, el agua residual está compuesta por una mezcla de materiales tanto orgánicos como inorgánicos, ya sea suspendidos o disueltos en el agua.

La mayor parte de la materia orgánica está comprendida por:

- a) Residuos alimenticios.
- b) Material fecal.
- c) Material vegetal.
- d) Sales minerales.
- e) Jabones.
- f) Detergentes.
- g) Proteínas.
- h) Lípidos.
- i) Carbohidratos.



En las aguas residuales urbanas, la urea y el amoníaco constituyen las principales fuentes de nitrógeno, junto con las proteínas. A su vez, la materia orgánica puede aportar azufre, hierro y fósforo.

Otros compuestos importantes son los azúcares como la glucosa, lactosa, sacarosa, fructosa y galactosa; y los ácidos como el acético, propiónico, butírico, láctico y cítrico; por otro lado se puede encontrar celulosa, almidón y lignina¹ (Espigares García, Pérez López, 2012).

3.2.3.1. Proteínas.

Estas son el principal componente de los organismos animales, pero también se encuentran en los vegetales. El gas sulfuro de hidrógeno presente en las aguas residuales proviene del azufre de las proteínas (GEIA–UPN, 2012).

Como producto de la descomposición de las proteínas, la mayoría de los aminoácidos presentes en la naturaleza pueden detectarse en las aguas residuales (Espigares García, Pérez López, 2012).

3.2.3.2. Carbohidratos.

Estos son los primeros compuestos en degradarse gracias a la acción bacteriana, produciendo a su vez ácidos orgánicos; debido a esto, las aguas que tienen mayor tiempo de estar estancadas, tienden a presentar una mayor acidez (GEIA–UPN, 2012). Entre los principales ejemplos se pueden mencionar los azúcares, el almidón, la celulosa y la lignina.

3.2.3.3. Lípidos.

Los lípidos (aceites y grasas) tienen la peculiaridad de que son compuestos insolubles en agua, pero tienden a ser solubles en ciertos compuestos tales como el cloroformo, benceno y en ciertos alcoholes. Pueden estar presentes bajo la forma de aceites minerales derivados del petróleo, son compuestos indeseables, ya que se adhieren a las tuberías, causando la obstrucción de las mismas; al mismo tiempo, las grasas son las causantes del mal olor, tienden a formar espumas, inhiben la vida de los microorganismos y provocan problemas de mantenimiento (GEIA–UPN, 2012).

3.2.4. Características físicas de las aguas residuales.

Las características físicas que presentan las aguas residuales, son las siguientes:

¹ Lignina: madera.



3.2.4.1. Temperatura.

Esta suele ser superior a la temperatura del agua de consumo humano, esto es debido al aporte de agua caliente que procede del aseo y las tareas domésticas. Este valor de temperatura oscila entre 10°C y 21°C, aproximadamente con un valor medio de 15°C.

El valor máximo de temperatura ejerce un efecto perjudicial sobre las guas receptoras, ya que modifica la flora y fauna de estas, dando como resultado, el crecimiento de hongos, algas, virus y bacterias (Espigares García, Pérez López, 2012).

Así mismo, el incremento de la temperatura contribuye al agotamiento del oxígeno presente en las aguas, ya que la solubilidad del oxígeno disminuye con la temperatura.

3.2.4.2. Turbidez.

Se debe la cantidad de materias en suspensión que hay en las aguas residuales. En las masas de aguas receptoras, afecta la penetración de la luz, lo cual provoca una menor productividad de los microorganismos (Espigares García, Pérez López, 2012).

3.2.4.3. Color.

Tiende a ser entre gris o pardo, debido a los procesos anóxicos², el color puede llegar a ser negro (Espigares García, Pérez López, 2012).

3.2.4.4. Olor.

Como se mencionó al principio de este capítulo, las aguas residuales frescas tienden a presentar un olor ligero a queroseno, conforme transcurre el tiempo, el oxígeno presente en las aguas residuales se va agotando.

Cuando el oxígeno se agota, entran en juego los microorganismos anaerobios, los cuales reducen los sulfatos y sulfitos presentes a sulfuros (Espigares García, Pérez López, 2012). Al mismo tiempo, si hay hierro presente en las aguas residuales, este reacciona con los sulfuros, dando pie a la presencia de ácido sulfhídrico, el cual tiene un olor característico a huevo podrido (este olor es propio de las aguas sépticas).

3.2.5. Características biológicas de las aguas residuales.

Las aguas residuales, dependiendo de su composición y concentración, pueden llevar una gran cantidad de microorganismos (Espigares García, Pérez López, 2012). Así mismo, también influyen el pH y la temperatura, ya que como se ha dicho, cada organismo requiere de ciertos valores determinados para su crecimiento óptimo.

² Anóxico: en ausencia de oxígeno.



3.2.5.1. Bacterias.

Estas pueden ser de origen fecal o bacterias implicadas en los procesos de biodegradación. Las bacterias coliformes se utilizan como indicadores de polución³ por vertidos de origen humano, ya que cada persona elimina diariamente entre 100,000 a 400,000 millones de coliformes a través de las heces, entre otra clase de bacterias (Espigares García, Pérez López, 2012).

3.2.5.2. Virus.

Proceden de la excreción por parte de individuos infectados, ya sean humanos o animales. Los virus poseen la capacidad de adsorberse a sólidos fecales y otras materias particuladas, favoreciendo así su supervivencia por tiempos prolongados en las aguas residuales. La gran supervivencia de los virus origina la resistencia a algunos tratamientos de aguas residuales (Espigares García, Pérez López, 2012).

3.2.5.3. Algas.

El crecimiento de estas se encuentra favorecido por la presencia en las aguas residuales de distintas formas de fósforo, nitrógeno, así como de vestigios de elementos como son hierro y cobalto, los cuales dan lugar al proceso de eutrofización (Espigares García, Pérez López, 2012).

3.2.5.4. Protozoarios.

Los que se encuentran más frecuentemente en las aguas residuales son las amebas, flagelados, los ciliados libres y fijos. Estos organismos pueden eliminar bacterias suspendidas en el agua, ya que no sedimentan, evitando así la producción de efluentes con turbidez (Espigares García, Pérez López, 2012).

3.2.5.5. Hongos.

La mayoría son aerobios estrictos, pueden tolerar valores de pH relativamente bajos y tienen baja demanda de nitrógeno.

En el tratamiento con fangos activados, los hongos, junto a las bacterias filamentosas, pueden dar lugar a un problema conocido como bulking⁴, debido a que su presencia dificulta la sedimentación de los fangos (Espigares García, Pérez López, 2012).

En base a las características biológicas de las aguas residuales antes mencionadas, la Tabla 3.1 muestra algunos tipos de microorganismos presentes en las aguas residuales.

³Polución: contaminación intensa del aire, agua, etc; con sustancias extrañas, producidas por residuos industriales o biológicos (OCEANO, 2000).

⁴Bulk: volumen (Oxford, 1996). En este caso se habla de un exceso de volumen.

**Tabla 3.1. Principales microorganismos presentes en las aguas residuales (Espigares García, Pérez López, 2012).**

Bacterias	Virus	Algas	Hongos
a) <i>Escherichia.</i>	a) <i>Poliovirus.</i>	a) <i>Anacystis.</i>	a) <i>Geotrichium.</i>
b) <i>Salmonella.</i>	b) <i>Echo.</i>	b) <i>Anabaena.</i>	b) <i>Mucor.</i>
c) <i>Proteus.</i>	c) <i>Coxsackievirus.</i>	c) <i>Gleocystis.</i>	c) <i>Aureobasidium.</i>
d) <i>Pseudomonas.</i>	d) <i>Hepatitis.</i>	d) <i>Spirogyra.</i>	d) <i>Subbaromyces.</i>
e) <i>Aeromonas.</i>	e) <i>Rotavirus.</i>	e) <i>Cladophora.</i>	e) <i>Fusarium.</i>
f) <i>Serratia.</i>	f) <i>Reovirus.</i>	f) <i>Enteromorpha.</i>	f) <i>Sepedonium.</i>
g) <i>Bifidobacterium.</i>	g) <i>Adenovirus.</i>	g) <i>Stigeoclonium.</i>	g) <i>Sphaerotilus.</i>
h) <i>Clostridium.</i>	h) <i>Parvovirus.</i>	h) <i>Ulothrix.</i>	
i) <i>Zoogela.</i>		i) <i>Chiorella.</i>	
j) <i>Flavobacterium.</i>		j) <i>Euglena.</i>	
k) <i>Nocardia.</i>		k) <i>Phormidium.</i>	
l) <i>Achromobacter.</i>			
m) <i>Alcaligenes.</i>			
n) <i>Mycobacterium.</i>			
o) <i>Nitrosomas.</i>			
p) <i>Nitrobacter.</i>			

Estos microorganismos tienden a ser causantes de numerosas enfermedades en los seres humanos; el crecimiento indebido de estos, propicia un desequilibrio en la composición de las aguas residuales, ya que para el tratamiento de estas, es necesario que los microorganismos estén en equilibrio y no haya presencia de microorganismos indeseados, los cuales podrían dificultar el tratamiento posterior de estas aguas, haciéndolas más difíciles de procesar, para su aprovechamiento futuro.

En base a las características físicas, químicas y biológicas, así como los diferentes parámetros antes descritos, es posible consultar tablas donde se especifica la cantidad de contaminantes, sólidos, metales pesados, así como otros parámetros, con el fin de conocer la cantidad de contaminación que representan las aguas residuales.

Tabla 3.2. Composición típica de las aguas residuales de origen doméstico^a (CNA, 2007).

Parámetro	Concentración		
	Alta	Media	Baja
Sólidos totales:	1200	720	350
Disueltos totales	850	500	250
Fijos	525	300	145
Volátiles	325	200	105
Suspendidos totales	350	220	100
Fijos	75	55	20



Volátiles	275	165	80
Sólidos Sedimentables (ml/l)	20	10	5
DBO (a 20° C)	400	220	110
COT	290	160	80
DQO	1000	500	250
Nitrógeno (total como N):	85	40	20
Orgánico	35	15	8
Amoniacal	50	25	12
Nitritos	0	0	0
Nitratos	0	0	0
Fosfatos (como P):	15	8	4
Orgánico	5	3	1
Inorgánico	10	5	3
Clorados ^b	100	50	30
Alcalinidad (como CaCO ₃)	200	100	50
Grasas	150	100	50

^a Unidades en mg/l, excepto en sólidos sedimentables.

^b Valor que debe ser incrementado de acuerdo con la cantidad de suministro de agua.

La Tabla 3.2 muestra que la concentración de los parámetros depende de los diferentes contaminantes. La concentración varía con la hora del día, el día de la semana, el mes del año, tamaño de la población (CNA, 2007).

Mientras tanto, el incremento de los minerales que resultan de los diferentes usos del agua y la variación de estos en los sistemas de drenaje, es de gran importancia. Algunos de los minerales que se muestran a continuación, ya fueron descritos anteriormente en la diferente clasificación de parámetros. En la Tabla 3.3 se muestran los valores típicos del incremento esperado de minerales en las aguas residuales domésticas o municipales (CNA, 2007).

Tabla 3.3. Incremento típico de minerales en aguas residuales domésticas (CNA, 2007).

Parámetro	Rango del incremento (mg/l)
Aniones:	
Bicarbonato (HCO ₃)	50 – 100
Carbonato (CO ₃)	0 – 10
Cloro	20 – 50
Nitrato (NO ₃)	20 – 40
Fosfato (PO ₄)	20 – 40
Sulfato (SO ₄)	15 – 30
Cationes:	
Calcio	15 – 40
Magnesio	15 – 40
Potasio	7 – 15
Sodio	40 – 70



Otros datos:	
Aluminio	0.1 – 0.2
Boro	0.1 – 0.4
Hierro	0.2 – 0.4
Manganeso	0.2 – 0.4
Sílica (SO ₂)	2 – 10
Alcalinidad total	100 – 150
Sólidos disueltos totales (SDT)	150 – 400

Referencia: Metcalf & Eddy, Inc. “Wastewater Engineering Collection, Treatment, Disposal”. McGraw – Hill, Inc., 2da edición, 1972.

Este rango que se maneja está ampliamente relacionado con el tamaño de la población; ya que en base al número de habitantes, las aguas residuales podrían estar o no dentro de este rango.

Sin embargo, si estamos hablando de una contaminación seria por metales pesados, habría que analizar si el metal o los metales en cuestión entran en el rango que se muestra, los cuales están marcados por la CNA⁵, y estos rangos pueden servir para determinar la calidad de las aguas residuales.

Tabla 3.4. Promedio de aguas residuales municipales por tamaño de población (CNA, 2007).

Parámetro	Tamaño de población (No. de habitantes).				
	2,500 a 10,000	10,000 a 20,000	20,000 a 50,000	50,000 a 100,000	Promedio
pH	7.4	6.9	6.9	7.3	7.1
Temperatura (°C)	2.5	20	23	22	23
DBO	264	299	254	301	280
DQO	698	719	609	430	614
SS (ml/l)	9	5	8	3	6
Grasas y aceites	56	44	65	96	65
N – NH ₃	24	28	14	12	20
N – Orgánico	18	23	23	9	18
N – Total	37	44	30	24	34
Fosfatos totales	20	24	16	29	22
SAAM ⁶	14	11	17	17	15
Col.Tot. (NMP/100 ml)	7	773	14	107	225
Sólidos:					
Totales	1552	1141	1391	932	1254

⁵ CNA: Comisión Nacional del Agua.

⁶ Sustancias activas al azul de metileno.



Totales Susp.	286	309	233	167	249
Totales Dis.	1266	832	1158	765	1005
Totales Vol.	737	871	449	349	602
Volátiles Susp.	223	192	151	139	176
Volátiles Dis.	514	379	298	210	350
Totales Fijos	815	570	942	583	728
Fijos Susp.	116	145	183	58	126
Fijos Dis.	699	425	759	525	602

Unidades en mg/l, excepto que se indique de otra forma.

Referencia: SRH, Subsecretaría de Planeación, Dirección General de Usos del Agua y Prevención de la Contaminación. "Sistemas Económicos de Tratamientos de Aguas Residuales Adecuados a las Condiciones Nacionales". Segunda Etapa.

Es interesante observar que el rango de pH no presenta una variación significativa, a pesar del aumento en la muestra de población. La mayoría de los valores, no presenta un comportamiento ascendente; al contrario, los valores presentan un comportamiento oscilante en su mayoría.

Sin embargo, en donde se presenta un cambio brusco, es el rubro de Coliformes Totales, donde los valores se manejan en NMP⁷/100 mL, donde se puede observar que en una muestra de 2,500 a 10,000 habitantes, el NMP de las Coliformes Totales es de 7 por cada 100 mL; en contraste, en una muestra de 10,000 a 20,000 habitantes, el NMP de las Coliformes Totales es de 773 por cada 100mL; si proseguimos con la comparación, observaremos que en una muestra de 20,000 a 50,000 habitantes el NMP es de 14; es decir, hay una diferencia de 759 unidades entre la muestra de 20,000 y la muestra de 50,000 habitantes.

Con el crecimiento de la muestra de análisis de la población podríamos esperar un crecimiento entre cada uno de los rubros, pero para ello sería necesario tomar en cuenta diferentes aspectos, tales como: ubicación de la población, industrias circundantes, calidad de las aguas residuales, eficiencia del sistema de alcantarillado, entre otros aspectos.

Mientras aumenta el NMP, es más factible que la población contraiga enfermedades de origen gastrointestinal, debido a la presencia de microorganismos, los cuales han sido mostrados anteriormente; al mismo tiempo se debe de analizar a fondo la razón por la se sobrepasan el valor de 773 NMP/100 ml; habría que tomar en cuenta la zona donde se realizó al análisis para entonces determinar las causas, así como el tipo de industrias circundantes.

En la Tabla 3.5 se muestran aportaciones promedio de contaminantes por habitante, las cuales fueron estimadas a partir de datos de características de aguas residuales, aforo de descargas y población servida en 26 poblaciones del país (CNA, 2007).

⁷ NMP: Número Más Probable; este indicador se maneja en análisis microbiológicos.

**Tabla 3.5. Aportación promedio de contaminantes por habitante (g*hab/día) (CNA, 2007).⁸**

Parámetro	Aportación
DBO	54
DQO	110
N – Total	8
Fosfatos Totales	4.60
Sólidos:	
Totales	243
Totales Susp.	52
Totales Dis.	191
Totales Vol.	95
Volátiles Susp.	36
Volátiles Dis.	59
Totales Fijos	148
Fijos Susp.	16
Fijos Dis.	132

Estos valores están reportados en la cantidad de gramos por habitante producidos por día. Podemos notar una cantidad notoria de sólidos totales; estamos hablando de 243 gramos por habitante por día de este parámetro, si tomamos en cuenta una muestra de población de 10,000 habitantes, estaríamos hablando de 2,430,000 gramos de sólidos totales, es decir, más de dos toneladas de sólidos totales en un solo día, lo cual representa un aporte considerable al sistema de alcantarillado, así como un aporte serio al ecosistema, ya que las aguas residuales terminan por verse en los sistemas acuíferos.

En base a las cantidades de contaminantes mostradas en diferentes muestras de población, así como la cantidad de contaminantes producidos por día por habitante, se pudo consultar información acerca de la calidad de las aguas residuales de tres zonas distintas del Distrito Federal (Chapultepec, Ciudad Deportiva y Cerro de la Estrella), los datos que se muestran en la Tabla 3.6 están en función de la importancia de las aportaciones de las aguas residuales.

⁸ La referencia de la Tabla 3.5 corresponde a la referencia citada de la Tabla 3.4.

**Tabla 3.6. Características de las aguas residuales de tres zonas del Distrito Federal (CNA, 2007).**

Parámetro	Zona 1	Zona 2	Zona 3
	Influencia Industrial		
	Alta	Media	Baja
(Conc. en mg/l, excepto donde se indique otras unidades).	Plantas		
	Ciudad Deportiva	Cerro de la Estrella	Chapultepec
Temperatura (°C):			
Verano	20	20	20
Invierno	16	16	16
Sólidos Suspendidos Totales	285	227	175
Sólidos volátiles (% de los SST).	31	59	44
Sólidos Sedimentables (ml/l)	0.6	3.3	2.0
DBO – 5 Total	275	286	153
DBO – 5 Soluble	202	175	89
DQO Total	467	420	230
DQO Soluble	394	309	166
pH (unidades)	7.1	7.1	6.6
Cationes	381	229	110
Aniones	967	610	284
PO ₄	25	17	12
NTK	49	29	32
N – NH ₃	30	18	15
NO ₂	0	0	0
NO ₃	0	0	0
Grasas y Aceites	46	60	34

Referencia: Dirección de Construcción y Operación Hidráulica (DGCOH), “Evaluación de Sistemas Biológicos de Tratamiento”. Laboratorio ABC, Química, Investigación y Análisis, S.A.

La Tabla 3.6 muestra que los valores de temperatura tanto en invierno como en verano permanecen sin cambio alguno; sin embargo, en los sólidos suspendidos totales hay cambios significativos entre las tres zonas del Distrito Federal; la razón principal de que la Zona 1 (Ciudad Deportiva) tenga los mayores valores de la gran mayoría de los parámetros mostrados es debido a que esta zona está altamente influenciada por la industrias, es decir, que debido a las industrias que se encuentran en esa zona, es por ello que los valores tienden a ser más altos; en comparación con la Zona 3 (Chapultepec), que a pesar de que esta no presenta gran cantidad de industrias, presenta producción de contaminantes, en su gran mayoría de origen doméstico.

Se puede decir que las industrias que se encuentran en cada una de las diferentes zonas, son las principales aportadoras de contaminantes al sistema de alcantarillado y por ende al



medio ambiente; la diferencia de aporte es muy notoria, dado que la cantidad de contaminantes que se producen en el área doméstica es sumamente inferior al tomar en cuenta el área industrial, sin embargo, ambas áreas contaminan, una más que otra.

Si tomamos en cuenta que el área doméstica y el área industrial están en una misma zona como muestra la Tabla 3.6 el efecto contaminante es aún mayor.

