



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

**PROGRAMA DE MAESTRIA Y DOCTORADO EN
INGENIERIA**

**CRITERIOS PARA EL MANEJO Y DISPOSICIÓN DE
SEDIMENTOS EXTRAÍDOS DE LAGOS Y EMBALSES**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRA EN INGENIERIA**

INGENIERIA AMBIENTAL – AGUA

P R E S E N T A:

IQ. Nancy Rodríguez Castro

T U T O R:

Dr. Jorge L. de Victorica Almeida

JURADO ASIGNADO:

Presidente: **Dra. Fernández Villagómez Georgina**

Secretario: **Dra. Iturbe Argüelles Rosario**

Vocal: **Dr. De Victorica Almeida Jorge Luis**

1er. Suplente: **M. I. Vázquez González Alba Beatriz**

2do. Suplente: **Dra. Hansen Hansen Anne**

Lugar o lugares donde se realizó la tesis:
Instituto de Ingeniería de la UNAM

TUTOR DE TESIS:

Dr. Jorge L. De Victorica Almeida

FIRMA

AGRADECIMIENTOS

A Dios:

Por ponerme en el lugar adecuado, en la fecha correcta, porque estoy viva y tengo todo lo que puedo desear; ya que ni la hoja de un árbol se mueve sin su voluntad.

A mi Mamá:

Toda la vida no me bastaría para agradecerle todas las enseñanzas, el amor, la dedicación, la paciencia, el tiempo y los desvelos, porque jamás me cansare de decir que todo lo que soy, todo lo que tengo y todo lo que puedo ser es gracias a usted. Por ello cada meta alcanzada y cada triunfo obtenido es nuestro mami, te amo.

A mi Papá y mi hermano Pepe:

En donde quiera que estén, espero estén orgullosos de mí, este triunfo está dedicado a su memoria y su ejemplo, porque nunca es tarde y cuando se quiere, se puede.

A mi hermano Alfredo y mi sobrina Emily:

Por ser mi motor y mi razón de ser, porque mi necesidad de superación parte de la idea de ser un ejemplo para ustedes, por todo su amor, apoyo y por creer en mí.

Al Dr. Jorge de Victorica:

Por enseñarme que el conocimiento es infinito y está ahí, al alcance de todos, lo único que se necesita es saber encontrarlo y poder entenderlo, por todas las experiencias compartidas, el tiempo y la dedicación; por ser mi maestro, mi guía y sobre todo por ser mi amigo y parte de la familia que la vida me regalo.

A la Maestra Alba Vázquez, y las Doctoras Georgina Fernández, Anne Hansen y Rosario Iturbe:

Por su dedicación, tiempo, esfuerzo en la elaboración de este trabajo, principalmente por el aprendizaje obtenido y por enseñarme que puedo superarme día con día.

A mis amigos Nayeli, Marco, Lula, Denise, Gina, Omar, Iván, Marcos, Jessy y Vero:

Por la motivación, el apoyo, la paciencia, el ejemplo, por creer en mí y porque siempre han sido los ángeles que me levantan cuando mis alas parecen rotas.

A mis nuevos amigos, Diana, Bety, Moni, Luis, Marisol, Hugo, Caro y Ever:

Por acompañarme en este camino, ayudarme a alcanzar esta meta común, por hacer más ligera la carga y más divertida la travesía.

ÍNDICE GENERAL

	PÁG
ÍNDICE DE FIGURAS	v
ÍNDICE DE TABLAS	vii
RESUMEN	viii
ABSTRACT	ix
1.0 INTRODUCCIÓN	1
2.0 OBJETIVOS Y ALCANCES	4
2.1 Objetivo general	4
2.2 Objetivos particulares	4
2.3 Alcances	4
3.0 ANTECEDENTES	5
4.0 ASPECTOS GENERALES SOBRE EL COMPORTAMIENTO DE LOS SÓLIDOS EN LOS CUERPOS DE AGUA SUPERFICIAL	7
4.1 Origen y transporte de sólidos en ríos y corrientes	7
4.1.1 Ecuación universal de pérdida de suelo	10
4.2 Fenómenos de transporte de sólidos en lagos y embalses	19
4.2.1 Sedimentación de los sólidos	21
4.2.2 Fuerza de flotación	25
4.2.3 Ecuaciones para el transporte de sedimentos	30
4.2.4 Transporte de sedimentos no cohesivos	33
4.2.5 Fenómenos de transporte en el lecho del sedimento	40
4.3 Composición química de los sedimentos	43
5.0 CASOS DE ESTUDIO	59
5.1 Los Grandes Lagos	59
5.2 La bahía de Minamata	63
5.3 El río Rhin	68
5.4 México	71