3.3. Origen de los metales pesados en agua.

El agua es uno de los recursos naturales que forma parte del desarrollo de cualquier país; es el compuesto químico más abundante del planeta y resulta indispensable para el desarrollo de la vida. Su disponibilidad es paulatinamente menor, debido a su contaminación por diversos medios, incluyendo a los mantos acuíferos, lo cual representa un desequilibrio ambiental, económico y social (Esponda 2001; Romero Aguilar, et. al., 2009).

Los cuerpos de agua urbanos son a menudo afectados por la contaminación, ya que, debido al rápido crecimiento de las ciudades sin la adecuada cobertura higiénico – sanitaria ó a la industrialización sin medidas de protección del entorno, se les ha provocado un deterioro intenso de la calidad y la cantidad de sus aguas (Lima Cazorla, et. al., 2005).

En México se generan alrededor de 200 m³/seg de aguas residuales, de las cuales reciben tratamiento solo el 36% (CNA, 2007; Romero Aguilar, et. al., 2009). Es decir que solo 72 m³ reciben tratamiento, mientras que los 120 m³ restantes carecen de tratamiento. Esto da a entender que se necesita de una mayor infraestructura para poder abarcar el 100% de las aguas residuales que se generan, para de esta manera mejorar la calidad de las mismas y disminuir el impacto ambiental que conllevan.

La procedencia de los metales pesados encontrados en las aguas residuales es variada, asociándose las fuentes de contaminación a pequeñas industrias establecidas en zonas urbanas o en polígonos industriales carentes de plantas de tratamiento, al pequeño y mediano comercio, puertos y aeropuertos, limpieza de calles o a las tareas propiamente de origen doméstico.

Los agentes y vías de contaminación por metales pesados en aguas residuales de origen urbano no son igualmente diversos, destacando los vertidos ilegales a la red de alcantarillado de aceites lubricantes con alto contenido de metales, pinturas y colorantes, refrigerantes, lubricantes, pilas botón; también se debe considerar la corrosión de tuberías y depósitos metálicos (Chicón Reina, 2012).

Entre los metales pesados más peligrosos para la vida acuática se encuentran el plomo, cobre, zinc, cadmio, entre otros, ya que son muy tóxicos aún en concentraciones relativamente bajas, no son biodegradables y se acumulan a lo largo de la cadena trófica (Fergusson, 1992; Lima Cazorla, et. al., 2005).



Sin embargo, estos metales, son ampliamente utilizados en diferentes procesos tecnológicos, y llegan a los ríos como resultado de las aguas residuales deficientemente tratadas y del escurrimiento de la ciudad (Lima Cazorla, et. al., 2005).

Industrias como la automotriz, plásticos, pinturas, fibras, textiles, cemento, entre otras, contienen en sus descargas de aguas residuales metales pesados como plomo, mercurio, cromo, arsénico, entre otros metales; estas aguas al fluir al drenaje municipal incrementan el nivel de contaminación y por consiguiente se hace más costoso el tratamiento de las mismas.

De las aguas residuales que se producen en el D.F., una parte se utiliza para riego en los Estados de Hidalgo y México; en donde se manejan los cultivos de alfalfa, col, chile, frijol, lechuga, avena, pepino, entre otros cultivos (Melo Sánchez, et. al., 2012).

La importancia que tiene el estudio de metales pesados en aguas y sedimentos es por su elevada toxicidad, alta persistencia y rápida acumulación por los organismos vivos. Los efectos tóxicos de los metales pesados no se detectan fácilmente, especialmente a corto plazo, aunque puede haber una incidencia a mediano y largo plazo. Los metales son difíciles de eliminar del medio, puesto que los propios organismos los incorporan a sus tejidos y posteriormente a sus depredadores.

La toxicidad de los metales pesados es proporcional a la facilidad de ser absorbidos por los seres vivos; un metal disuelto en forma iónica puede absorberse más fácilmente que en su forma elemental; si esta se halla reducida, aumentan las posibilidades de su oxidación y retención por los diversos organismos (Cruz Onofre, 2005).

En base a lo que se ha descrito en los párrafos anteriores, estamos ante una problemática seria; estamos en contacto directo con los residuos tanto industriales como domésticos; tomando en cuenta la situación del riego en el D.F., si el agua con la que se riegan los plantíos de legumbres, los cuales posteriormente consume el ser humano, a largo plazo podríamos estar desarrollando problemas a la salud por consumir alimentos contaminados por metales pesados.

Es necesario tomar acciones, iniciativas; las cuales nos lleven a un análisis y control de metales pesados, principalmente de las industrias, ya que la tasa de contaminación de una industria es mucho mayor al de un hogar, claro que sin dejar de tomar en cuenta que la contaminación a las aguas residuales también tiene un origen doméstico; para de esta manera aumentar la calidad de las aguas y sobretodo la calidad de la salud pública.



3.4. Contaminación de aguas superficiales por metales pesados.

La contaminación de las aguas subterráneas y superficiales, así como la contaminación de los suelos, son los efectos negativos que habitualmente se producen como consecuencia de la incorrecta gestión de los residuos industriales potencialmente tóxicos y peligrosos. Los procesos de contaminación, una vez iniciados, no son fáciles de eliminar y persisten durante muchos años. Las posibles soluciones técnicas de descontaminación son de elevado costo, difíciles de aplicar y de relativo éxito en numerosas ocasiones (Navarro, et al., 1996).

Los problemas de contaminación de las aguas tienen su origen en la Revolución Industrial, hace aproximadamente unos 200 años y con un rápido aumento de la población mundial (Dekov, et. al., 1998). La industrialización condujo a una urbanización muy localizada, creando problemas en la calidad y en la cantidad del agua (Förstner, et. al., 1900; Vink, et. al., 1999). El hombre abandonó el campo para trabajar en las nuevas fábricas alrededor de las ciudades densamente pobladas. El primer suceso para los problemas de la calidad del agua, se presentó con motivo de la contaminación fecal y orgánica por la falta de tratamiento de aguas residuales en zonas de alta densidad poblacional (Meybeck y Helmer, 1989; Vink, et. al., 1999). Por ello, las concentraciones de los metales pesados en las aguas, están directamente relacionadas con las actividades humanas y descargas de efluentes (Gessey, et. al., 1984; Behrendt, 1997; Vink, et. al., 1999).

Para dar una idea de la magnitud del problema, basta tener en cuenta que en España, debido al elevado grado de industrialización alcanzado, la gestión de los residuos industriales tóxicos y peligrosos empieza a ser un tema especialmente delicado por su elevada producción anual, estimada en unas 2,500,000 Tm⁹.

Este gran volumen de residuos, junto a la ausencia de instalaciones suficientes para su correcto tratamiento, ha llevado a prácticas de alto riesgo y peligrosidad, como son vertidos de aguas residuales industriales en los cauces de los ríos y en el subsuelo o el almacenaje de residuos industriales tóxicos y peligrosos en vertederos incontrolados (Navarro, et al. 1996).

Por otro lado, en México, el primer estudio sistemático para estimar la generación de residuos industriales peligrosos fue realizado por el Instituto Nacional de Ecología (INE) en 1994. De acuerdo con este estudio, en México se generarían alrededor de ocho millones de toneladas anuales de residuos peligrosos. Otra estimación del INE, realizada en 1996 a partir de la información manifestada por cerca de tres mil empresas, dio un valor considerablemente menor al anterior, situando la cifra en 2 mil 74 millones de toneladas (SEMARNAT, 2012).

⁹ Tm: tonelada métrica, equivalente a 1000 kg (Perry, 1997).



La Figura 1 muestra un mapa de la República Mexicana, donde señala la generación de residuos peligrosos¹⁰ por entidad federativa del año 2000.

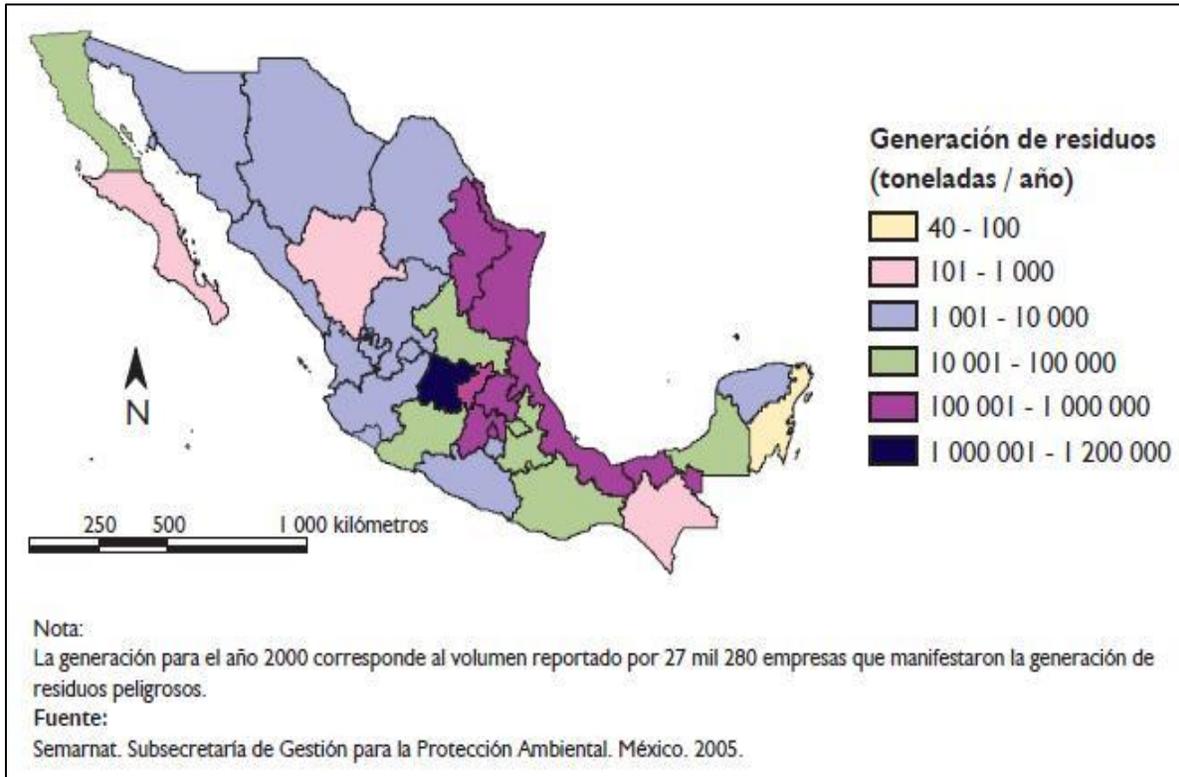


Figura 1. Generación de residuos peligrosos por entidad federativa en el año 2000 (SEMARNAT, 2012).

Es necesario hacer notar, que el crecimiento de las ciudades, conlleva a la construcción de mayor cantidad de industrias, esto con el objetivo de satisfacer el crecimiento demográfico; pero al mismo tiempo, conforme aumenta la mancha urbana, la generación de residuos aumenta significativamente.

Esto conlleva a que los esfuerzos para lograr la eliminación de los contaminantes generados por el hombre no han sido capaces de ajustarse ni al ritmo de incremento en la cantidad de desechos industriales, ni al crecimiento demográfico. Esto ha provocado a menudo la transformación de las aguas de ríos, lagos y costas en depósitos de residuos en los que el equilibrio natural está severamente perturbado y en muchos casos totalmente roto (Förstner y Wittman, 1981; Rovira, 1993; Cruz Onofre, 2005).

Los metales pesados ingresan al ambiente acuático principalmente por descargas directas de fuentes industriales, siendo la industria minera una de las más importantes (Alloway y Ayres, 1993; Gómez Álvarez, et. al., 2004).

¹⁰ Entiéndase por residuos industriales.



Un ejemplo de contaminación debida a las actividades mineras se presenta en el Río San Pedro, que tiene su origen en las inmediaciones de la ciudad de Cananea, Sonora. Desde hace varios años, este río ha sido severamente contaminado por los desechos ácidos provenientes de la explotación del mineral de cobre debido a la actividad minera de la región, incluyendo las descargas de aguas residuales de origen doméstico e industrial, provenientes de dicha ciudad (Gómez Álvarez, et. al., 1994).

Actualmente, la localización, caracterización y saneamiento de áreas afectadas por el vertido de residuos industriales tóxicos y peligrosos viene siendo una actividad de gran importancia en la política ambiental de la mayoría de países industrializados, siendo los más avanzados: Estados Unidos, Alemania, Canadá, Francia y Gran Bretaña (Baedecker y Back, 1979; Bear y Verruji, 1987; Barres y Sauter, 1985; Nicholson, et. al. 1983; Navarro, et. al., 1996).

Las áreas con mayor cantidad de mantos freáticos contaminados son la Comarca Lagunera, el Valle de México y la península de Yucatán. En cuanto a la degradación del recurso por infiltración de aguas superficiales contaminadas se cuentan los acuíferos del Valle de México, de Tula y Mérida (Estadísticas, 1994; Cruz Onofre, 2005).

3.5. Toxicidad y bioacumulación de metales pesados.

La disposición final de los residuos sólidos (biosólidos) generados por las plantas de tratamiento de aguas residuales es un problema creciente en las grandes zonas urbanas. Los avances tecnológicos y una legislación ambiental cada vez más estricta han propiciado un mejoramiento tanto en el proceso mismo de tratamiento de las aguas residuales, como en los procesos de estabilización de los lodos residuales (González Flores, et. al., 2011).

Sin embargo, el contenido y la disponibilidad de metales pesados es uno de los principales factores que pueden restringir el empleo de los biosólidos como enmiendas de suelos (O'Connor, et. al., 2005; González Flores, et. al., 2011).

Las reacciones químicas entre los metales pesados y los componentes sólidos de suelos y biosólidos determinan su solubilidad y biodisponibilidad (Basta, et. al., 2005; González Flores, et. al., 2011). Estas reacciones son temporales. Algunas ocurren en segundos, en horas o en días, mientras que otras son mucho más lentas y se llevan a cabo en meses e incluso años (Sparks, 2003; González Flores, et. al., 2011).

Conocer la concentración total de metales pesados proporciona información muy limitada sobre el comportamiento y el destino de estos elementos (Fuentes, et. al., 2008; González Flores, et. al., 2011).

El contenido total se encuentra repartido en distintas fracciones o formas químicas. La determinación de la concentración de metales pesados en las diferentes fases sólidas



presentes en el suelo (orgánica y mineral) y en los biosólidos puede ser más útil para conocer su distribución y predecir su comportamiento, lo cual incluye la solubilidad, la movilidad, la biodisponibilidad y por lo tanto la toxicidad (Hettiarachchi, et. al., 2002; Covelo, et. al., 2007; González Flores, et. al., 2011).

Como se menciona en el primer párrafo de este capítulo, se habla de que la disposición final de los biosólidos producidos en las plantas de tratamiento de aguas, es un problema que ha crecido a un ritmo acelerado en base al crecimiento demográfico, tal es el caso de la Ciudad de Puebla, México; el cual este problema ha tomado una gran relevancia en este país.

En este estado, ubicado en la región central de México, existen cuatro plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, de las cuales solo dos producen biosólidos con un volumen anual aproximado de 70,000m³ (González Flores, et. al., 2009).

Una de las alternativas para la disposición final de los biosólidos es su utilización como mejoradores de suelos agrícolas, debido a que son una fuente importante de macronutrientes (tales como el nitrógeno, fósforo y potasio) y micronutrientes (como el cobre y el zinc) (Azevedo, et. al., 2003; González Flores, et. al., 2009). Sin embargo, esta práctica puede crear problemas de contaminación por la presencia de elementos potencialmente tóxicos presentes en los biosólidos, los cuales pueden ser movilizados hacia la solución del suelo, estar en posición de ser absorbidos por las plantas o ser lixiviados hacia los mantos acuíferos afectando los suministros de agua potable para los seres humanos (Álvarez, et. al., 2002; González Flores, et. al., 2009).

Los metales pesados pueden ingresar a las redes tróficas por los mecanismos mencionados y ocasionar en primera instancia bioacumulación y una posterior biomagnificación a través de los niveles tróficos superiores (González Flores, et. al., 2009).

Tomando en cuenta lo que menciona (González Flores, et. al., 2009) sobre la biomagnificación, se tiene que la contaminación por metales traza se asocia al riesgo de la salud humana, debido a que los organismos tienen la capacidad de bioacumular metales y transferirlos a través de la cadena trófica, produciendo un efecto de biomagnificación en los niveles más elevados de ella. De esta forma, se establece el riesgo al ser incorporado en la dieta del hombre (Ahumada B, 1994).

Evidencias experimentales han llegado a demostrar que el grado de importancia biológica de los iones metálicos pesados con respecto a los sistemas vivos, de los que algunos son oligoelementos, sigue el mismo patrón que tiene su disponibilidad en la naturaleza (Wood, 1974; Rovira, 1993; Cruz Onofre, 2005). Estos metales, ya sea en cantidades mínimas o en cantidades traza, pueden ejercer efectos tanto positivos como negativos, especialmente en los seres vivos. Algunos de ellos en determinadas concentraciones; siempre y cuando estén en concentraciones menores al 0.01% de la masa total del organismo; son elementos



esenciales para la vida y así el vanadio, cromo, molibdeno, manganeso, hierro, cobre, níquel, cobre y zinc lo son para el hombre (Wittman, 1981; Carson, et. al., 1986; Goyer, 1986; Brown, et. al., 1987; Anderson, 1989; Albert, 1990; Rovira, 1993; Cruz Onofre, 2005).

El plomo puede acumularse en altas concentraciones en una gran variedad de organismos como moluscos, crustáceos, peces, aves, mamíferos y plantas. De especial interés puede ser la acumulación de compuestos orgánicos de tipo alquílico en organismos acuáticos. La absorción y la acumulación del plomo en ciertos animales y plantas son de gran importancia por el peligro que la ingestión frecuente y prolongada de éstos por el hombre puede significar, ya que se han tenido evidencias de intoxicación por este mecanismo (Corey, O., et. al., 1989).

En cuanto al cromo se refiere, existen indicios de que puede acumularse en diversos animales y vegetales, principalmente acuáticos. Así, puede ser que se encuentren cantidades importantes de cromo en organismos que sirvan de alimento a otros y por lo tanto, que se haga presente en la cadena alimenticia (Corey, O., et. al., 1987).

El grado de toxicidad potencial y biodisponibilidad que presenta un metal pesado en un ambiente dado, depende de una serie de factores que si bien están muy interrelacionados, se han clasificado en dos grupos: factores abióticos y factores bióticos (Rosas, R., 2001; Cruz Onofre, 2005).

3.5.1. Factores abióticos.

Estos factores hacen referencia a las características del lugar donde habitan los seres vivos, tales como la atmósfera, el sol, el clima, entre otros; para tener una mayor comprensión sobre estos factores, se tienen a su vez dos subgrupos: factores inherentes al metal y factores fisicoquímicos – ambientales.

3.5.1.1. Factores inherentes al metal.

Entre los que se encuentran la naturaleza del metal, su abundancia de disponibilidad en el medio, su estado molecular específico y su tiempo de permanencia en el sistema (Rosas, R., 2001).

3.5.1.1.1. Naturaleza del metal.

Esta característica está sumamente ligada al grado de toxicidad del metal y de su disponibilidad en el ambiente. Tomando en cuenta estos dos factores (Wood, 1974), la Tabla 3.7 muestra la clasificación de los metales pesados en tres categorías: no críticos, tóxicos pero muy insolubles y muy tóxicos y relativamente disponibles.



Tabla 3.7. Clasificación de metales en base a dos factores que maneja (Wood, 1974).

No críticos	Tóxicos pero muy insolubles	Muy tóxicos y relativamente disponibles
a) Sodio. b) Potasio. c) Magnesio. d) Calcio. e) Carbono. f) Fósforo. g) Hierro. h) Azufre. i) Bromo. j) Litio. k) Rubidio. l) Estroncio. m) Silicio. n) Manganeso. o) Aluminio.	a) Titanio. b) Hafnio. c) Zirconio. d) Tungsteno. e) Niobio. f) Tantalio. g) Renio. h) Galio. i) Osmio. j) Rodio. k) Iridio. l) Rutenio. m) Bario.	a) Berilio. b) Cobalto. c) Níquel. d) Cobre. e) Zinc. f) Estaño. g) Cromo. h) Arsénico. i) Selenio. j) Telurio. k) Plomo. l) Plata. m) Cadmio. n) Platino. o) Oro. p) Mercurio. q) Talio. r) Plomo. s) Antimonio. t) Bismuto.

3.5.1.1.2. Estado molecular específico.

Al estar sometidos a diferentes condiciones ambientales, los metales pesados pueden mostrar diversas configuraciones moleculares. Sus diferentes especies moleculares o especies químicas pueden suponer distintos grados de bioasimilación o toxicidad (Stumm y Morgan, 1981; Babich y Stotzky, 1983; Benès, et. al., 1985; Brummer, 1986; Rovira, 1993; Cruz Onofre, 2005).

3.5.1.1.3. Tiempo de permanencia.

Este factor también influye sobre el grado de toxicidad del metal; a su vez es un dato de difícil determinación, ya que puede llegar a ser de muchos años, si las condiciones y la estabilidad del medio acuático así lo permiten (Wangersky, 1986; Usero, et. al., 1997; Cruz Onofre, 2005).

3.5.1.2. Factores fisicoquímicos – ambientales.

Estos factores están plenamente relacionados con los factores inherentes al metal, ya que estos son modificados por los factores fisicoquímicos – ambientales, entre los cuales se



encuentran el pH, el potencial redox, la presencia de iones inorgánicos (aniones y cationes), la existencia de minerales de arcilla e hidróxidos metálicos, cantidad de materia orgánica, la temperatura, contenido de oxígeno, etc (Chapman, et. al., 1982; Murphy y Spiegel, 1983; Winner y Gauss, 1986; Wood, 1989; Rovira, 1993).

El efecto combinado de estos factores tiene una gran influencia sobre el grado de toxicidad y sobre la incorporación de los metales pesados por la biota acuática (Prosi, 1981; Doherty, 1990; Rosas, R., 2001; Cruz Onofre, 2005).

3.5.1.2.1. pH (Potencial de hidrógeno).

Este factor afecta a la especiación química y a la movilidad de muchos metales pesados (Wood, 1989; Baruah, et. al. 1996; Bilos, et. al. 1998; Cruz Onofre, 2005). Así mismo juega un papel importante en las interacciones de los metales pesados con parámetros como la dureza del agua (carbonatos) y con los compuestos orgánicos (Prosi, 1981; Rovira, 1993; Rosas, R., 2001).

Tomando como ejemplo el catión Cd^{2+} ; la Tabla 3.8 señala que al aumentar progresivamente la concentración de iones hidróxido, el catión formará secuencialmente especies hidroxiladas (Rosas, R., 2001).

Tabla 3.8. Ejemplo de las reacciones del cadmio al aumentar progresivamente la concentración de iones hidróxido (Rosas, R., 2001).

Reacción	Característica
Cd^{2+}	Soluble
$\text{Cd}^{2+} + \text{OH}^- \rightarrow \text{Cd}(\text{OH})^+$	Soluble
$\text{Cd}(\text{OH})^+ + \text{OH}^- \rightarrow \text{Cd}(\text{OH})_2$	Precipitado
$\text{Cd}(\text{OH})_2 + \text{OH}^- \rightarrow \text{Cd}(\text{OH})_3^-$	Soluble
$\text{Cd}(\text{OH})_3^- + \text{OH}^- \rightarrow \text{Cd}(\text{OH})_4^{2-}$	Soluble

Los demás metales pesados se comportan de forma similar. Estas especies químicas del mismo metal, que se presentan bajo la influencia del pH, pueden ejercer diferente toxicidad (Babick y Stotzky, 1983; Wood, 1989; Van den Berg, et. al. 1998; Rosas, R., 2001).

3.5.1.2.2. Potencial redox.

Este factor influye sobre los fenómenos de especiación metálica. Los equilibrios redox están controlados por la actividad de electrones libres en el agua, que a su vez estos vienen definidos por el potencial redox. A altos valores de potencial se asocian fenómenos oxidantes; mientras que a bajos valores del mismo se asocian los fenómenos reductores.



Los sedimentos están sometidos a unas condiciones redox determinadas, que pueden afectar el estado de algunos elementos, tales como: carbono, níquel, oxígeno, azufre, hierro, plata, arsénico, cromo, mercurio y plomo.

Así, cuando los sulfatos pasan por el proceso de reducción y forman sulfuros, la tendencia es producir la precipitación de los metales en forma de: sulfuro de hierro (FeS_2), sulfuro de mercurio (HgS), sulfuro de cadmio (CdS), sulfuro de manganeso (MnS) y sulfuro de zinc (ZnS).

El potencial redox puede influir también en los procesos de absorción, incluso al propio contaminante (Babich y Stotzky, 1983; Wood, 1989; Förstner, et. al. 1990; Rosas, R., 2001; Cruz Onofre, 2005).

3.5.1.2.3. Iones inorgánicos.

Estos iones inorgánicos incluyen tanto aniones como cationes; estos iones tienen una gran influencia sobre la toxicidad de los metales pesados, debido a la formación de compuestos insolubles como carbonatos o también debido a la adsorción sobre carbonato cálcico (Prosi, 1981; Tebbutt, et. al. 1999; Rosas, R., 2001; Cruz Onofre, 2005).

Esta formación de compuestos insolubles sucede cuando se produce la mezcla de aguas de diferentes orígenes, como los vertidos industriales y domésticos en los cursos fluviales naturales o las aguas superficiales de distintas características fisicoquímicas (Catalán, L. 1981; Rosas, R., 2001; Cruz Onofre, 2005).

3.5.1.2.4. Minerales de arcilla e hidróxidos metálicos.

Estos minerales e hidróxidos existen en los sedimentos de los cursos de agua y también pueden influir sobre la toxicidad de los metales pesados. Los silicatos aluminicos hidratados de las arcillas poseen superficies con cargas predominantemente negativas, las cuales pueden ser compensadas por cationes absorbidos. Al mismo tiempo, estos cationes pueden ser desplazados por otros existentes en el ecosistema.

De esta manera, los metales pesados pueden ser extraídos de la solución, aunque sea temporalmente, variando su bioasimilación y su toxicidad. Los óxidos hidratados de hierro ($\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$), los dióxidos de manganeso ($\text{MnO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$) y los óxidos de aluminio ($\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$) poseen la misma capacidad de intercambio catiónico (Hongve, et. al. 1980; Babick y Stotzky, 1983; Rovira, 1993; Doménech, 1995; Rosas, R., 2001).

3.5.1.2.5. Temperatura.

Esta influye sobre la solubilidad de los metales y al igual que el contenido de oxígeno disuelto, afecta de forma decisiva tanto la distribución como el estado fisiológico de la biota de los sistemas acuáticos (Rosas, R., 2001; Cruz Onofre, 2005).



3.5.1.2.6. Materia orgánica.

Puede ser soluble o particulada; pero en ambas formas altera la distribución de los metales pesados; se produce por regla general una disminución de los niveles disueltos y un aumento de la concentración de metales en forma coloidal y en suspensión, así como en los sedimentos (Rosas, R., 2001; Cruz Onofre, 2005).

Los exudados orgánicos de ciertos organismos, los quelantes naturales como el succinato, citrato y aspartato, los aminoácidos con grupos sulfhidrilo (- SH) presentes en el medio, los quelantes orgánicos de síntesis como el EDTA y NTA¹¹, los ácidos húmicos y fúlvicos son algunas de las sustancias orgánicas capaces de retener metales, aunque sea de forma temporal (Murphy y Spiegel, 1983; Broberg y Lindgren, 1987; Broberg y McMasters, 1988; Campbell y Tessier, 1989; Lee, et al., 1997; Gonsior, et. al., 1997; Rosas, R., 2001).

3.5.1.2.7. Sustancias húmicas y fúlvicas.

Es necesario hacer mención de estas sustancias, debido a que por su alta capacidad de interacción con los iones metálicos, óxidos metálicos, hidróxidos metálicos y otras sustancias orgánicas y minerales, pueden formar complejos solubles o insolubles en agua, de estabilidad variable y de muy diferente naturaleza fisicoquímica.

Como menciona (Schnitzer, 1995), pueden darse diferentes tipos de reacciones de las sustancias húmicas y fúlvicas con diferentes iones y compuestos. La Tabla 3.9 muestra la descripción de los diferentes tipos de reacciones.

Tabla 3.9. Tipos de reacciones de las sustancias húmicas y fúlvicas con diferentes compuestos (Schnitzer, 1995).

Reacción	Descripción
1	Disolución de minerales.
2	Formación de complejos metálicos solubles en agua.
3	Formación de complejos metálicos ligando mixto solubles en agua.
4	Procesos de adsorción – desorción (fase sólida) de iones metálicos.
5	Procesos de adsorción sobre superficies externas de minerales.
6	Procesos de adsorción sobre superficies interlaminares de minerales.

La formación de sustancias es mayoritaria para los ácidos fúlvicos, debido a su bajo peso molecular; dependiendo del número de grupos activos enlazados al catión metálico, el complejo puede denominarse sal, o en su defecto, quelato (Rosas, R., 2001).

¹¹ NTA: Ácido trinilotriacético.



Los metales polivalentes son fuertemente complejados con las sustancias húmicas, ya que el contenido y calidad de la materia orgánica está correlacionado con la capacidad de enlace de metales, los elementos traza pueden formar complejos con ligandos orgánicos e inorgánicos. Entre los factores que pueden afectar la estabilidad de los complejos húmicos pueden ser la valencia del componente iónico, el grado de valencia, su coordinación y polaridad y efectos de campo ligando (Bohn, et. al., 1993; Salomons y Förstner, 1995; Rosas, R., 2001).

Lo que menciona (Bohn, et. al., 1993; Salomons y Förstner, 1995; Rosas, R., 2001), es que el compuesto formado con las sustancias húmicas debe tener la suficiente estabilidad para que pueda ser formado, al mismo tiempo es necesario tomar en cuenta los factores antes descritos.

Sin embargo (Murphy y Spiegel, 1983; Broberg y Lindgren, 1987; Broberg y McMasters, 1988; Campbell y Tessier, 1989; Lee, et al., 1997; Gonsior, et. al., 1997; Rosas, R., 2001), mencionan que hay que tomar en cuenta que las sustancias húmicas y fúlvicas son sustancias orgánicas que pueden retener metales de forma temporal, lo cual afecta en la biodisponibilidad y toxicidad de los metales.

3.5.1.3. Factores bióticos.

La palabra biótico, hace referencia a los factores característicos de los seres vivos.

El comportamiento de los metales no depende solo de parámetros fisicoquímicos, sino que también se ve afectado por factores biológicos que intervienen en procesos como la solubilización e insolubilización de elementos inorgánicos, alteración de minerales y formación de depósitos (Berthelin, et. al., 1995; Garban, et. al., 1996; Dekov, et. al., 1997; Rosas, R., 2001; Cruz Onofre, 2005).

La Tabla 3.10 muestra las condiciones de los metales pesados en los sistemas acuáticos, planteados por (Viarengo, 1985; Calmano, et. al., 1993; Rosas, R., 2001).

Tabla 3.10. Condiciones de metales pesados en sistemas acuáticos (Viarengo, 1985; Calmano, et. al., 1993; Rosas, R., 2001).

Condición	Descripción
1	Grado de bioasimilación y por los mecanismos de defensa que esgriman los organismos frente a los metales.
2	La acción que la propia biota pueda ejercer sobre su especiación química.

La especiación de un metal puede deberse a la acción ejercida por determinados organismos sobre los metales. En este caso la actividad metabólica de los microorganismos



juega un papel importante en la movilidad de los elementos tóxicos en el medio ambiente (Wood, 1974; Albert, 1990; Rosas, R., 2001; Cruz Onofre, 2005).

Debido a la acción de algunas cepas bacterianas o a la de algunos organismos bentónicos¹² detritívoros, pueden aparecer en el medio especies metálicas más o menos móviles, tóxicas y bioasimilables para la biota de niveles tróficos superiores que las preexistentes (Catalán, L., 1981; Stumm y Morgan, 1981; Matisoff, et. al., 1985; Catalán, L. y Catalán, A., 1987; Rosas, R., 2001; Cruz Onofre, 2005).

La insolubilización y acumulación de metales pesados puede asociarse con la biodegradación de los ligandos orgánicos que forman los complejos organometálicos solubles. Dicho metal puede ser precipitado como hidróxido y adsorbido por los microorganismos que en base a su tamaño y composición de sus paredes celulares, actúan como activas orgánicas (Rosas, R., 2001).

3.6. Especiación química de metales.

El concepto especiación responde a la necesidad de determinar especies en lugar de elementos y supone hoy una nueva concepción en el control analítico de los sistemas ambientales (agua, aire, tierra, seres vivos). La investigación en este campo está hoy en rápida expansión en diferentes direcciones. Por un lado, desde un punto de vista básico, puramente analítico, se investiga el desarrollo de nuevos métodos de especiación. Por otra parte, desde un punto de vista más aplicado y con carácter interdisciplinario, se intenta establecer el efecto de las diversas especies en los procesos toxicológicos, ambientales, geoquímicos, etc (Fernández, E., 2001).

La especiación química puede ser definida como la identificación y cuantificación de las diferentes especies, formas o fases presentes en un material, o la descripción de ellas (Rodríguez, R., et. al., 2007). Sin embargo, la determinación de las especies químicas específicas o formas de unión es difícil (Loska and Wiechula, 2002; Rodríguez, R., et. al., 2007). Por consiguiente, la determinación de estas formas, dependiendo de los procedimientos operacionales, pueden ser útiles para dar información sobre los riesgos de contaminación ambiental.

Para realizar la especiación química, se emplea un procedimiento de extracción simple o secuencial. Esta técnica utiliza diferentes extractantes químicos, los cuales son aplicados secuencialmente a una misma muestra de biosólidos y cada etapa muestra condiciones más drásticas de extracción con respecto a la anterior (González, F., et. al., 2009); así mismo se emplea para el fraccionamiento de los metales pesados presentes en muestras sólidas tales como suelos, biosólidos, sedimentos, etc (Rao, et. al., 2008; González, F., et. al., 2011).

¹² Bentónico: animal o planta que vive en contacto con el fondo del mar (OCEANO, 2003).



Esta técnica de extracción química secuencial puede dar información sobre el comportamiento de los metales pesados en los sistemas acuáticos, la movilidad de estos y poder lograr así una mejor previsión en la manipulación. Por otro lado, se aplica extensamente en estudios medioambientales, aunque su capacidad de separar metales pesados o definir fracciones geoquímicamente no es perfecto, pero es útil para entender el comportamiento químico y la biodisponibilidad de metales en los sedimentos (Förstner, 1993; Prusty, et. al., 1994; Utero, et. al., 1997; Rosas, R., 2001).

La especiación química es utilizada para la detección de la forma química del metal; si esta técnica se combina con la espectrofotometría de absorción atómica, se puede conocer la concentración del metal (Akbar, 1992; Cruz, Onofre, 2005).

3.7. Metales pesados y aguas residuales.

Se consideran como metales pesados aquellos elementos cuya densidad es igual o superior a 5 g/cm^3 , cuando está en forma elemental; en la tabla periódica son aquellos que tienen densidades mayores a las del hierro y su número atómico es superior a 20, excluyendo a los metales alcalinos y alcalino – térreos (Toral, 1996; Acosta, A., 2007).

Estrictamente y desde el punto de vista químico, los metales pesados están constituidos por elementos de transición y post – transición, incluyendo algunos metaloides como el arsénico y selenio. Estos elementos tienen una gravedad específica significativamente superior a la del sodio, calcio y otros metales ligeros. Por otro lado, estos elementos se presentan en diferentes estados de oxidación en agua, aire y suelo; y presentan diversos grados de reactividad, carga iónica y solubilidad en agua (INECC, 2009); así mismo presentan igual distribución electrónica de las capas externas (metales de transición) y sus pesos atómicos oscilan entre 63.55 a 200.59 g/mol (Ahumada, B., 1994).

Una forma opcional de nombrar a este grupo es como “elementos tóxicos”, los cuales de acuerdo a la lista de contaminantes prioritarios de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA), incluyen a los siguientes elementos: arsénico, cromo, cobalto, níquel, cobre, zinc, plata, cadmio, mercurio, titanio, selenio y plomo (INECC, 2009).

Los metales pesados se encuentran en forma natural en la corteza terrestre. Estos se pueden convertir en contaminantes si su distribución en el ambiente se altera mediante actividades humanas. En general, esto puede ocurrir durante la extracción minera, el refinamiento de productos mineros o por la liberación al ambiente de efluentes industriales y emisiones vehiculares. Además, la inadecuada disposición de residuos metálicos también ha ocasionado la contaminación del suelo, agua superficial y subterránea y de ambientes acuáticos (INECC, 2009).



Algunos de estos metales son considerados esenciales para la vida, tienen como función catalizar reacciones a nivel bioquímico (se ubican en los sitios activos de las proteínas). Aquellos metales que no tienen funciones fisiológicas reconocidas, por sus características químicas y en concentraciones levemente superiores a las naturales, pueden reemplazar a los esenciales, con disfunciones que los convierten en elementos tóxicos (Ahumada, B., 1994).

Los elementos que se encuentran en bajas concentraciones, es decir, en cantidades de $\mu\text{g/L}$ (microgramo por litro), son conocidos como oligoelementos o elementos traza. Estudios ecotoxicológicos han determinado la toxicidad de diferentes metales pesados y han sido ordenados en una lista de toxicidad decreciente: Hg^{2+} , Cd^{2+} , Ag^+ , Ni^{2+} , Pb^{2+} y Zn^{2+} (Waldichunk, 1974; Ahumada, B., 1994).

Entre los metales pesados más peligrosos para la vida acuática se encuentran el plomo, cobre, zinc y cadmio, ya que son muy tóxicos aún en concentraciones relativamente bajas, no son biodegradables y por el contrario se acumulan a lo largo de la cadena trófica (Fergusson, 1992).

Estos metales, sin embargo, son ampliamente utilizados en diferentes procesos tecnológicos y llegan al río como resultado de las aguas residuales deficientemente tratadas y del escurrimiento de la ciudad (Lima, C., et. al., 2005).

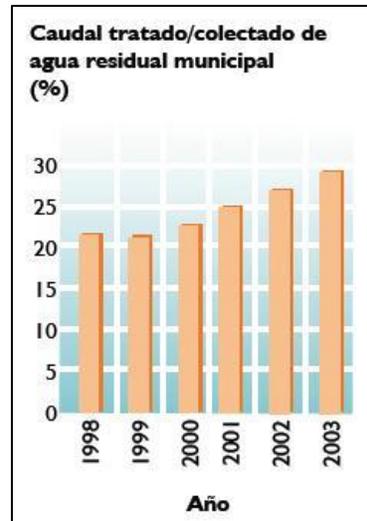
Por otro lado, un problema se presentó con el cierre de la planta de Cromatos de México, S.A., en el año de 1978; esto fue debido a la evidencia de contaminación por cromatos en el aire y suelos de las áreas circundantes. Alrededor de 75,000 toneladas de desechos fueron dejados al aire libre a un lado de la planta y cantidades considerables de desechos fueron utilizados para rellenar caminos de terracería en el área. En 1982, los desechos dispersados fueron recolectados y confinados en un lugar mal construido, el cual consistía en una caja de concreto cubierta por los lados y construida en el campo junto a la industria, donde los residuos iban directamente al suelo. Sin embargo, muchos de los residuos utilizados para el relleno de los caminos no fueron confinados (Gutiérrez – Ruiz, et. al., 1990).

Las aguas de algunos pozos, que estaban cerca de la planta, presentaban una coloración amarillenta, esto llevo a la conclusión que los pozos estaban contaminados con Cr (VI). La interacción con Cr (VI) con materia orgánica, no es benéfica, debido a su alta naturaleza oxidante y su alta movilidad (Gutiérrez – Ruiz, et. al., 1990), y debido a la presencia de cromo en la población humana y vegetal de los alrededores de la planta, fue necesario clausurarla, sin embargo, después del cierre han seguido contaminando aire, suelos y agua de la zona (Gómez, 1994; Cruz, O., 2005).