5.5 Criterios internacionales	74
6.0 TECNOLOGÍAS Y MÉTODOS PARA EL TRATAMIENTO DE RESIDUOS PELIGROSOS	84
6.1 Tecnologías de tratamiento físico	86
6.2 Tecnologías de tratamiento químico	86
6.3 Tecnologías de tratamiento térmico	87
6.4 Tecnologías de tratamiento biológico	87
6.5 Tecnologías de estabilización /solidificación	88
6.6 Tratamientos aplicables a sedimentos contaminados con metales pesados	89
6.6.1 Lavado de suelos	91
6.6.2 Tratamiento químico	95
6.6.3 Biolixiviación	99
6.6.4 Fitorremediación	103
6.7 Tratamientos para sedimentos contaminados con compuestos organoclorados (plaguicidas y BPC)	111
6.7.1 Técnicas de remediación de suelos y sedimentos contaminado con compuestos orgánicos y organoclorados	111
6.7.2 Proceso BEST	117
7.0 MENEJO Y DISPOSICIÓN FINAL DE SEDIMENTOS CONTAMINADOS	121
7.1 Técnicas de disposición y manejo de sedimentos contaminados	122
7.2 Gestión integral para el manejo de sedimentos contaminados de lagos y embalses	130
8.0 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	143
8.1 Conclusiones	143
8.2 Recomendaciones	144
9.0 REFERENCIAS	146

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura		Pág
Figura 4.1	Inicio de la erosión (Parent et al., 2002)	8
Figura 4.2	Escurrimiento del agua (Parent et al., 2002)	9
Figura 4.3	La vegetación disminuye el impacto de la lluvia (Parent et al., 2002)	11
Figura 4.4	Diagrama que describe la erosión hídrica (FAO, 1980)	12
Figura 4.5	Proceso de transporte de sólidos en los lagos y embalses (Ji, 2008)	21
Figura 4.6	Fuerzas que actúan sobre la partícula durante su sedimentación a través de la columna de agua (Ji, 2008)	24
Figura 4.7	Efecto del esfuerzo cortante del agua sobre las partículas del sedimento(Ji, 2008)	26
Figura 4.8	Perfiles de velocidad y concentración para sedimentos cohesivos en lagos y embalses (Ji, 2008)	33
Figura 4.9	Diagrama de Shields que describe el movimiento de sedimentos no cohesivos (Ji, 2008)	36
Figura 4.10	Diagrama de (Cheng , 1997)	37
Figura 6.1	Tren de tratamiento biológico para la remoción de metales en suelos contaminados (Singh et al., 2003)	102
Figura 6.2	Diagrama de fitorremediación (Singh et al., 2003)	104
Figura 6.3	Diagrama general de fitoextracción (Cunninham et al., 1996)	106
Figura 7.1	Sistema de incineración de residuos peligrosos (Manahan, 2007)	126
Figura 7.2	Diagrama de flujo para la gestión integral de sólidos extraídos de lagos y embalses	131
Figura 7.3	Diagrama de flujo de tratamiento para sedimentos contaminados con metales pesados	133
Figura 7.4	Rutas que se pueden seguir para el tratamiento de sedimentos contaminados con BPC	134
Figura 7.5	Diagrama de flujo para el tratamiento de sedimentos contaminados con compuestos organoclorados	135
Figura 7.6	Diagrama de flujo para el tratamiento de sedimentos contaminados con un mezcla de sustancias tóxicas	136
Figura 7.7	Diagrama de flujo de disposición final de sedimentos contaminados	137
Figura 7.8	Ruta para el saneamiento de sedimentos contaminados con metales pesados para el ejemplo de aplicación	139