Al igual que en el resto de los países, en México se han destinado esfuerzos para suministrar agua para el consumo humano. El tratamiento de aguas residuales municipales es aún bajo en el país. En 2003 se contaba con una capacidad instalada para procesar 89.6



m^3/seg en los sistemas municipales, pero solo se trataron alrededor de $60.2 \text{ m}^3/\text{seg}$. En el mismo año, los centros urbanos generaron $255 \text{ m}^3/\text{seg}$ de aguas residuales, de las cuales el 80% se colectó en alcantarillas y de éstas solo el 29.7% fue tratada antes de ser vertida a los cuerpos de agua. La mayor parte del agua procesada recibe tratamiento secundario mediante lodos activados y lagunas de estabilización, estos procesos tienen entre 80 y 90% de eficiencia para la remoción de la demanda bioquímica de oxígeno (SEMARNAT–INEGI, 2000; CNA, 2005). Esto se contrasta con la Figura 2 y la Figura 3; donde se muestra que menos del 50% del caudal recolectado es tratado.



Fuentes: SEMARNAT – INEGI. Estadísticas del Medio Ambiente. Años 1997 y 1999. México. 1998 y 2000.
CNA. Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. México. 1998 a 2005.
CNA. Estadísticas del Agua en México. Años 2004 y 2005. México. 2004 y 2005.

Figura 2. Caudal recolectado de aguas residuales municipales (SEMARNAT–INEGI, 2000; CNA, 2005).

En 2003, las industrias en todo el país descargaron alrededor de $258 \text{ m}^3/\text{seg}$ de aguas residuales. Esto equivale a más de 9.5 millones de toneladas de DBO, de las cuales sólo el 18% se removieron mediante los sistemas de tratamiento. En diciembre de 2004 el país contaba con 1875 plantas de tratamiento de aguas residuales industriales, las cuales procesaban cerca de $27.4 \text{ m}^3/\text{seg}$, es decir, el 10.6% del volumen generado. En 2002, las industrias que contribuyeron con mayor carga de contaminantes fueron la azucarera, la petrolera y la agropecuaria (SEMARNAT–INEGI, 2000; CNA, 2005).

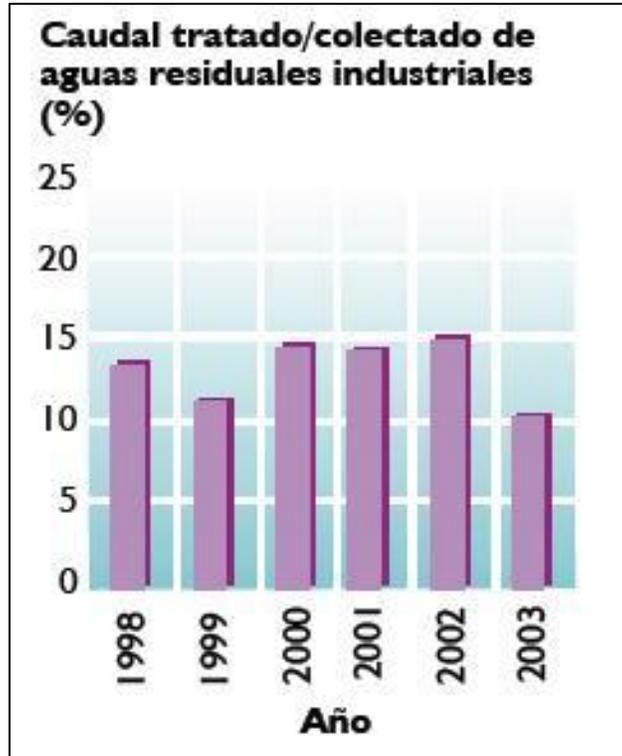


Figura 3. Caudal recolectado de aguas residuales industriales (SEMARNAT-INEGI, 2000; CNA, 2005).

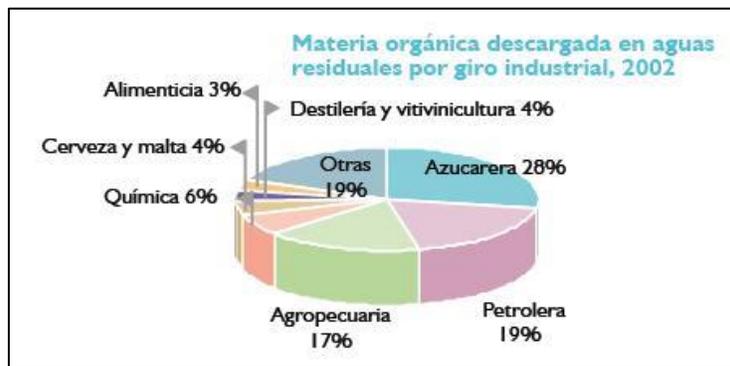


Figura 4. Contenido de materia orgánica en aguas residuales industriales (SEMARNAT-INEGI, 2000; CNA, 2005).

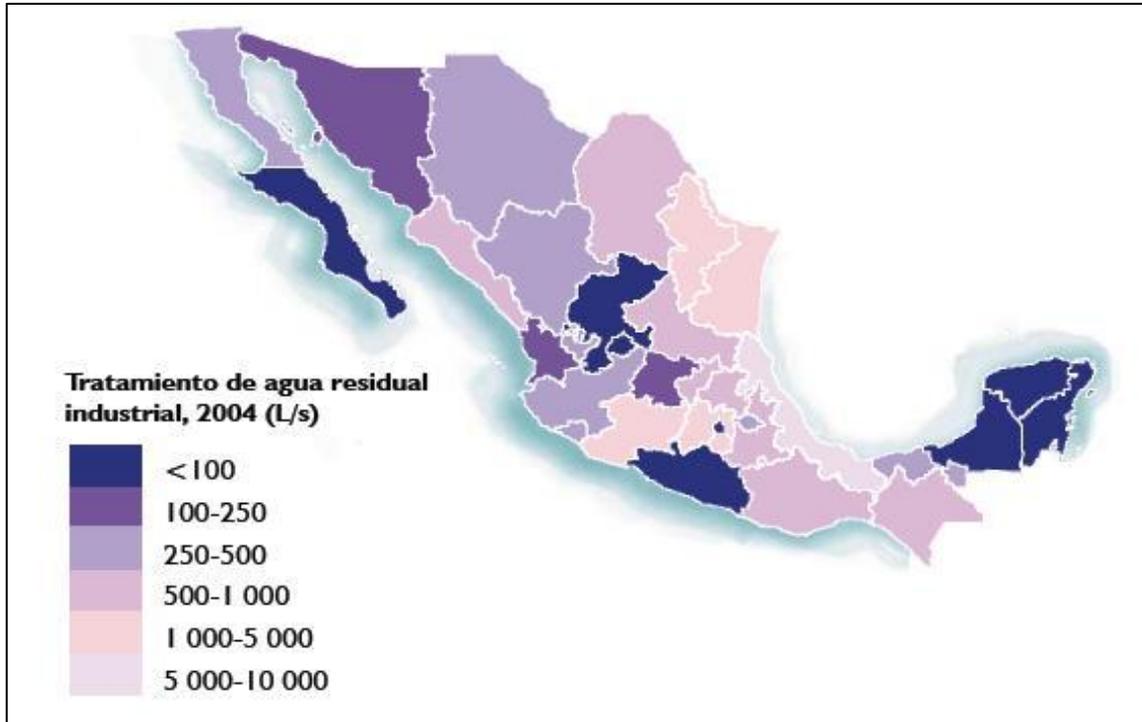


Figura 5. Tratamiento de aguas residuales industriales en la República Mexicana (CNA, 2005).

Fuentes: SEMARNAT – INEGI. Estadísticas del Medio Ambiente. Años 1997 y 1999. México. 1998 y 2000. CNA. Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. México. 1998, 1999, 2000, 2001, 2002 y 2004. CNA. Estadísticas del Agua en México. Años 2004 y 2005. México. 2004 y 2005.

Lo mencionado por (SEMARNAT–INEGI, 2000; CNA, 2005), hace referencia a lo planteado por (Navarro, et. al., 1996), acerca del pequeño porcentaje de residuos peligrosos que reciben tratamiento; en el país, sucede que de todos los residuos generados, municipales e industriales, solo una pequeña parte recibe tratamiento y la parte restante es desechada; esto muestra que cada año se van generando más volúmenes de residuos peligrosos y solo a un porcentaje se le da tratamiento; estamos hablando del riesgo que representa que las descargas municipales e industriales sean vertidas en zonas tan vulnerables como son los cuerpos de agua (mantos acuíferos, lagos, ríos y océanos).

3.7.1. Clasificación de metales pesados.

Como menciona (Ahumada, B., 1994), los elementos en cantidades de microgramo por litro se llaman elementos traza, sin embargo, (Gutiérrez, A., 2008) hace referencia a una clasificación de los metales pesados.



3.7.1.1. Oligoelementos o elementos traza.

Son requeridos en pequeñas cantidades por plantas y animales para que completen su ciclo vital. Pasado cierto umbral se vuelven tóxicos. Dentro de este grupo están: el boro, cromo, cobre, molibdeno, manganeso, hierro, magnesio, selenio y zinc (Gutiérrez, A., 2008).

3.7.1.2. Metales pesados sin función biológica.

Su presencia en determinadas cantidades en los seres vivos, lleva consigo disfunciones en el metabolismo. Resultan altamente tóxicos y presentan la propiedad de acumularse en los organismos. Son principalmente: el cadmio, mercurio, plomo, cobalto, níquel, antimonio y bismuto (Baird, 2001; Gutiérrez, A., 2008).

3.8. Plomo.

El plomo se encuentra en forma natural en la corteza terrestre de un modo relativamente abundante (en un promedio de 16 mg/kg). Fue uno de los primeros metales extraídos por el hombre a partir de la galena (PbS), la cerusita (PbCO₃) y la anglesita (PbSO₄). El metal se produce principalmente por fundición del metal (Corey, O., et. al., 1989).

Los principales yacimientos de éste metal están en Australia, Canadá, Estados Unidos de América y Rusia. La producción mundial minera es aproximadamente de 3,300,000 toneladas/año; en América Latina se produce el 14% de este total, siendo los más importantes productores Perú con 212,600 ton / año y México, con 184,261 ton/año (Corey, O., et. al., 1989).

Tabla 3.11. Producción anual de Plomo en México, del 2000 al 2012, (INEGI, 2013).

Año	Toneladas de plomo (total nacional)
2000	137,974
2001	136,413
2002	138,707
2003	139,348
2004	118,482
2005	134,388
2006	135,025
2007	137,133
2008	141,173
2009	143,838
2010	192,062
2011	223,717
2012	237,450

Fuente: Estadística Mensual de la Industria Minerometalúrgica.



Como menciona (Corey, O., et. al., 1989), México es uno de los principales productores de plomo en América Latina; en base a la Tabla 3.11, es posible observar el comportamiento de la producción de este metal.

Durante el transcurso de la década consultada, el crecimiento de la producción de plomo es notoria y alarmante; tal y como se muestra en la Tabla 3.11, la producción hasta el 2009 estaba por debajo de las 150,000 toneladas anuales, sin embargo, en los últimos tres años, la producción a superado las 150,000 toneladas, mientras que en el 2012 la producción está cerca de las 250,000 toneladas anuales; tomando en cuenta el comportamiento de la producción de plomo, se puede decir que conforme trascurren los años, la cantidad de plomo necesaria para sus distintos fines es cada vez mayor, al mismo tiempo que los efectos de este metal son cada vez más agresivos y perjudiciales.

El creciente comportamiento en la producción de plomo, también se puede observar en las diferentes entidades federativas del país, tal y como lo muestra la Tabla 3.12.

Tabla 3.12. Producción de toneladas de Plomo por Entidad Federativa, del 2007 al 2012, (SE, 2012).

Estados / Años	2007	2008	2009	2010	2011 p/
Aguascalientes	-	3,191	7,973	10,086	9,751
Chihuahua	58,657	56,253	53,169	46,308	47,053
Coahuila	568	1,340	1,154	964	30
Durango	13,024	15,681	10,832	11,991	16,496
Guanajuato	-	-	1	1	3
Guerrero	1,078	736	2,905	3,983	4,329
Hidalgo	3,874	1,908	9	1,392	2,553
Jalisco	83	454	181	3,459	235
México	7,189	7,376	7,860	7,888	7,200
Michoacán	70	10	9	-	4
Morelos	1	-	10	100	-
Nayarit	-	-	4	-	-
Oaxaca	-	-	-	-	1,989
Querétaro	367	683	1,216	66	887
San Luis Potosí	3,534	5,608	5,210	4,189	3,736
Sinaloa	2,644	4,290	2,333	3,756	4,261
Zacatecas	46,044	43,643	50,972	97,879	125,190

p/: Cifras preliminares.

Fuente: Dirección General de Minas, Secretaría de Economía.

El comportamiento creciente en la producción de plomo no aplica para todos los estados del país; algunos estados presentan comportamiento oscilante, tal como el caso de Querétaro,



que en el año 2007 registró una producción anual de 367 toneladas, mientras que en el 2009 tuvo un registro de 1,216 toneladas, sin embargo, para el año 2010 tuvo una caída considerable en la producción de plomo, teniendo registrado solo 66 toneladas.

Las entidades federativas que tienen una producción anual de plomo superior a las 40,000 toneladas son los estados de Zacatecas, con una producción de 125,190 toneladas en el 2012 y Chihuahua, con una producción de 47,053 y en tercer lugar se encuentra Durango con 16,496 toneladas en el mismo año.

En los últimos años, la producción de este metal ha ido en aumento, debido a esto, México es considerado como principal productor desde hace varias décadas.

El plomo, bajo la forma de diversos compuestos, es usado en numerosos tipos de industrias y actividades, entre las cuales están la industria de baterías, pigmentos para pinturas, alfarería, cables y productos químicos; además, el tetraalquilo de plomo se utiliza como antidetonante de la gasolina (Corey, O., et. al., 1989).

El plomo está presente en la dieta y en el ambiente humano. Se ingieren entre 200 a 300 miligramos diarios, sin que ello cause algún daño conocido. Las concentraciones sanguíneas aparecen más elevadas en hombres que en mujeres; más en áreas urbanas que en rurales. El daño en el ser humano se centra en varios sistemas, tales como el nervioso, hematopoyético¹³, urinario, gastrointestinal, renal, reproductivo y endocrino (Corey, O., et. al., 1989).

Los estudios sobre la intoxicación por plomo existen desde hace varios años. Ya en 1839 se publicó un estudio basado en la observación clínica de 1200 casos. Mientras que en el presente siglo se han hecho muchos estudios sobre la exposición ocupacional y ambiental al plomo (Corey, O., et. al., 1989).

Un estudio comparativo de exposición en la población general, realizada entre los años 1981 – 1983 en Bélgica, Malta, México y Suecia, demostró que los valores medios de la concentración de plomo en la sangre en los cuatro países son bastante distintos, los resultados de este estudio son mostrados en la Tabla 3.11, (Corey, O., et. al., 1989).

Tabla 3.11. Estudio comparativo de exposición al plomo (1981–1983), (Corey, O., et. al., 1989).

Año	Exposición al plomo por países (µg / l)			
	Bélgica	Malta	México	Suecia
1981	165	307	269	83
1983	137	243	195	59

¹³ Hematopoyético: sistema encargado de la formación y maduración de los elementos que componen la sangre (OCEANO, 2003).



Las multiplicidad de fuentes de exposición al plomo son mostradas en la Figura 6. Para entender la secuencia de las diferentes vías de exposición se han marcado algunas líneas, con el objetivo de hacer notar las principales vías por las cuales el ser humano está expuesto al plomo.

Todas las vías de exposición al plomo tienen como resultado final el contacto con el ser humano; de una o de otra forma, la contaminación por plomo es un problema que se va acumulando constantemente, sin embargo, los sistemas acuáticos, los animales, las plantas, así como los suelos sufren los severos efectos del plomo.

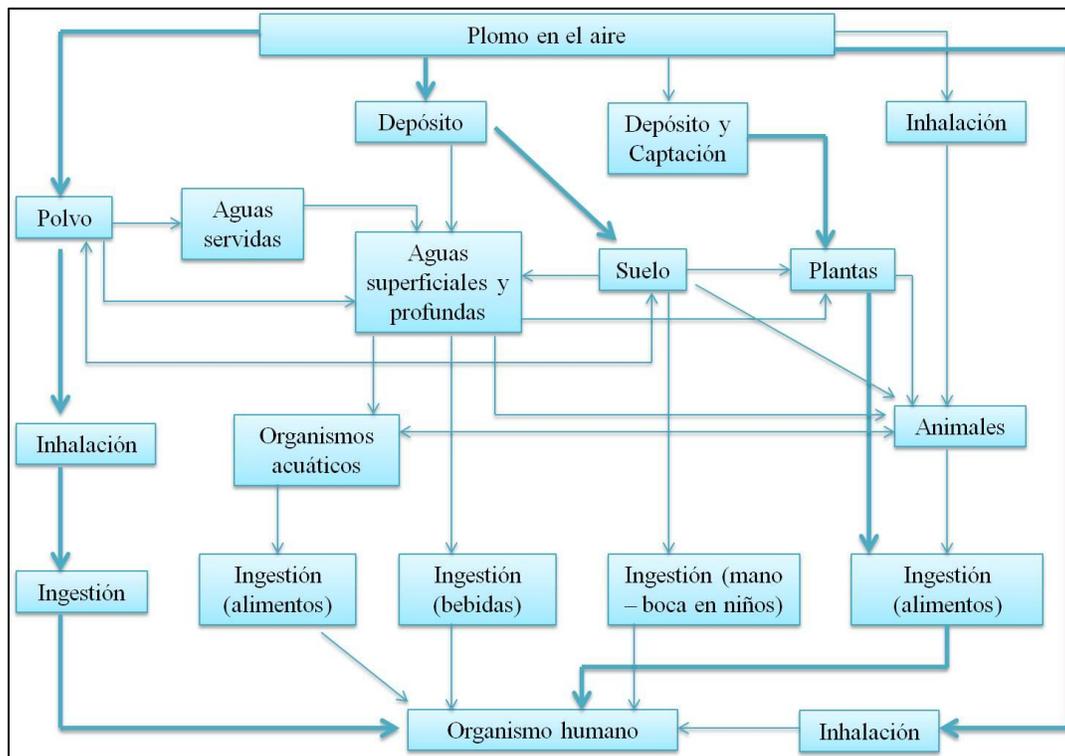


Figura 6. Vías de exposición al plomo, (Corey, O., et. al., 1989).

Fuente: Adaptado de Publicación Científica No. 388 de OPS, Criterios de Salud Ambiental 3, Plomo, 1979.

Un esfuerzo conjunto de vigilancia epidemiológica, la cual no existe actualmente en la región latinoamericana, orientaría sobre la magnitud y las características del problema y sobre las medidas conducentes a reducir los daños actuales.

3.8.1. Fuentes de contaminación de plomo.

El plomo en su forma natural tiene poca importancia como fuente de contaminación del ambiente. Lo más frecuente es que la contaminación del medio con plomo es producida por actividades humanas en la minería, en la industria y por la combustión en los vehículos automotres.



El plomo contaminante del ambiente corresponde casi en su totalidad a formas inorgánicas, pero pueden existir cantidades de plomo orgánico derivado de la combustión de la gasolina, así como de procesos naturales de alquilación que producen compuestos de metilo de plomo (Corey, O., et. al., 1989), estas formas contaminantes del plomo se presentan en la Tabla 3.12.

Tabla 3.12. Compuestos inorgánicos y orgánicos del plomo, (Corey, O., et. al., 1989).

Compuestos inorgánicos ^b		Compuestos orgánicos ^c	
Nombre	Fórmula química	Nombre	Fórmula química
Arseniato de plomo ^a (formas neutra, básica y ácida)	Pb ₃ (AsO ₄) ₂ , PbHAsO ₄ y Pb ₅ OH(AsO ₄) ₃	Acetato de plomo	Pb(CH ₃ COO) ₂
Carbonato de plomo	PbCO ₃ ^a	Estearato de plomo	Pb(C ₁₈ H ₃₅ O ₂) ₂
Cromato de plomo	PbCrO ₄	Oleato de plomo	Pb(C ₁₈ H ₃₃ O ₂) ₂
Cloruro de plomo	PbCl	Tetraetilo de plomo	Pb(C ₂ H ₅) ₄
Dióxido de plomo	PbO ₂	Tetrametilo de plomo	Pb(CH ₃) ₄
Fosfato de plomo	Pb ₃ (PO ₄) ₂		
Monóxido de plomo	PbO ^a (litargirio)		
Sesquióxido de plomo	Pb ₂ O ₃		
Silicato de plomo	PbSiO ₃		
Sulfato de plomo	PbSO ₄ ^a		
Sulfuro de plomo	PbS		
Tetraóxido de plomo	Pb ₃ O ₄		

^a: Son los compuestos inorgánicos considerados como los más tóxicos.

^b: Tienden a ser insolubles en agua; solubles en ácidos y en álcalis.

^c: Insolubles en agua, solubles en disolventes orgánicos y altamente liposolubles.

3.8.1.1. Industria.

El plomo está presente en diversas actividades industriales, ya sea como componente de materias primas (industrias de baterías, pigmentos y cables). En este caso, el plomo suele generar concentraciones ambientales de 100 µg/m³ de aire. Igualmente, el plomo también se puede encontrar como subproductos del proceso de imprenta y soldadura, (Corey, O., et. al., 1989).

En la Tabla 3.13, se proporciona una lista sobre las diferentes industrias que presentan mayor riesgo por la presencia de plomo.



Tabla 3.13. Industrias de mayor riesgo por la presencia de plomo, (Corey, O., et. al., 1989).

Industria
➤ Alfarería (vidriado).
➤ Antidetonantes para gasolina.
➤ Acumuladores de baterías.
➤ Coberturas de cable.
➤ Construcción de cañerías.
➤ Imprenta.
➤ Municiones.
➤ Pigmentos para pintura.
➤ Productos del acero.
➤ Elementos para protección contra radiaciones.
➤ Tubería de plomo.

3.8.1.2. Agua.

El agua, al igual que el aire, se transforma en una fuente de contaminación para la flora y la fauna acuáticas y para el hombre, en la medida que sea contaminada por actividades antropogénicas.

Las concentraciones de plomo en agua potable tienden a ser muy variables; se han encontrado concentraciones de 3.7 – 139 µg/l, sobrepasando en ocasiones el límite de 50 µg/l establecido por la OMS (Corey, O., et. al., 1989); la Tabla 3.15 muestra la concentración de plomo en diferentes sistemas acuáticos.

Sin embargo, la exposición al plomo a través del agua es mínima, debido a que forma compuestos insolubles del tipo carbonatos y sulfatos; además el agua potable tiende a tener menor contenido de plomo que el agua no tratada de la fuente, debido a que el plomo es en parte removido por las plantas convencionales de tratamiento de agua potable (Corey, O., et. al., 1989).

Tabla 3.15. Concentración de plomo en el agua en base al tipo de locación, (Corey, O., et. al., 1989).

Tipo de locación	Concentración (µg/l)
Aguas superficiales	1.0
Ríos	8.0
Aguas de mar	Menor que en aguas superficiales y ríos
Aguas oceánicas superficiales	0.05 – 0.4
Aguas subterráneas (1000 m)	0.03



En áreas no contaminadas, es decir, áreas naturales, las concentraciones de plomo están por debajo de la concentración de las aguas superficiales; estas áreas no han sido alteradas en ninguna forma. La Tabla 3.16, muestra el límite permisible de plomo en el agua potable según la Comisión Nacional del Agua.

Tabla 3.16. Límite permisible de plomo en agua potable, (CNA, 2007).

Parámetro	Límite permisible (mg / l)
Plomo	0.01

Se observa que el límite permisible planteado por (CNA, 2007), está por debajo de las concentraciones mostradas por (Corey, O., et. al., 1989). La (CNA, 2007), plantea que los límites permisibles de metales, se refieren a su concentración total en agua, la cual incluye los sólidos suspendidos y disueltos. De esta manera, se pretende tener un mejor control en el comportamiento de las concentraciones, no solo de los metales, sino de los parámetros que puedan afectar el comportamiento de los ecosistemas.

El INE (Instituto Nacional de Ecología), maneja ciertos límites permisibles de plomo en cuando a descargas de aguas residuales se refiere. Estos límites permisibles se muestran en la Tabla 3.17.

Tabla 3.17. Límites máximos permisibles de plomo en descargas de aguas residuales, (INE, 2007).

Fuente	Límites máximos permisibles	
	Promedio diario (mg/l)	Promedio instantáneo (mg/l)
Industrias de productos de vidrio prensado y soplado	0.6	0.7
Industrias del hierro y acero	0.6	0.7
Industrias de acabados metálicos	0.6	0.7
Industrias de laminación, extrusión y estiraje de cobre y sus aleaciones	0.6	0.7
Actividades agroindustriales, tratamiento de aguas residuales del drenaje y alcantarillado urbano o municipal	1.0	2.0
Disposición mediante riego agrícola de aguas residuales de origen urbano o municipal	5.0	-



La descarga de promedio diario, es la que se obtiene en un día y se obtiene el valor promedio de todas las descargas de aguas residuales; mientras que el promedio instantáneo hace referencia a la concentración obtenida de la descarga, en el momento que se recibe. Se observa que el límite para las disposiciones mediante riego, es un valor considerablemente alto, en comparación con el límite de las industrias de productos de vidrio.

Menciona (Corey, O., et. al., 1989), que el plomo está presente en diversas actividades industriales; se puede notar en la Tabla 3.17 que dicha referencia es evidente.

3.8.1.3. Fuentes antropogénicas.

El ambiente es fundamentalmente contaminado por las fuentes antropogénicas. El mecanismo primario de contaminación antropogénica del ambiente, lo constituye la emisión hacia el aire del metal o sus compuestos (Corey, O., et. al., 1989).

Las principales fuentes antropogénicas que contaminan el ambiente urbano son la combustión de gasolina que contiene aditivos de plomo y la fundición de la minería de plomo.

La minería, la metalurgia y la transformación del plomo han sido causa, en tiempos pasados, de importantes emisiones, la mayor parte de ellas en forma de residuos sólidos. Las técnicas modernas y el uso de mejores tecnologías disponibles, han minimizado esas emisiones, hasta reducirlas a los límites establecidos (UNIPLOM, 2004).

3.9. Cromo.

El cromo es un elemento que ha sido identificado tanto como un micronutriente esencial, como un agente carcinógeno, dependiendo de su forma química (Katz & Salem, 1994; Arauzo, et. al., 2003).

En su aplicación industrial, forma parte de curtientes, pigmentos y conservantes textiles, aleaciones, pinturas anti incrustantes, catalizadores, agentes anticorrosivos, lodos de perforación, baterías de altas temperatura, fungicidas, conservantes de madera, recubrimientos metálicos y electrogalvanizados (Katz & Salem, 1994; U.S.EPA, 1998; Arauzo, et. al., 2003).

El cromo puede funcionar con distintas valencias y en el ambiente se encuentra en varias formas; las más comunes son las derivadas del cromo trivalente o cromo (III), y las del cromo hexavalente o cromo (VI), (Palacios, A., 1997), siendo éste particularmente tóxico (Corey, O., et. al., 1989).

El cromo (III) es un nutriente esencial para los seres humanos, en los que promueve la acción de la insulina (Palacios, A., 1997), y tiene también un papel importante en los factores de tolerancia a la glucosa (Corey, O., et. al., 1989). El cromo metálico o cromo



cero, y los derivados del cromo (VI), usualmente son de origen antropogénico (Palacios, A., 1997).

La presencia de altas concentraciones de las formas trivalente y hexavalente de cromo en el ambiente, es dañina para la salud, ya que causan serios problemas, tales como: dermatitis irritativa, dermatitis alérgica, corrosión del tabique nasal, asma bronquial, cáncer de pulmón y daño renal (Corey, O., et. al., 1989).

Una vez iniciado el proceso de acumulación de cromo en el medio ambiente a partir de distintas fuentes, puede verse transferido a otros sectores del ecosistema: aire, aguas superficiales, sedimentos, aguas subterráneas, suelos y seres vivos (Arauzo, et. al., 2003). El cromo también entra al ambiente a partir de todos los procesos de combustión, incluyendo los incendios forestales (Palacios, A., 1997). La Figura 7 muestra el ciclo ambiental del cromo en el medio ambiente y la Figura 8 muestra las actividades industriales.

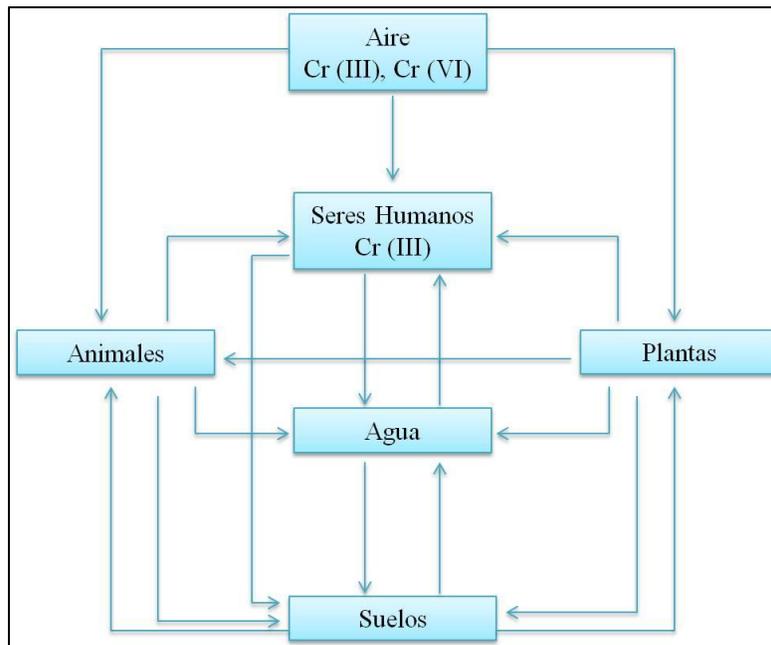


Figura 7. Ciclo ambiental del cromo en el medio ambiente, (Palacios, A., 1997).

El aire es el medio principal de contaminación del cromo para el medio ambiente y los seres humanos; el cromo se transporta a través del aire, se deposita en el suelo contaminando los alimentos de los animales, así como la extracción de nutrientes de las plantas; así mismo, los seres humanos respiramos el aire contaminado con el cromo en sus diversas valencias; igualmente sucede con el agua, sea de ríos o de lagos; los seres humanos pueden llegar a ingerir agua contaminada con cromo.

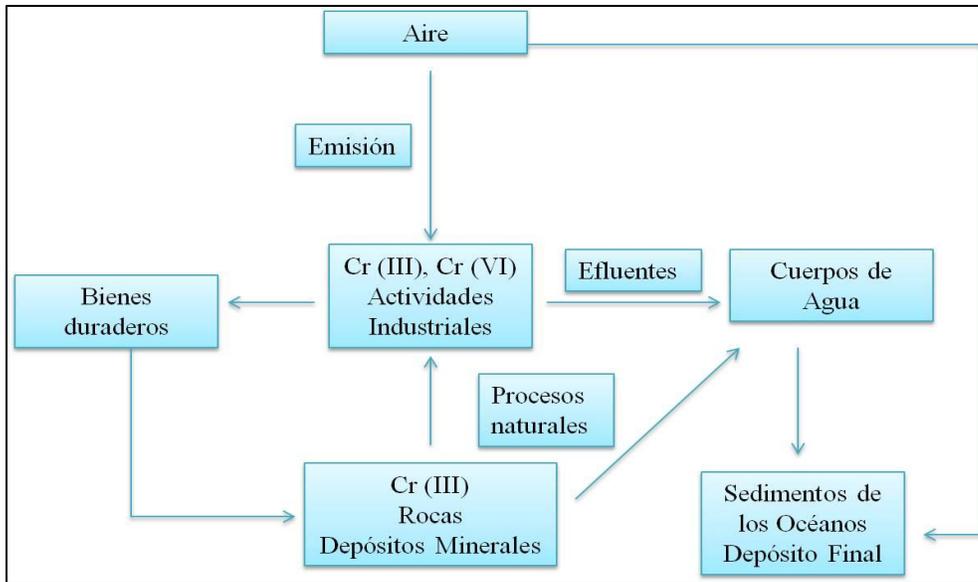


Figura 8. Ciclo ambiental del cromo en las actividades industriales (Palacios, A., 1997).

La Figura 8 muestra tres vías importantes de contaminación del cromo; la emisión, los efluentes y los procesos naturales. Los bienes duraderos hacen referencia a los depósitos naturales del metal (en rocas principalmente); estos depósitos son utilizados para la transformación industrial, que llegan a contaminar los cuerpos de agua. Por otro lado, el cromo que se encuentra suspendido en el aire, llega a contaminar los sedimentos de los océanos, donde contamina la flora y la fauna.

La producción mundial de cromo es de 8,085,000 ton/año. El 11% de esta cantidad es producida en América Latina, principalmente por Brasil, con 829, 000 ton/año y por Cuba, con 32,000 ton/año; que participan activamente en la extracción y producción de cromo, especialmente para la industria del acero, de materiales refractarios y de producción de vidrio y cemento (Corey, O., et. al., 1989).

Los principales países industrializados, en particular Estados Unidos, son completamente dependientes de la importación de este metal, al cual se le considera como metal estratégico, por ser esencial para su industria (Palacios, A., 1997). La producción mundial en volumen por país se muestra en la Tabla 3.18.

Tabla 3.18. Producción anual de cromo en 2010 y 2011 1/, (SE, 2012).

Países productores	Año	
	2010	2011 e/
República de la India	3,800	3,800
Kazakhstan	3,830	3,900
República de Sudáfrica	10,900	11,000
Otros países	5,170	5,300



Total	23,700	24,000
-------	--------	--------

Los valores están dados en miles de toneladas métricas.

e/: Cifras estimadas.

1/: Producción en mina de mineral de cromo comercial, peso bruto.

Fuente: Mineral Commodity Summaries, U. S. Geological Survey, E. U. A.

De los países productores de cromo, la República de Sudáfrica es el que mayor volumen de cromo produce; Estados Unidos basa su industria en la utilización de este metal, a pesar de que el número de trabajadores potencialmente expuestos al cromo (VI), se ha calculado alrededor de 175,000 distribuidos en unas 104 actividades laborales distintas (Corey, O., et. al., 1989).

La importancia de este metal en los países de América Latina obedece a la existencia de grandes yacimientos y a su frecuente utilización en una gran diversidad de industrias.

3.9.1. Fuentes de contaminación de cromo.

Las fuentes de contaminación por cromo son aquellas que están relacionadas con la presencia de cromo en los polvos metálicos. Con el crecimiento de las actividades industriales, las fuentes contaminantes han aumentado significativamente (Corey, O., et. al., 1989).

Las fuentes naturales generalmente son responsables del cromo (III), que llega al organismo humano, el cual es de importancia fisiológica (Corey, O., et. al., 1989).

Los principales compuestos que tienen interés por su prevalencia en el ambiente son los compuestos trivalentes: óxido crómico y sulfato crómico; y los compuestos hexavalentes: trióxido crómico, ácido crómico y dicromatos (de sodio y potasio), (Corey, O., et. al., 1989).

3.9.1.1. Industria.

La utilización industrial de este metal, como se muestra en la Tabla 3.19 se hace principalmente con la finalidad de obtener protección por revestimiento de los metales, para fines estéticos y decorativos, de cambios de color en diferentes materiales (Corey, O., et. al., 1989).



Tabla 3.19. Industrias de mayor riesgo por la presencia de cromo, (Corey, O., et. al., 1989).

Industria
➤ Cemento.
➤ Colorantes.
➤ Construcción.
➤ Curtidurías.
➤ Galvanoplastía.
➤ Material fotográfico.
➤ Material refractario.
➤ Metalurgia (acero y aleaciones).
➤ Pinturas anticorrosivas.

3.9.1.2. Agua.

En los ríos, las concentraciones naturales de cromo varían de 0.1–5 µg/l. En el océano, las concentraciones son inferiores a 5 µg/l. Las actividades y efluentes industriales son los principales contaminantes de las aguas, llegando a elevar las concentraciones de plomo hasta 25 µg/l (Corey, O., et. al., 1989).

El nivel permisible más alto de la concentración total de cromo soluble en agua para beber, ha sido establecida en 0.05 mg/l (National Research Council of Canada, 1976; U.S. Environmental Protection Agency, 1979; Galvao and Corey, 1987; Gutiérrez – Ruiz, et. al., 1990).

Sin embargo, en ríos, la concentración de cromo (VI) no debe exceder la concentración de $1.10 \cdot 10^{-6}$ mg/l, y los límites para el cromo (III) están definidos en las fórmulas que involucran la dureza del agua (U. S. Environmental Protection Agency, 1979; Gutiérrez – Ruiz, et. al., 1990).

3.10. Sedimentos.

El concepto de sedimento está definido por (OCEANO, 2003), como materia que, habiendo estado suspendida en un líquido, se posa en el fondo por su mayor gravedad.

El análisis de metales en los sedimentos tiene la ventaja de que permite hacer una estimación integrada en tiempo y espacio de la contaminación (Förstner y Wittmann, 1981; Lima, C., et. al., 2005).

Los sedimentos son los destinatarios de la mayor parte de los metales que llegan a los sistemas acuáticos, a su vez, una fuente importante de estos metales, ya que puede producirse la disolución parcial de los mismos, su paso a las aguas y a los organismos



vivos, como resultado de cambios físicos y químicos en estos sistemas (Lima, C., et. al., 2005).

En los sistemas marinos los metales pesados son fijados al sedimento por procesos como adsorción y coprecipitación (por hidróxidos, óxidos de hierro y manganeso), adsorción en arcillas minerales, precipitación con materia orgánica, reacciones hidrolíticas tanto de iones como de complejos disueltos y por otros mecanismos naturales relacionados con las características fisicoquímicas de los sedimentos (Bruder – Hubscher, et. al., 2002; Sutherland y Tack, 2002; García – Rico, et. al., 2004).

Los sedimentos marinos actúan como integradores y concentradores de metales (De Gregori, et. al., 1996; González, et. al., 1998; García – Rico, et. al., 2004). Dependiendo de la forma química y física de los metales, estos pueden mobilizarse y ser transportados a través de las membranas biológicas de las diferentes especies marinas (De Gregori, et. al., 1996; Kong, et. al. 1998; García – Rico, et. al., 2004).

Dentro de los estudios de contaminación por metales pesados en sistemas acuáticos, los sedimentos constituyen un material fundamental para conocer el grado de contaminación de una determinada zona (Rosas, R., 2001).

En sedimentos, se pueden realizar dos tipos de determinaciones:

- Concentración total de metales: proporciona una evaluación del nivel de contaminación (Rosas, R., 2001).
- Especiación (estudio de las formas químicas del metal): proporciona información sobre la biodisponibilidad en determinadas condiciones ambientales (Rosas, R., 2001).

Las diferentes especies de metales tienen un comportamiento distinto con respecto a la removilización y la biodisponibilidad. La fracción del metal más móvil es adsorbida como ión intercambiable, lo que representa un riesgo de contaminación debido a la liberación de metales en agua bajo condiciones naturales (Förstner, 1989; Chen, et. al., 1996; Rosas, R., 2001).

La estimación de la removilización de metales bajo condiciones ambientales y la asimilación potencial por los organismos, son los principales objetivos para la diferenciación de especies en los metales traza enlazados a los sedimentos. Por otro lado, la biota puede interactuar a través de un gran número de vías con el medio ambiente, modificando el pseudo – equilibrio entre las especies químicas en las fases líquida y sólida; los porcentajes de metales en las diferentes fracciones varían de acuerdo a la magnitud de la contaminación de los sedimentos (Rosas, R., 2001).



Durante los últimos 25 años se han desarrollado una gran variedad de métodos de extracción. Sin embargo, el amplio rango de procedimientos usados, hace que los resultados obtenidos en diferentes estudios sean difícilmente comparables por las condiciones de operación tan variables de cada método (Filgueiras, et. al., 2002; González, F., et. al., 2009).