Figura 7.9	Ruta de tratamiento para el lavado de suelos y/o sedimentos contaminados con metales pesados en un ejemplo de caso de aplicación	140
Figura 7.10	Ruta de confinamiento controlado para un ejemplo de caso de estudio	142

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla		Pág
Tabla 4.1	Clasificación del factor R (FAO, 1980)	13
Tabla 4.2	Clases del factor K (FAO, 1980)	14
Tabla 4.3	Clasificación del factor K (FAO, 1980)	15
Tabla 4.4	Clases de textura de suelo (FAO, 1980)	15
Tabla 4.5	Clasificación de textura de suelo (FAO, 1980)	15
Tabla 4.6	Clases y clasificación del factor LS (FAO, 1980)	16
Tabla 4.7	Valores de referencia del factor C (FAO, 1980)	17
Tabla 4.8	Valores del factor P (FAO, 1980)	18
Tabla 5.1	Criterios internacionales que regulan los límites máximos permisibles de contaminantes en el sedimento ECOLOGICAL SCREENING VALUES FOR SURFACE WATER, SEDIMENT, AND SOIL (ESV, 2005)	75
Tabla 6.1	Ejemplos de la aplicación a gran escala del lavado de suelos contaminados con metales en los Estados Unidos (EPA, 1997)	93
Tabla 6.2	Principales ventajas y limitaciones del lavado de suelo (Van Deuren et al., 2002)	94
Tabla 6.3	Especies hiperacumuladoras que pueden usarse para la fitoextracción de metales. Entre paréntesis se muestra la equivalencia para plantas no acumuladoras (Brooks et al., 1998)	109

RESUMEN

El problema de azolvamiento en cuerpos de agua como lagos y embalses, se ha incrementado en las últimas décadas debido a la deforestación que provoca más susceptibilidad del suelo a la erosión y por lo tanto un mayor aporte de sólidos a los cuerpos de agua. Esto aunado a las descargas de contaminantes vertidas en cuerpos de agua receptores, provoca concentraciones elevadas de sustancias tóxicas en los sedimentos. Restando así funcionalidad a los cuerpos de agua y alteraciones en el ecosistema ya que pierden capacidad útil.

El objetivo de esta tesis es hacer una descripción de los criterios existentes de gestión integral de sedimentos, para con esta base evaluar y proponer los criterios más adecuados a la problemática en México. Las variables que determinan la posibilidad de encontrar sustancias tóxicas en el sedimento son: la composición química del sedimento, los equilibrios químicos que se dan dentro de los lagos y la hidrodinámica de los mismos.

Los sedimentos están compuestos entre otras sustancias por partículas de suelo que por su tamaño, tienen gran afinidad por sustancias tóxicas como metales pesados y sustancias organocloradas. Los equilibrios químicos que se desarrollan dentro del cuerpo de agua y que determinan la migración de las sustancias entre la columna de agua y el lecho del sedimento influyen en la formación de ciertas especies químicas tóxicas en el sedimento. En estos cuerpos de agua se dan fenómenos de transporte que pueden determinar la formación de especies químicas tóxicas en el sedimento debido al acomodo de las partículas dentro del lago. Para establecer los criterios de manejo y disposición sanitariamente adecuados para sedimentos contaminados se analizaron los diversos métodos de tratamiento de residuos existentes, encontrando al lavado de suelos y la extracción con solventes como las técnicas más viables y adecuadas para su saneamiento integral. Se analizaron también las técnicas de disposición final para en el caso de ser necesario, evaluar cuál de estas podría ser la más eficaz para el control del sedimento extraído.

Como resultado de este análisis se obtuvo un diagrama de flujo que esquematiza rutas viables para la gestión integral de sólidos extraídos de lagos y embalses, el diagrama considera los posibles escenarios de contaminación en los sedimentos y de qué manera pueden ser tratados para su remediación. En este diagrama se considera también la opción de no extraer los sedimentos y hacer un saneamiento en el sitio. Cabe destacar que este problema debe ser abordado de manera integral y no basta con la extracción del material contaminado, se requieren también acciones preventivas que permitan restaurar el equilibrio de los cuerpos de agua.