Ante esta problemática, la Comunidad Europea a través del Standard Measurement and Testing Program (SM&TP), comenzó un programa para armonizar la metodología usada en procedimientos de extracción secuencial para determinar metales pesados en suelos y sedimentos. Este procedimiento (método BCR), ha sido aplicado exitosamente a una gran variedad de matrices sólidas incluyendo biosólidos (González, F., et. al., 2009).

El esquema de extracción secuencial BCR (SES–BCR, por sus siglas en inglés) divide el contenido total del metal en estudio presente en una muestra en varias fracciones, las cuales se liberan mediante una secuencia de extracción en orden de movilidad y peligrosidad decreciente (González, F., et. al., 2009).

Los métodos de extracciones selectivas son los que aportan una información más significativa en la determinación de las principales fases acumulativas de metales pesados en sedimentos. A través de una serie de extracciones químicas sucesivas, se consigue remover los constituyentes más importantes de los sedimentos: carbonatos, óxidos de hierro y manganeso, materia orgánica y metales asociados a los minerales del sedimento (Legret, 1993; López – Sánchez, 1993; Usero, et. al., 1997; Rosas, R., 2001); en la mayoría de los esquemas de especiación, se pretende separar los metales en diferentes fases, las cuales según el esquema BCR son las siguientes.

3.10.1.Fracción intercambiable.

Representa la fracción con mayor biodisponibilidad; esta fracción incluye metales absorbidos débilmente sobre superficies sólidas del suelo (González, F., et. al., 2011). Se extraen metales en disolución, unidos a carbonatos e intercambiables; estos metales son liberados a través de un intercambio iónico, mediante un extractante ácido como el ácido acético (González, F., et. al., 2009).

3.10.2.Fracción sorbida.

Se extraen metales pesados asociados a óxidos e hidróxidos de hierro y manganeso. Los metales pueden estar enlazados a estos minerales mediante la coprecipitación, la adsorción, la formación de complejos de superficie, el intercambio iónico y la penetración en la estructura cristalina (González, F., et. al., 2011).

Los metales unidos a estos óxidos son inestables bajo condiciones reductoras (los óxidos se disuelven y se liberan las trazas de metal absorbidas), (González, F., et. al., 2009).



3.10.3.Fracción orgánica.

La biodisponibilidad de esta fracción depende en gran medida del tipo de materia orgánica. En esta fracción los metales pueden estar asociados por medio de reacciones de complejación a la materia orgánica del suelo (González, F., et. al., 2011).

La degradación de la materia orgánica se presenta bajo condiciones oxidantes, liberando los metales solubles enlazados a ésta o a sulfuros (González, F., et. al., 2009).

3.10.4.Fracción carbonatada.

Dado que los minerales carbonatados en suelos y sedimentos son susceptibles a los cambios de pH, los metales asociados a esta fracción ya sean precipitados o coprecipitados con carbonatos, se suelen solubilizar empleando soluciones reactivas con pH ácido (López Julián, P.L., et.al., 2002).

3.10.5.Fracción sulfurada.

En esta fracción se encuentran los metales unidos a minerales primarios como los silicatos (González, F., et. al., 2009).

Proporciona información sobre la concentración de metales que no fueron extraídos en las etapas anteriores que se consideran reclusos en la estructura cristalina de minerales primarios; por lo tanto, su biodisponibilidad es muy baja (González, F., et. al., 2011).

3.11. Formas químicas de los metales pesados en sedimentos.

La movilidad, transporte y distribución de metales traza en sistemas terrestres y acuáticos naturales son función de la forma química del elemento y dependen de las características fisicoquímicas y biológicas del sistema ambiental. La tendencia de acumulación de un elemento en organismos de sistemas acuáticos depende en particular de la capacidad del sedimento de retener al metal de interés. Esta capacidad de retención puede debilitarse en sistemas aguas – sedimentos sobrecargados (Ure, A. M. y Davidson, C. M., 2001; Pazos, C., 2007). La toxicidad y la bioacumulación de metales en sedimentos, es función de la propia geoquímica que poseen los sedimentos en sí (Tessier, A., y Turner, D. R., 1995; Pazos, C., 2007).

Los componentes sólidos de los sedimentos determinan la capacidad de disolución de estos metales a través de reacciones de adsorción – desorción y disolución – precipitación acopladas a complejaciones, acidificación o a reacciones redox (Pazos, C., 2007).

Numerosos investigadores coinciden en que más del 90% de la carga metálica de una corriente fluvial, se halla en las partículas en suspensión del agua y en los sedimentos (Meybeck, 1997; Calmano, et. al., 1993; Dekov, et. al., 1998; Rosas, R., 2001). Las



partículas en suspensión en las aguas, consisten en minerales de arcilla, óxidos e hidróxidos de hierro y manganeso, carbonatos, sustancias orgánicas (ácidos húmicos) y materiales húmicos biológicos (algas y bacterias). La estabilidad de los metales pesados está ligada a estos compuestos que son factores decisivos para la movilidad y biodisponibilidad de metales (Rosas, R., 2001).

Tradicionalmente se controlaba la calidad de un sistema acuático teniendo en cuenta las concentraciones de metales pesados en aguas. Hoy en día, el control de estas aguas es solo una parte del control y este puede ser dificultado por la inherente variabilidad del caudal y niveles de los contaminantes (Horowitz, et. al., 1990; Bubb y Lester, 1994; Rosas, R., 2001). Por ello, los análisis de contaminantes en sedimentos toman cada vez mayor interés para obtener las concentraciones totales y posteriormente se realiza una especiación para determinar si los metales pueden liberarse fácilmente bajo condiciones normales a la columna del agua (Rosas, R., 2001).

Para establecer si existe un enriquecimiento metálico antropogénico en un sistema acuático, es necesario conocer las concentraciones basales (niveles de fondo) de metales pesados en los sedimentos (Förstner y Wittmann, 1981; Rovira, 1993; Rosas, R., 2001).

Además, existen otros factores que pueden influir en los sedimentos (cambios de salinidad, potencial redox, pH, temperatura, actividad microbiana o actividad humana), y por lo tanto pueden hacer que las muestras modifiquen su composición (Olausson, E., y Cato, I., 1890; Pazos, C., 2007).

3.11.1. Formas químicas del cromo en sedimentos.

Para este metal concretamente se pueden encontrar en los sedimentos los estados de oxidación III y VI (cromo trivalente y hexavalente). Se ha demostrado en numerosos estudios la reducción de Cr (VI) a Cr (III) por diferentes procesos biológicos y geoquímicos (pH bajo, condiciones anóxicas, alto contenido de materia orgánica como los ácidos fúlvicos, Fe (III) y presencia de bacterias), (Nriagu, J. O., y Kabir, A., 1995; Pazos, C., 2007).

El proceso inverso también es posible. Se produce así la oxidación de Cr (III) a Cr (VI) en presencia de óxidos de manganeso, peróxido de hidrógeno u oxígeno molecular producido por reacciones fotoquímicas (Nriagu, J. O., y Kabir, A., 1995; Pawlitz, A. V., et. al., 1997;,, pero estas reacciones son relativamente lentas comparadas con los procesos de reducción anteriores (Pazos, C., 2007).



3.11.2. Formas químicas del plomo en sedimentos.¹⁴

Este es el elemento menos móvil, tiene un tiempo de residencia de entre 800 a 600 años.

El sulfuro de plomo (PbS), se oxida por la meteorización¹⁵ a PbSO₄, el cuál es más soluble. Algunos compuestos del plomo que son insolubles son: Pb(OH)₂, PbCO₃, PbS, PbO, PbSO₄. La especie que predomine dependerá del pH, potencial, fuente que lo produzca y aniones presentes.

Algunos de los compuestos de plomo encontrados en los sedimentos son el PbS, PbSO₄ y PbCO₃; estos compuestos sólidos se alteran con las propiedades redox del sedimento.

Las especies de plomo son más fuertemente absorbidas por los óxidos hidratados de hierro y manganeso, que por los compuestos orgánicos.

¹⁴ Esta sección fue consultada de la dirección: <http://www.uco.es/~iq2sagri/QIMediambiente/TranspTema8-web.pdf>; extraída el 12 de Abril del 2013.

¹⁵ Meteorización: conjunto de cambios físicos y químicos producidos en las rocas y en los relieves de la superficie terrestre por acción de los agentes atmosféricos, (OCEANO, 2003).



4. Materiales y métodos.

4.1. Descripción del sistema estudiado.

El sistema estudiado se localiza en el municipio de Cuautitlán Izcalli, en el Estado de México, a una altitud aproximada de 2318 msnm¹⁶, localizado entre las coordenadas 19° 37' 44.20'' Latitud Norte y 99° 15' 32.43'' Latitud Oeste; la Figura 9 muestra la localización del Lago de Guadalupe.

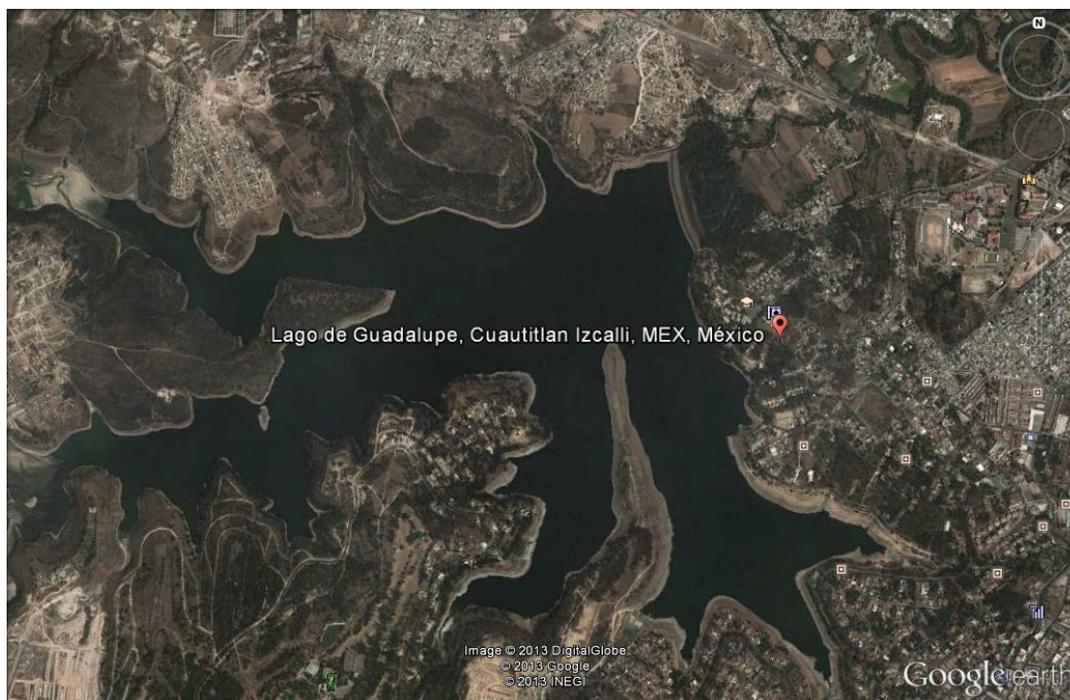


Figura 9. Localización geográfica del Lago de Guadalupe, (Google Earth, 2013; INEGI, 2013).

La zona donde se localiza el Lago de Guadalupe, también se encuentra la presa con el mismo nombre; la presa presenta un clima templado subhúmedo con lluvias en verano, de humedad media, (INEGI, 2009); mientras que la parte del Lago de Guadalupe se encuentra circundado por la zona urbana propia del municipio de Cuautitlán Izcalli.

4.2. Programa de muestreo.

Para que el análisis de especiación química pudiera ser llevado a cabo; las muestras fueron recolectadas en recipientes de polietileno. Los recipientes fueron previamente lavados con ácido nítrico al 10% durante 24 horas, para eliminar posibles trazas de metales. Finalmente, los recipientes fueron lavados tres veces con agua desionizada.

¹⁶ msnm: metros sobre el nivel del mar.



La toma de las muestras se realizó tres veces por día, durante una semana¹⁷, de las cuales se formaron muestras compuestas, formadas por la mezcla de las tres muestra de cada día.

Las muestras fueron trasladadas al laboratorio en un recipiente y fueron almacenadas a una temperatura de 4°C, esto se realizó con la finalidad de prevenir posibles alteraciones químicas durante el análisis.

La Tabla 4.1, muestra el programa de muestreo llevado a cabo en el Lago de Guadalupe, así como la simbología empleada.

Tabla 4.1. Esquema de muestreo en el Lago de Guadalupe.

Hora	Días de la semana				
	Día 1	Día 2	Día 3	Día 4	Día 5
8:00 hrs	M1 – 1	M1 – 2	M1 – 3	M1 – 4	M1 – 5
12:00 hrs	M2 – 1	M2 – 2	M2 – 3	M2 – 4	M2 – 5
18:00 hrs	M3 – 1	M3 – 2	M3 – 3	M3 – 4	M3 – 5
Mezcla	MR – 1	MR – 2	MR – 3	MR - 4	MR – 5

➤ Leyenda:

M1 a M3: muestras individuales.

MR: mezcla compuesta, formada por la mezcla de las tres muestras por día.

4.3. Metodología experimental.

Para evaluar la forma de los metales en las muestras recolectadas se necesita de un método de fraccionamiento preciso, mediante extractantes selectivos como ácidos, bases, sales y agentes complejantes. El uso de extractantes simples es útil para determinar la distribución del metal en la muestra de agua residual. Para la cuantificación del plomo y del cromo, se realizó el análisis por Espectrofotetría de absorción atómica con flama, utilizando el equipo Perkin Elmer AAnalyst100. La cantidad de metales pesados se comparó con la Norma Oficial Mexicana (NOM-001-ECOL-1996).

4.3.1. Reactivos.

- KNO₃; 1M; pureza 99%.
- KF; 0.5M a pH de 6.5
- Na₄P₂O₇*10H₂O; 0.1M; pureza 99%
- EDTA; 0.1M a pH de 6.5
- HNO₃; 0.1M; pureza 99%
- Agua regia.

¹⁷ El fin de semana no fue tomado en cuenta.



- g) Agua desionizada.

4.3.2. Material.

- a) Vasos de precipitados de 1L, 0.5L y 100 ml.
- b) Matraces aforados de 500 ml, 1L y 2L.
- c) 10 tubos de centrífuga.
- d) Matraces de 250 ml.
- e) Piseta.

4.3.3. Equipo.

- a) Agitador oscilatorio transversal.
- b) Centrífuga.
- c) Balanza de precisión.
- d) Espectrofotómetro de absorción atómica con flama.

4.3.4. Extracción química secuencial.

El procedimiento de extracción secuencial se adaptó al presente estudio para separar el plomo y el cromo en sus fracciones intercambiables, sorbidas, puentes orgánicos, carbonatos y sulfuros respectivamente. Entre cada extracción, la muestra se lavó con 25 ml de agua desionizada, se centrifugó y se descartó el sobrenadante, para remover el reactivo remanente y los metales presentes en la muestra residual de la extracción previa.

4.3.4.1. Primera extracción.

En esta extracción se obtuvieron los metales intercambiables; para llevar esto a cabo, se tomó 1 mL de la muestra compuesta y se depositó en un recipiente de polietileno; se le agregaron 50 ml de KNO_3 de concentración 1M y se colocó en un agitador horizontal a una velocidad entre 20 – 25 rpm¹⁸ durante un tiempo de 16 horas. Trascorrido ese lapso se pasó el contenido del recipiente de polietileno a un tubo de centrífuga, el cual se centrifugó a 10,000 rpm por un lapso de 10 minutos. Posteriormente, se extrajo el sobrenadante y se depositó en un recipiente de polietileno y se guardó en refrigeración a una temperatura de 4°C para la posterior determinación de metales.

El residuo obtenido de la última centrifugación se lavó con 25 ml de agua desionizada y se centrifugó a una velocidad de 10,000 rpm por un lapso de 10 minutos. El agua de lavado se

¹⁸ rpm: revoluciones por minuto.



desechó y el residuo sólido se colocó en otro recipiente de polietileno, para poder ser utilizado en la siguiente extracción.¹⁹

4.3.4.2. Segunda extracción.

Esta extracción es para los metales sorbidos; para obtener estos metales, se utilizaron los sólidos de la primera extracción; a estos sólidos se les agregó 80 ml de KF de concentración 0.5M a un pH de 6.5, y se depositaron en agitación a una velocidad entre 20 – 25 rpm durante un lapso de tiempo de 16 horas. Transcurrido el tiempo, se siguió el procedimiento de la extracción anterior y se centrifugó a una velocidad de 10,000 rpm por un lapso de tiempo de 10 minutos.

4.3.4.3. Tercera extracción.

En esta extracción se obtuvieron los metales unidos a puentes orgánicos; para obtener estos metales, se utilizaron los sólidos de la segunda extracción; a estos se les agregó 80 ml de $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ a una concentración de 0.1M y se depositaron en agitación a una velocidad entre 20 – 25 rpm durante un lapso de tiempo de 16 horas. Transcurrido el tiempo, se siguió el procedimiento de la extracción anterior y se centrifugó a una velocidad de 10,000 rpm por un lapso de tiempo de 10 minutos.

4.3.4.4. Cuarta extracción.

Esta extracción es para los metales unidos a puentes de carbono; para obtener estos metales, se utilizaron los sólidos de la tercera extracción; a estos se les agregó 80 ml de EDTA a una concentración de 0.1M a un pH de 6.5 y se depositaron en agitación a una velocidad entre 20 – 25 rpm durante un lapso de tiempo de 8 horas. Transcurrido el tiempo, se siguió el procedimiento de la extracción anterior y se centrifugó a una velocidad de 10,000 rpm por un lapso de tiempo de 10 minutos.

4.3.4.5. Quinta extracción.

Esta extracción tuvo como objetivo obtener en su totalidad los compuestos que se pudieran haber solubilizado en la cuarta extracción, es decir, una doble extracción. A los sólidos de la cuarta extracción se les agregó 80 ml de EDTA a una concentración de 0.1M a un pH de 6.5 y se depositaron en agitación a una velocidad entre 20 – 25 rpm durante un lapso de tiempo de 8 horas. Transcurrido el tiempo, se siguió el procedimiento de la extracción anterior y se centrifugó a una velocidad de 10,000 rpm por un lapso de tiempo de 10 minutos.

¹⁹ Este paso aplica de igual forma para las demás extracciones.



4.3.4.6. Sexta extracción.

En esta última extracción se obtuvieron los metales en fracción de sulfuros; para llevar esto a cabo se utilizaron los sólidos de la quinta extracción; a estos se les agregó 50 ml de HNO_3 a una concentración de 0.1M y se depositaron en agitación a una velocidad entre 20 – 25 rpm durante un lapso de tiempo de 16 horas. Transcurrido el tiempo, se siguió el procedimiento de la extracción anterior y se centrifugó a una velocidad de 10,000 rpm por un lapso de tiempo de 10 minutos.

Todas las muestras que se recolectaron en cada una de las extracciones fueron analizadas con el espectrofotómetro de absorción atómica con flama.

Para cada extracción se plantaron diferentes reacciones químicas, esto con el objetivo de saber qué es lo que está ocurriendo en el sistema analizado. Hay que tomar en cuenta que estas reacciones químicas son planteamientos de lo que está ocurriendo en el sistema; como mencionan los diferentes autores; describir las reacciones químicas que ocurren en este tipo de estudios son complicadas por la gran cantidad de metales y materiales que pueden estar presentes. La Tabla 4.2 muestra las reacciones planteadas para cada extracción realizada.

Tabla 4.2. Reacciones químicas planteadas para las diferentes extracciones de la especiación química.

Fracción	Reacción química planteada	Especie obtenida
Intercambiable	Muestra de sedimentos + KNO_3	$\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$; $\text{Cr}(\text{NO}_3)_6$
Sorbida	Muestra de sedimentos + KF	Trazas de plomo absorbido
Orgánica	Muestra de sedimentos + $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$	$\text{Pb}_2\text{P}_2\text{O}_7$
Carbonatada	Muestra de sedimentos + EDTA	PbH_2Y
Sulfurada	Muestra de sedimentos + HNO_3	$\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$

En base a los resultados obtenidos, no se tienen pruebas de la presencia de cromo formando compuestos en las diferentes fracciones, a excepción de la fracción intercambiable, por lo que los compuestos mostrados en la tabla anterior se refieren al plomo.

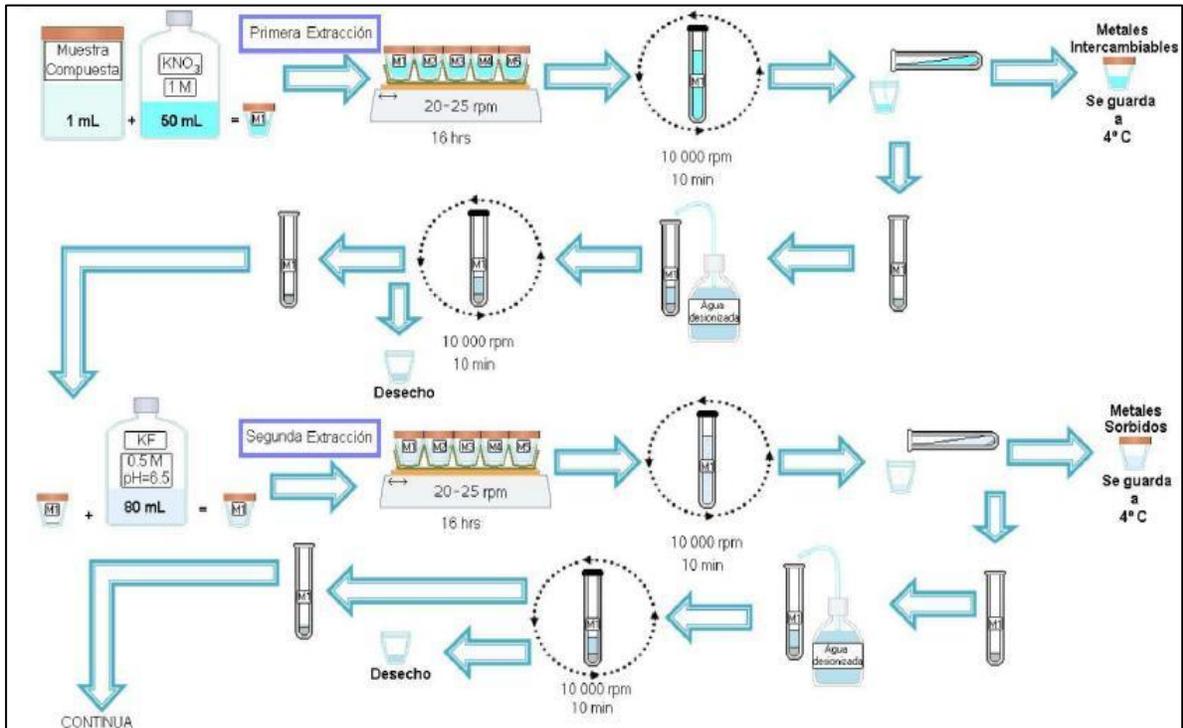
4.3.5. Espectrofotometría de absorción atómica con flama.

La Espectrofotometría de absorción atómica es parecida a la fotometría de llama de emisión en que la muestra es aspirada en una llama y posteriormente atomizada. La principal diferencia consiste en que en la fotometría de llama de emisión se mide la cantidad de luz emitida, mientras que en la espectrofotometría de absorción atómica se dirige un rayo luminoso a través de una llama a un monocromador y sobre un detector que mide la cantidad de luz absorbida por el elemento atomizado en la llama.



Como cada metal tiene su propia longitud de onda de absorción característica, se utiliza como fuente luminosa una lámpara compuesta de dicho elemento; esto proporciona un método relativamente libre de interferencias espectrales o de radiación. La cantidad de energía absorbida en la llama a una longitud de onda característica es proporcional a la concentración del elemento en la muestra, en un intervalo de concentración limitado (Lenore, S., et. al., 1992).

A continuación se muestra un diagrama esquemático de la experimentación realizada a las muestras de los sedimentos.



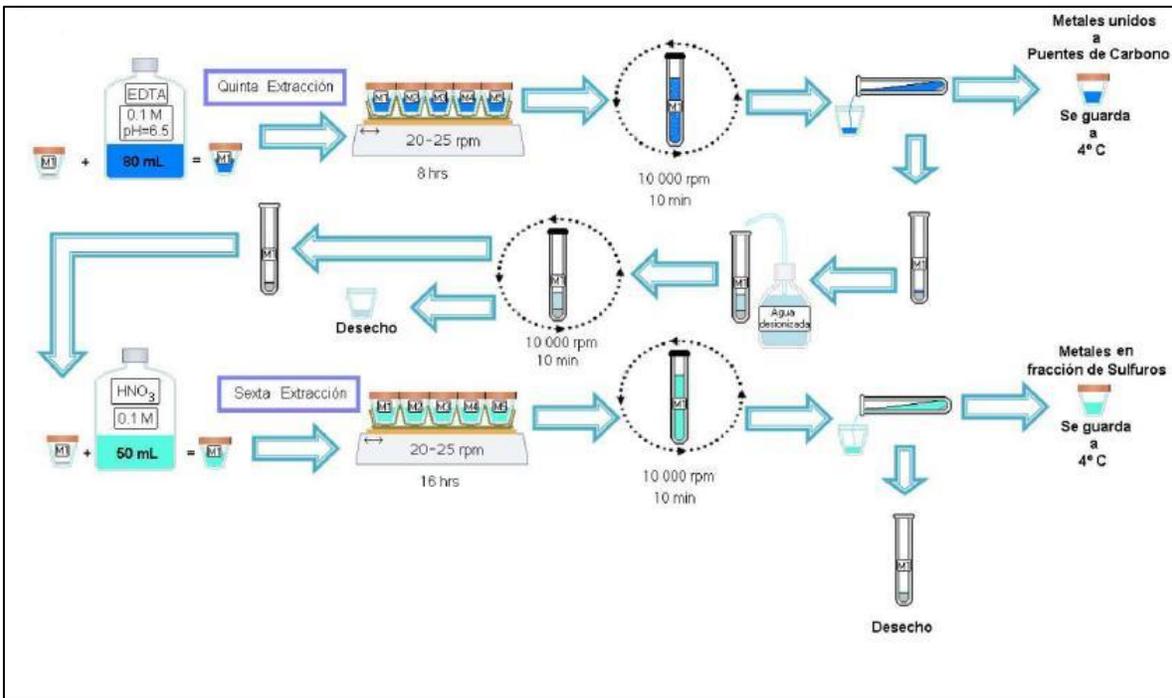
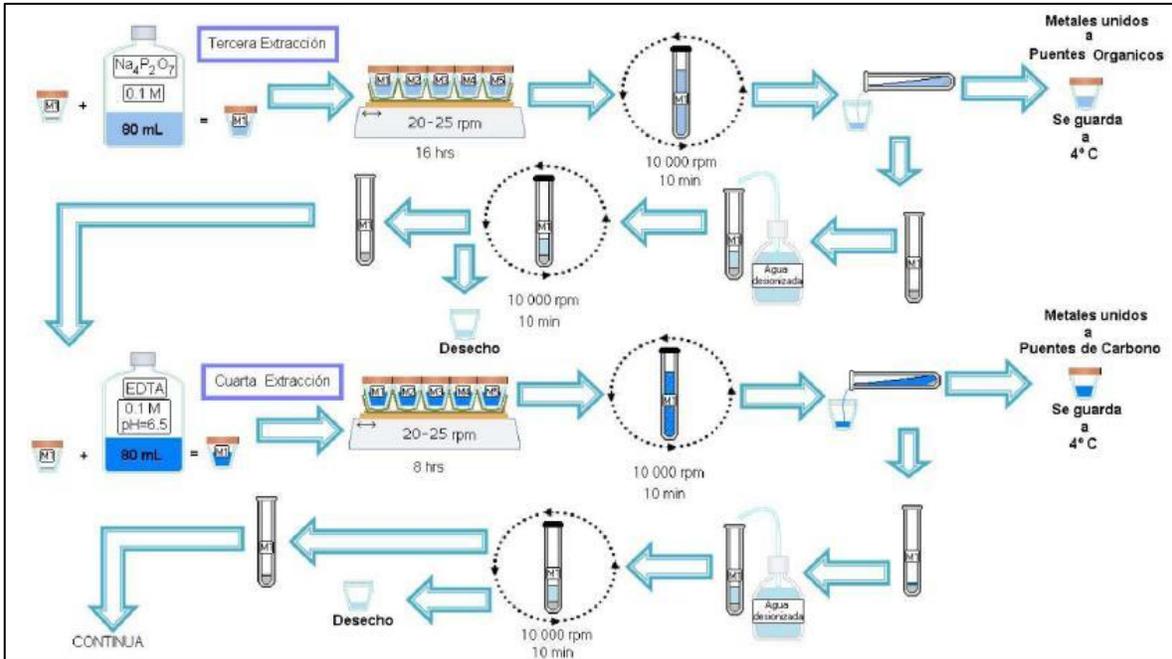


Figura 10. Diagrama esquemático de metodología experimental.



5. Resultados y discusión.

Para estimar la removilización de los metales pesados, la técnica de especiación química da información sobre su movilidad en los sistemas acuáticos, es decir, permite estudiar las diferentes formas químicas en las que se encuentra el metal y su comportamiento con respecto a la movilización y la biodisponibilidad (Cruz Onofre, 2005).

Los valores obtenidos de la especiación química en los sedimentos del Lago de Guadalupe se muestran en la Tabla 5.1 estos valores fueron obtenidos por el método de espectrofotometría de absorción atómica y muestran la concentración de las diferentes fracciones del cromo y plomo (Cr y Pb).

Tabla 5.1. Especiación de Cromo y Plomo presentes en las muestras compuestas.

FRACCIONES EXTRAIDAS	Pb	Cr
Fracción intercambiable	1.85	0.04
Fracción sorbida	0.41	n/d
Fracción orgánica	0.63	n/d
Fracción con puentes de carbono	0.16	n/d
Fracción con puentes de carbono (II)	0.16	n/d
Fracción de sulfuros	0.01	n/d

Los resultados están dados en mg/l ó ppm.

n/d: valores inferiores a 0.04 mg/l.

Los metales unidos a especies químicas, principalmente materia orgánica, son inestables bajo condiciones oxidantes severas. El plomo tiene la concentración más alta en comparación con cromo que no es detectable en algunas fracciones. La elevada concentración de plomo en la fracción intercambiable se debe a la elevada afinidad que este tiene con la materia orgánica.

Tabla 5.2. Concentración total promedio de metales en las muestras compuestas y su comparación con Normas Internacionales.

CONCENTRACION PLOMO (Pb) mg/kg de materia seca						
Rango de concentración	NOM-004-SEMARNAT-2002		USEPA 503		Comunidad Europea	
	Excelente	Bueno	LG	LE	pH < 7	pH > 7
10 – 1850	1200	3000	-	-	1000	1500
CONCENTRACION CROMO (Cr) mg/kg de materia seca						
40	300	840	840	300	750	1200

LG: límite general; CE: calidad excelente.



Comparando los valores de la Tabla 5.1, con la Tabla 5.2, algunas de las fracciones se encuentran ligeramente altas de acuerdo a las normas establecidas, sobretodo en la fracción intercambiable. Esto se debe a la alta biodisponibilidad de esta fracción en los sedimentos.

Los valores de plomo en la fracción intercambiable son de 1.8 mg/l; estos metales unidos a especies químicas inestables bajo condiciones ligeramente ácidas, en las cuales los metales débilmente absorbidos, en particular sólidos, pueden ser liberados por un proceso de intercambio iónico; esta fracción indica la mayor biodisponibilidad de los metales extraídos. En la tabla 5.1, se puede observar la predominancia de la fracción intercambiable para plomo (Pb) y cromo (Cr), estas especies químicas metálicas por la inestabilidad, tienden a movilizarse fácilmente y transportarse a la columna de agua, debido a las formas químicas predominantes (intercambiable y orgánica). Esta situación permite el transporte para el plomo y cromo a la columna de agua bajo la acción de los ácidos débiles.

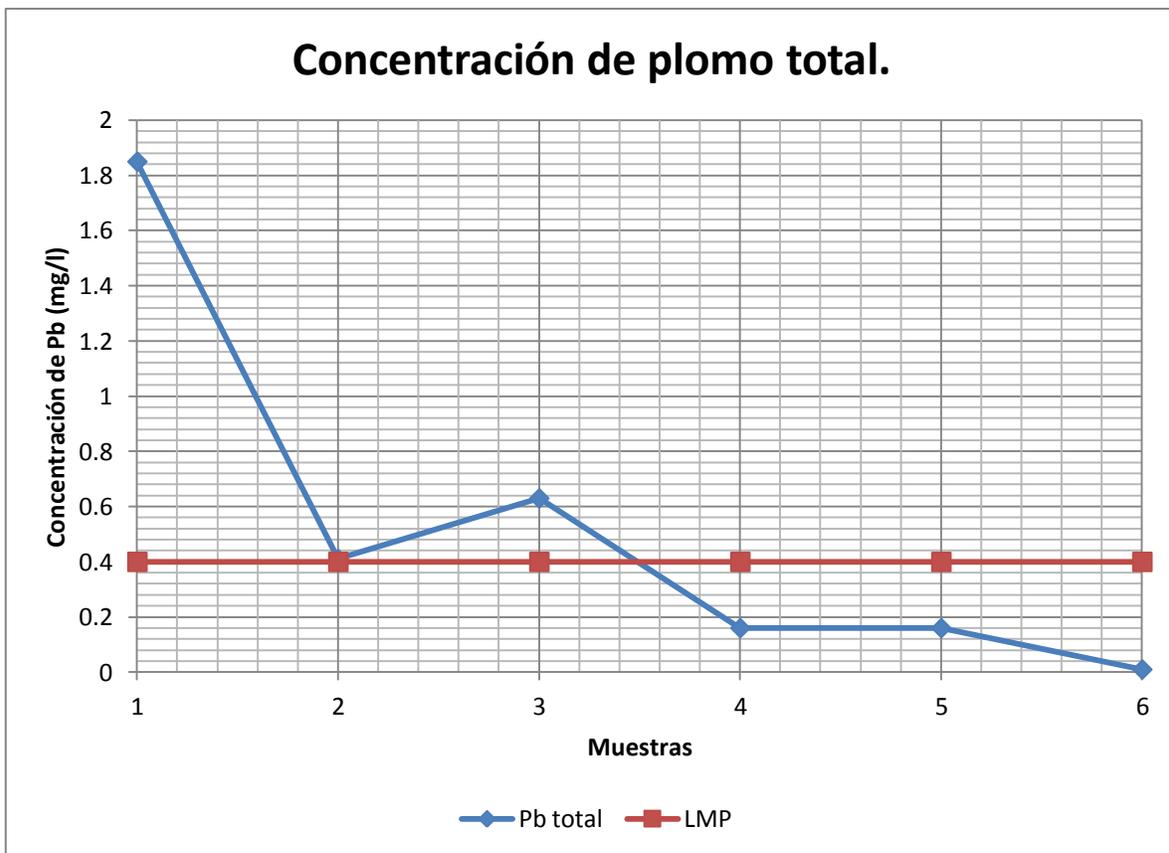


Figura 9. Concentración de plomo comparada con el LMP de la NOM-001-ECOL-1996.

En general, se observó que tanto el cromo como el plomo, tienen mayor presencia en la fracción intercambiable, mientras que en la fracción oxidable, solo tiene presencia el plomo; esto pudiera deberse a las condiciones de pH de los suelos.

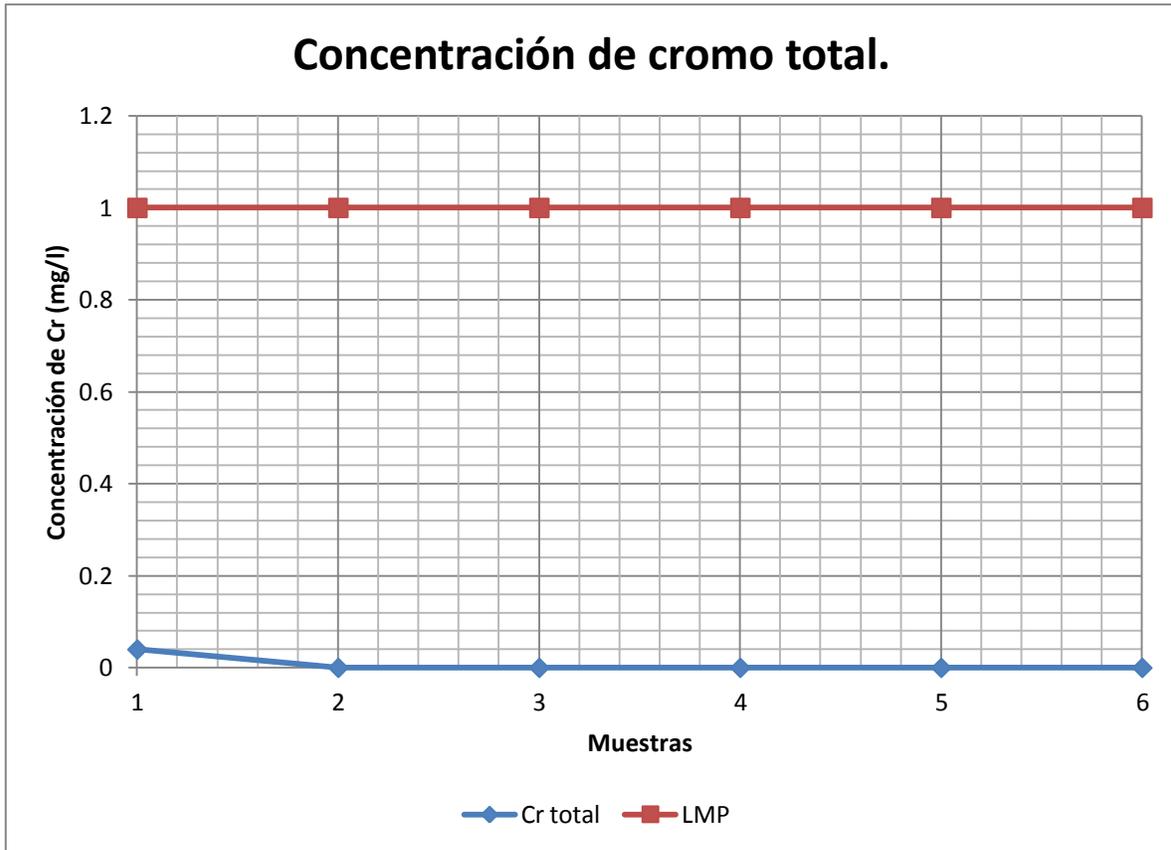


Figura 10. Concentración de cromo comparada con el LMP de la NOM-001-ECOL-1996.

Los valores obtenidos en el estudio realizado en el municipio de Tultitlán, en el Estado de México, al norte de la ciudad de México de muestras en aguas subterráneas de cromo por espectrofotometría de absorción atómica de (Gutiérrez – Ruiz, 1991); el resultado fue de 0.09 mg/l, el cual se encuentra fuera de los límites permisibles. En nuestro estudio realizado en el Lago de Guadalupe, el cromo no fue detectable para ninguna de las fracciones, excepto en la fracción intercambiable, como se muestra en la Tabla 5.1, y en la Figura 10.

En el estudio realizado por (F. M. Melo Sánchez, et. al., 2000), mediante la espectroscopía de absorción atómica, se determinó la cantidad de algunos metales pesados en aguas residuales del río San Javier; donde se encontró en mayor cantidad al metal cromo. Dado que el río San Javier forma parte del emisor poniente, la concentración obtenida de cromo, puede deberse a la contaminación que las aguas pluviales llevan al drenaje.

A diferencia del estudio realizado por (González Flores, et. al., 2009) usando la técnica de especiación química, se tuvo mayor presencia de metales en las fracciones oxidables y



residuales, indicando una baja biodisponibilidad; comparado con nuestro estudio donde hay predominancia en las fracciones intercambiables para plomo y cromo donde hay una mayor biodisponibilidad.