De este análisis fue posible concluir que es necesario plantear rutas adecuadas para la gestión integral de los sólidos extraídos de cuerpos de agua de manera que, se establezcan métodos adecuados que permitan realizar las practicas de saneamiento lo menos invasivas posibles, se recomienda aplicar el diagrama a casos reales para constatar su funcionalidad.

ABSTRACT

The siltation problem in waterbodies like lakes and dams has increased rapidly in recent decades due to deforestation causing more soil susceptibility to erosion and therefore a greater amount of solids in waterbodies. This coupled with the discharge of pollutants poured into receiving waterbodies, can cause high concentrations of toxic substances in the sediments. Reducing functionality to the waterbodies and changes in the ecosystem so that they can't fulfill the purposes for which they were created, they lose their useful life.

The objective of this thesis is to get a description of the national and international criteria for integral management of sediments and on this basis, to evaluate and propose the most appropriate approach to the problem in Mexico. The variables that determine the possibility of toxic substances found in the sediment are: sediment chemistry, chemical equilibrium that occurs in lakes and the hydrodynamics of it.

Sediments are fine particles of silt and clay soil, for their size, these particles have high affinity for toxic substances like heavy metals and organochloride compounds. The chemical equilibrium that is developed inside the waterbodies determines the migration of substances from the water column and the seabed sediment influences the formation of certain chemical species in the sediment that can be highly toxic. In waterbodies transport phenomena are developed and can determine the formation of toxic chemical species in the sediment due to the arrangement of particles in the lake. To establish the criteria for adequate sanitary handling and disposing contaminated sediments techniques different waste treatment methods are available that could be applied to these solids, finding the soil washing and solvent extraction, feasible and appropriate for integral sanitation. We also analyzed techniques for disposal, so if necessary to assess which of these might be the most effective for sediment control when it has characteristics of hazardous waste.

As a result of this analysis we obtained a flow chart that outlines viable routes for the integrated management of solids extracted from lakes and reservoirs, this diagram considers possible scenarios of contamination in the sediments and how they can be treated for remediation. This diagram also considers the option not to remove sediment and make on-site sanitation. Note that this problem must be addressed holistically and not simply as the removal of contaminated material it, also requires preventive measures to restore the balance of waterbodies.

From this analysis it was possible to conclude that it is necessary to consider appropriate routes for the integrated management of solids extracted from waterbodies so that appropriate methods are established to perform existing less invasive possible, it is recommendable to apply the diagram to real study cases to verify its functionality.

CRITERIOS PARA EL MANEJO Y DISPOSICIÓN DE SEDIMENTOS EXTRAÍDOS DE LAGOS Y EMBALSES

1.0 INTRODUCCIÓN.

La erosión, la deforestación, las descargas puntuales y no puntuales de contaminantes, el incremento en la precipitación pluvial y el cambio en el uso de suelo, ha originado un mayor azolve en las cuencas del país, problemas como eutrofización y acumulación de compuestos tóxicos; debido a esto, algunos lagos y embalses que se utilizaban como fuentes de agua potable, lugares recreativos y de pesca, para la producción de energía eléctrica, entre otros, han perdido gran parte de su capacidad de almacenamiento, y en otros casos la calidad del agua es tan deplorable que es necesario evaluar la factibilidad de dragar los sedimentos al igual que proponer criterios para su disposición ambientalmente segura.

Existen cuencas en el país en las cuales el problema es de tal magnitud, que el agua ya presenta dificultades para su potabilización y/o, pérdida de volumen de almacenamiento, que ponen en riesgo la operación de los embalses para la generación de electricidad o control de avenidas. Estos casos plantean el reto de demostrar y analizar si es conveniente su restauración o si mejor conviene dejarlos fuera de servicio. Esta decisión, se fundamenta en un análisis costo-beneficio, y si el costo excede significativamente a los beneficios esperados, la eliminación o abandono de estos cuerpos de agua será la opción menos costosa.