En el estudio realizado por (Gutiérrez-Ruíz, et. al., 1990) en donde se analizó la evaluación de cromo en aguas subterráneas en el municipio de Tultitlán y comparando con esta investigación realizada en el Lago de Guadalupe, los valores obtenidos para el cromo en los sedimentos cuando se lleva a cabo el proceso de lixiviación, podría provocar un daño severo a los mantos acuíferos debido a la movilización del metal.

En la Figura 11, se puede observar el porcentaje de cada una de las fracciones extraídas, notando que la fracción predominante para el plomo es la fracción intercambiable, en tanto para el cromo fue la única detectable en esta investigación. En este análisis, la fracción intercambiable del plomo, representa la mayor concentración, mientras que la fracción de sulfuros representa la menor concentración.

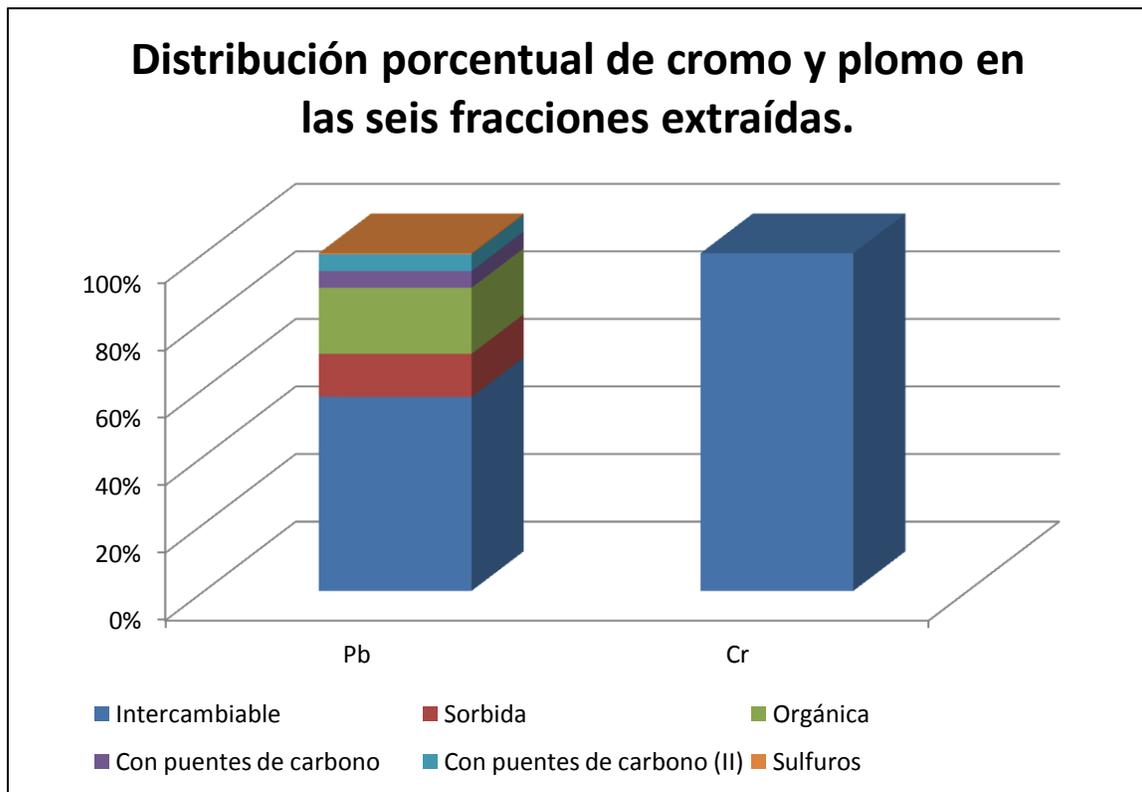


Figura 11. Porcentaje de las fracciones de la especiación química secuencial.

En esta investigación se obtuvieron valores elevados en la fracción intercambiable para el plomo; mientras que para el cromo, el valor obtenido está por debajo de lo que marca la NOM-001-ECOL-1996; esto indica que el plomo pudiera estar depositándose en los mantos



acuíferos mediante la lixiviación del suelo, además de la cantidad de contaminantes depositados en el Lago de Guadalupe por las actividades urbanas e industriales.



6. Conclusiones.

En el presente trabajo se pudo determinar la concentración de plomo y cromo en las muestras de sedimentos del Lago de Guadalupe; esto se logró gracias al uso del método de Espectrofotometría de absorción atómica con flama; de esta manera, el método de especiación química ayudó a conocer la forma en la que puede estar presente uno o varios metales en una muestra; este método ayuda a conocer el comportamiento de los metales en una muestra dada; de este modo, el comportamiento de los metales en cada una de las fracciones extraídas fue diferente, dado que el metal tiene cierta afinidad a formar compuestos más estables en ciertas fracciones; esto se puede comprobar con los resultados obtenidos. La formación de compuestos más estables es gracias a las condiciones ambientales del lugar. De este modo es posible proponer una metodología específica para la remoción de un compuesto metálico, teniendo como resultado el mejoramiento de un ecosistema.

Como mencionan algunos autores citados previamente, el método de especiación química es una metodología que ayuda al conocimiento del comportamiento de uno o varios metales en una muestra; cada metal tiene cierto comportamiento característico y en base a las condiciones ambientales es como que se puede comportar un metal, es decir, forma compuestos estables o inestables, tal es el caso de los compuestos orgánicos, los cuales son altamente inestables en condiciones ambientales oxidantes.

La importancia del estudio de las fracciones o especies químicas en las cuales se encuentran los metales pesados en los sedimentos, recae en que se establece su nivel de biodisponibilidad. Dependiendo de la estabilidad de cada especie química en ciertas condiciones ambientales la biodisponibilidad será mayor o menor.

Las concentraciones de los metales pesados estudiados como plomo, en las fracciones obtenidas por el procedimiento de extracción química secuencial, muestran que los valores más altos corresponden a las fracciones intercambiables y orgánicas para este metal, lo cual indica una baja biodisponibilidad. Esta baja biodisponibilidad se debe también a factores fisicoquímicos como son el pH, temperatura, conductividad y potencial redox; lo cual indica que el metal se encuentra en muy baja cantidad para formar compuestos. En cuanto al cromo, la fracción intercambiable presenta valores muy por debajo de los límites establecidos, esto lleva a pensar que el cromo tiene una baja biodisponibilidad.

Respecto a la consulta de las Normas Oficiales Mexicanas, es necesario comentar que la NOM-004-SEMARNAT-2002 habla sobre las especificaciones y límites máximos permisibles en biosólidos; esta norma fue consultada para la elaboración de la Tabla 5.2, en donde se hace la comparación con diferentes normas internacionales.



Mientras que la NOM-001-ECOL-1996 habla sobre los límites máximos permisibles en descargas de aguas residuales, en aguas residuales y bienes nacionales; tomando en cuenta la parte de aguas residuales únicamente.

En este estudio, de acuerdo con la clasificación nacional e internacional que se hace de los biosólidos por su contenido total de metales pesados; el plomo se encuentra en un rango aceptable bajo la NOM-004-SEMARNAT-2002, mientras que para la Comunidad Europea rebasa los límites establecidos. Por otro lado, para el cromo, la concentración obtenida se encuentra muy por debajo de los límites establecidos.

La NOM-001-ECOL-1996 fue consultada para la elaboración de las gráficas de concentración de los metales en cuestión; que para el caso del plomo, las fracciones intercambiable y la orgánica están por encima del límite máximo permisible; mientras que para el caso del cromo, las concentraciones de todas las fracciones están por debajo del límite máximo permisible.

El presente trabajo de tesis tiene el potencial para ser utilizado en futuras investigaciones referentes al tema de especiación química; no solo para el caso del Lago de Guadalupe, sino también para cualquier ecosistema acuático, donde es recomendable tener un sistema de análisis para un mayor control sobre la concentración de los metales. La metodología planteada fue para el caso de dos metales, sin embargo, esta misma metodología puede ser utilizada para la determinación de uno o de varios metales con el objetivo de determinar el alcance de contaminación de los metales pesados.

Desde un particular punto de vista, el presente trabajo ha demostrado tener un alcance mayor a lo pensado, ya que toma en cuenta temas que conciernen a todos, ya que el medio ambiente permite el desarrollo de la vida; si no se plantean soluciones para el mejoramiento del medio ambiente; las condiciones de la vida no serán las adecuadas, lo que conllevará a un deterioro de la salud y del ambiente mismo.



7. Referencias.

ACOSTA ÁLVAREZ, M. M. (2007). *Determinación de metales pesados en suelos agrícolas del Valle del Mezquital, Hgo.* Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma del Estado de Hidalgo.

AHUMADA, B. R. (1994). Nivel de concentración e índice de bioacumulación para metales pesados (Cd, Cr, Hg, Ni, Cu, Pb y Zn) en tejidos de invertebrados bénticos de bahía de San Vicente, Chile. *Revista de Biología Marina*, 29(1), 77-87.

ALBERT, LILIA. (2002). Cap. 14 Cromo. En *Curso básico de toxicología ambiental* (pp.227-246). México: Editorial Limusa.

ARAUZO, M., RIVERA, M., VALLADOLID, M., NOREÑA, C., CEDENILLA, C. (2003). Contaminación por cromo en el agua intersticial, en el agua del cauce y en los sedimentos del Río Jarama. *Limnetica*, 22(3-4), 87-100.

BELMONT BERNAL, F. (2008). *Especiación química secuencial de mercurio en suelos contaminados del Estado de Hidalgo.* Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México.

BLANCO HERNÁNDEZ, A.L., GUTIÉRREZ, D.A., JIMÉNEZ DE BLAS, O., SANTIAGO CUERVOS, M., DE MIGUEL MANZANO, B. (1998). Estudio de los niveles de plomo, cadmio, zinc y arsénico, en aguas de la provincia de Salamanca. *Revista Española de Salud Pública*, 53-65.

Capítulo 2 Características de aguas residuales. En *Antecedentes del Tratamiento de Aguas Residuales*. Recuperado el 28 de Agosto del 2012 de <http://www.capac.org/web/Portals/0/biblioteca_virtual/doc003/CAPITULO2.pdf>

COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA. (2004). *Estadísticas del agua en México*, México.

COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA. (2007). *Diseño de plantas potabilizadoras, tipo de tecnología simplificada*. Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento. México.

COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA. (2007). *Límites permisibles de calidad del agua*.

COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA. (2007). *Sistemas alternativos de tratamiento de aguas residuales y lodos producidos*. Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento. México.

COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA. (2009). Cuido el Agua. Recuperado el 28 de Agosto del 2012 de <<http://www.cuidoelagua.org/empapate/aguaresiduales/aguasresiduales.html>>



Contaminantes típicos de las aguas. (2004). Recuperado el 8 de Enero del 2013 de <http://www.miliarium.com/Paginas/Prontu/Tablas/Aguas/ContaminantesAgua.htm>>

CRUZ ONOFRE, M.J. (2005). *Especiación de metales pesados y comportamiento microbiológico ante la presencia de plomo en lodos activados*. Tesis de Maestría. Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán, UNAM.

ESPIGARES GARCÍA, M., PÉREZ LÓPEZ, J. A. *Agua Residuales. Composición*. Recuperado el 15 de Octubre del 2012 de <<http://cidta.usal.es/cursos/ETAP/modulos/libros/composicion.pdf>>

FERNÁNDEZ ESPINOZA, A.J. (2001). Cap. 5 Control analítico de la contaminación atmosférica por metales en las partículas en suspensión mediante técnicas de especiación. En *Especiación química y física de metales en la materia atmosférica: aplicación al estudio de la contaminación ambiental de la Ciudad de Sevilla* (pp. 94). Sevilla, España: Fundación Focus-Abengoa.

FLORES VÉLEZ, L.M., GUTIÉRREZ RUÍZ, M.E., REYES SALAS, O. (1991). Método de especiación de Cr(VI) y Cr(III) para extractos de suelo con alto contenido de materia orgánica natural. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 122-123.

FRANCO MAASS, S. (2001). Estimación de residuos industriales peligrosos: el caso de la zona poniente del Estado de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 20(4), 169-183.

GALÁN HUERTOS, E., ROMERO BAENA, A. (2008). Contaminación de suelos por metales pesados. *Revista de la Sociedad Española de Mineralogía*, 48-60.

GALVÃO, L.A.C., COREY, O.G. (1987). *Serie Vigilancia 5 Cromo*. Metepec, México: Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. Organización Panamericana de la Salud. OMS.

GALVÃO, L.A.C., COREY, O.G. (1989). *Serie Vigilancia 8 Plomo*. Metepec, México: Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. Organización Panamericana de la Salud. OMS.

GARCÍA-RICO, L., SOTO-CRUZ, M.S., JARA-MARTINI, M.E., GÓMEZ-ÁLVAREZ, A. (2004). Fracciones geoquímicas de Cd, Cu y Pb en sedimentos costeros superficiales de zonas ostrícolas del Estado de Sonora, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 20(4), 159-167.

GÓMEZ-ÁLVAREZ, A., VILLALBA-ATONDO, A., ACOSTA-RUÍZ, G., CASTAÑEDA-OLIVARES, M., KAMP, D. (2004). Metales pesados en el agua superficial



del Río San Pedro durante 1997 y 1999. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 20(1), 5-12.

GONZÁLEZ-FLORES, E., TORNERO CAMPANTE, M.A., ÁNGELES CRUZ, Y., BONILLA Y FERNÁNDEZ, N. (2009). Concentración total y especiación de metales pesados en biosólidos de origen urbano. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 25(1), 15-22.

GONZÁLEZ-FLORES, E., TORNERO-CAMPANTE, M.A., SANDOVAL-CASTRO, E., PÉREZ-MAGAÑA, A., GORDILLO-MARTÍNEZ, A.J. (2011). Biodisponibilidad y fraccionamiento de metales pesados en suelos agrícolas enmendados con biosólidos de origen municipal. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 27(4), 291-301.

GUTIÉRREZ AYALA, V. (2008). *Evaluación de la calidad física, química y especiación de metales pesados, en lodos residuales de un humedal construido en el Valle del Mezquital, Hidalgo*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM.

GUTIÉRREZ-RUIZ, M.E., VILLALOBOS-PEÑALOSA, M., MIRANDA, J.A. (1990). Chromium pollution evaluation in groundwaters of north Mexico City. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 6, 5-18.

HERNÁNDEZ QUIROZ, I. J. (2010). *Especiación química de cadmio en una planta de tratamiento de aguas residuales*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán, UNAM.

INSTITUTO NACIONAL DE ECOLOGÍA. (2007). *Lo que usted debe saber sobre el plomo*, México. Recuperado el 7 de Abril del 2013 de <<http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/folletos/98/98.html>>

INSTITUTO NACIONAL DE ECOLOGÍA. (2013). *Metales pesados*. Recuperado el 4 de Marzo del 2013 de <www.ine.gob.mx/sqre-temas/763-aqre-metales>

INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA Y GEOGRAFÍA. (1981). *La Minería en México*. Secretaría de Patrimonio y Fomento Industrial. Secretaría de Programación y Presupuesto. Recuperado el 12 de Marzo del 2013 de <http://www.inegi.org.mx/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/integracion/socio-demografico/mineria/1981/mm81i.pdf>

INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA Y GEOGRAFÍA. (2009). *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos*. Cuautitlán Izcalli, México. Recuperado el 23 de Abril del 2013 de <<http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/datos-geograficos/15/15121.pdf>>



INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA Y GEOGRAFÍA. (2010). *Industria Minero metalúrgica*. Estadísticas Económicas. Recuperado el 15 de Marzo del 2012 de <http://www.inegi.gob.mx/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/continuas/economicas/minero/im/minero.pdf>

INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA Y GEOGRAFÍA. (2013). *Banco de Información Económica*. Recuperado el 12 de Marzo del 2013 de <<http://www.inegi.org.mx/sistemas/bie/default.aspx?idserPadre=11601270#D11601270>>

LIMA CAZORLA, L., OLIVARES-RIEUMONT, S., COLUMBIE, I., DE LA ROSA MEDEROS, D., GIL CASTILLO, R. (2005). Niveles de plomo, zinc, cadmio y cobre en el Río Almendares, Ciudad Habana, Cuba. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 21(3), 115-124.

LÓPEZ JULIÁN, P.L., MANDADO COLLADO, J.M. (2002). Extracciones químicas secuenciales de metales pesados. Aplicación en Ciencias Geológicas. *Revista de Estudios Geológicos*, 58, 133-134.

LORENZO CHICÓN, R. *Especiación de metales pesados en lodos de aguas residuales de origen urbano y aplicación de lodos como mejoradores de suelos*.

MELO SÁNCHEZ, F.M., MÁRQUEZ ESTRADA, C., JUÁREZ JUÁREZ, M., MARTÍNEZ MARTÍNEZ, F.J., MIRANDA REYES, P., ESQUIVEL RUÍZ, L.F. *Análisis de metales pesados en las aguas residuales del Río San Javier y repercusión en la salud e impacto ambiental*. Recuperado el 25 de Abril del 2012 de <<http://www.salud.gob.mx/unidades/retomex/fulltxt/ANALISIS%20DE%20METALES%20PESADOS.pdf>>

MONTENEGRO, G., FREDES, C., MEJÍAS, E., BONOMELLI, C., OLIVARES, L. (2009). Contenido de metales pesados en suelos cercanos a un relave cuprífero chileno. *Agrociencia*, 43, 427-435.

NAVARRO, A., CARMONA, J.M., FONT, X. (1996). Contaminación de suelos y aguas subterráneas por vertidos industriales. *Acta Geológica Hispánica*, 49-62.

NORMA OFICIAL MEXICANA, NOM-001-CONAGUA-2011. Sistemas de agua potable, toma domiciliaria y alcantarillado sanitario-hermeticidad-especificaciones y métodos de prueba.

NORMA OFICIAL MEXICANA, NOM-001-ECOL-1996. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

NORMA OFICIAL MEXICANA, NOM-003-ECOL-1997. Límites permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público.



NORMA OFICIAL MEXICANA, NOM-004-SEMARNAT-2002. Protección ambiental-Lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final.

RODRÍGUEZ, R.A., ECHEGARAY, M., CASTRO, R., UDAQUIOLA, S. (2007). Distribución química de plomo, cromo y cadmio en lodos cloacales y sus cenizas. *Revista Ingeniería*, 11(2), 31-38.

ROMERO-AGUILAR, M., COLÍN-CRUZ, A., SÁNCHEZ-SALINAS, E., ORTÍZ-HERNÁNDEZ, M.L. (2009). Tratamiento de aguas residuales por un sistema piloto de humedales artificiales: evaluación de la remoción de la carga orgánica. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 25(3), 157-167.

SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES. (2012). *Capítulo 7 Residuos*. Recuperado el 12 de Marzo del 2013 de < http://www.semarnat.gob.mx/informacionambiental/Documents/pdf/cap_7_residuos.pdf

SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES. (2012). *Capítulo 8 Residuos*. Recuperado el 12 de Marzo del 2013 de < http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_04/08_residuos/cap8_1.html>

SERVICIO GEOLÓGICO MEXICANO. (2012). *Capítulo 2 Producción Minero Metalúrgica*. Anuario Estadístico de la Minería Mexicana. Recuperado el 15 de Marzo del 2013 de < <http://www.sgm.gob.mx/productos/pdf/CapituloII.pdf>>

SERVICIO GEOLÓGICO MEXICANO. (2012). *Capítulo 4 Estadísticas básicas por producto para minerales metálicos y no metálicos*. Anuario Estadístico de la Minería Mexicana. Recuperado el 12 de Marzo del 2013 de < <http://www.sgm.gob.mx/productos/pdf/CapituloIV.pdf>>

UNIPLOM. (2004). *El Plomo: Hechos y Realidades*. Recuperado el 25 de Julio del 2012 de < <http://www.uniplom.es/fuentes.htm>>

ZAMORA, F.R., RODRÍGUEZ GUEVARA, N.J., TORRES RODRÍGUEZ, D.G., YENDIS COLINA, H.J. (2009). Uso de agua residual y contenido de materia orgánica y biomasa microbiana en suelos de la llanura de Coro, Venezuela. *Agricultura Técnica en México*, 211-218.