Como ejemplo de la situación anterior, se pueden citar los lagos de Tequesquitengo y Chapala, y las presas Valle de Bravo, Mazatepec, Pue., Tuxpango, Ver. y Santa Rosa, Jal., en las que el problema de azolvamiento es tal, que ya es necesario hacer

un análisis como el arriba mencionado; sin embargo, cualquiera que sea el resultado, habrá efectos colaterales que tendrán que evaluarse, como lo son el manejo y disposición ambientalmente seguros de estos materiales, una vez extraídos de estos cuerpos de agua.

Una de las soluciones que se han venido utilizando para el manejo de estos sólidos es utilizarlos como mejoradores de suelos, o bien, verterlos aguas debajo de los embalses. Pero en cualquiera de los dos casos, no se ha determinado, de forma sistemática, los efectos colaterales sobre el medio ambiente que estas prácticas pueden ocasionar.

Esta situación no es reciente en México; sin embargo, no así la atención que se le está prestando a esta problemática y pocos los análisis contundentes o generales que desarrollen criterios para su evaluación. Por lo tanto, resulta perentorio iniciar estudios conducentes a desarrollar procedimientos para abordar la problemática planteada, de manera tal, que permitan establecer estrategias, ambientalmente seguras, para el manejo y disposición de este tipo de materiales.

Es necesario plantear la composición de estos sedimentos para proponer criterios adecuados para su manejo, ya que uno de los principales usos que se les ha venido dando es el de fertilizantes para campos agrícolas, pero no se puede afirmar que dentro de su composición no existan sustancias tóxicas que pudieran contaminar los cultivos o infiltrarse hasta los mantos freáticos, significando más un problema que una solución.

Los contaminantes que se encuentran en los cuerpos de agua pueden ser: materia orgánica, ácidos y algunos metales, hierro, aluminio y tóxicos como arsénico, cadmio, mercurio y plomo, sustancias orgánicas como hidrocarburos, polímeros, plaguicidas y sustancias fosforadas; fragmentos de suelos como arcillas, limos, arenas y gravas.

Considerando estas fuentes de contaminación, es necesario saber, de qué manera se distribuyen estos contaminantes en el cuerpo de agua, es decir cuales permanecen en solución en la columna de agua, y cuales se sedimentan. La precipitación de una sustancia en el agua, depende del potencial químico, la formación de complejos, los procesos biológicos y del pH. La concentración de contaminantes en los sedimentos generalmente es mayor que la concentración en la columna de agua.

Los ríos y lagos tienen cierta capacidad de autopurificación; esto es, cuando estos sistemas reciben aportaciones de contaminantes se altera el equilibrio natural de estos sistemas; sin embargo, mediante los procesos que los caracterizan, tienden a retornar a sus condiciones iniciales, pero si la concentración de los contaminantes exceden a esa capacidad de autorregulación, estos sistemas ya no pueden retornar a sus condiciones de equilibrio.

Es posible ubicar cuales son las fuentes de contaminación que contribuyen a enriquecer la composición de los sedimentos encontrados en lagos y embalses, ya que muchos de ellos son únicamente de origen antropogénico, como los metales pesados, las trazas de plaguicidas, sustancias orgánicas sintéticas y materia orgánica de desechos.

En México, no existen criterios establecidos para el manejo de los sedimentos extraídos de lagos y embalses, razón por la cual, surge la necesidad de hacer un análisis de los criterios internacionales para su manejo y disposición de forma que se puedan adecuar a las condiciones existentes de azolve en las cuencas del país; en este trabajo se hará una revisión bibliográfica de estos criterios para proponer los más viables a la problemática local teniendo como meta principal el desarrollo de los siguientes objetivos y alcances.

2.0 OBJETIVOS Y ALCANCES

2.1 *Objetivo general.*

Proponer criterios para el manejo y disposición de sedimentos extraídos en lagos y embalses de México, con base en una revisión en fuentes impresas y electrónicas.

2.2 *Objetivos particulares.*

- Analizar los criterios nacionales e internacionales relacionados con el manejo y disposición de sedimentos provenientes de lagos y embalses.
- Realizar una evaluación técnica de los diversos procedimientos para el manejo y disposición de sedimentos provenientes de lagos y embalses.
- Proponer las técnicas más adecuadas a las condiciones mexicanas para el manejo y disposición de sedimentos provenientes de los lagos y embalses.

2.3 *Alcances.*

Esta tesis se circunscribirá a una descripción de los criterios nacionales e internacionales que actualmente se siguen para el manejo y disposición de sedimentos provenientes de lagos y embalses.

Con esta base, se hará una evaluación técnica de los diversos procedimientos que puedan aplicarse para el manejo y disposición de sedimentos provenientes de lagos y embalses en México.

3.0 ANTECEDENTES

La acumulación de sólidos en cuerpos de agua, es un problema de contaminación que se ha presentado desde que se utilizan ríos, lagos, estuarios, mares y océanos como vertederos de desechos. En un principio los desechos que se introducían a los cuerpos de agua no sobrepasaban la capacidad de estos de regenerarse y recuperar su equilibrio; de hecho, podría considerarse que la mayor aportación de sólidos se daba por el arrastre de materiales en las escorrentías; sin embargo, la sobrepoblación, el desarrollo industrial y el cambio de uso de suelo han contribuido a la acumulación desmedida de materiales en los cuerpos de agua, reduciendo su capacidad de regeneración y cambiando los ecosistemas de manera tan drástica, que muchos de ellos ya no pueden ser utilizados para sus fines originales.

Esta problemática se ha presentado en todo el mundo, existe un azolve desmedido en grandes cuerpos de agua citando como ejemplo los grandes lagos entre Estados Unidos y Canadá (US-EPA, 1998); el río Rhin en Alemania (Salomons, 1980), Minamata en Japón, entre muchos más. En México el panorama es igual de desolador, pero en diferencia con otros países en los que se tiene un programa de saneamiento, en nuestro país no se han establecido criterios para el manejo responsable de estos sólidos una vez extraídos de los cuerpos de agua.

Actualmente en México no existen programas exclusivos para la medición de sedimentos; pues estas mediciones se limitan a estaciones de medición climatológicas, hidrométricas, hidroclimatológicas y estaciones de medición de calidad del agua y eventualmente en las estaciones hidrométricas se efectúan mediciones rutinarias de concentración de sólidos cerca de la superficie (CNA, 2000), teniendo en esta última medición, como base de referencia, una metodología de los años cuarenta. A partir de

estos valores medidos, se calculan los gastos sólidos, muchas veces a partir de suposiciones poco confiables sin verificaciones formales (Peters, 1998).

Desafortunadamente, desde hace ya algunos años que en el país se ha dejado de medir el transporte de sedimentos en la mayor parte de las estaciones hidrométricas instaladas. Más aún, no existen batimetrías actualizadas prácticamente de ningún embalse. Por ello, la gestión de los niveles de agua se realiza bajo la consideración de la capacidad de almacenamiento original, situación que dista mucho de la realidad actual. Esta situación pone en riesgo de inundaciones a las regiones situadas aguas arriba de las cortinas, pues equivocadamente se consideran volúmenes de almacenamiento que en realidad ya fueron ocupados con los azolves que a través del tiempo se han acumulado en los embalses (García, 2006).

La medición del transporte y cantidad de los sedimentos en los lagos y embalses no es confiable, la composición de los mismos es otra limitante para cuantificar, que lleve a criterios de disposición y manejo, no obstante, el transporte se ha estudiado ampliamente y se cuenta con la información necesaria para particularizar cualquier sistema de estudio en cuestión de transporte y distribución de los sedimentos. Sin embargo resulta más un problema de estudio, el contenido tóxico en ellos, que pudiera limitar su uso agrícola, por lo cual su manejo incluiría tratamientos para su neutralización, estabilización o en el caso más extremo de contaminación, se plantea la posibilidad de que su uso no sea lo más viable en cuanto a impactos ambientales adversos lo que llevará a suponer que el abandono de embalses sea lo más viable (García, 2006).

4.0 ASPECTOS GENERALES SOBRE EL COMPORTAMIENTO DE LOS SÓLIDOS EN LOS CUERPOS DE AGUA SUPERFICIAL.

4.1 Origen y transporte de sólidos en ríos y corrientes.

El principal mecanismo de aporte de sedimentos a los cuerpos de agua es la erosión del suelo; por lo tanto, se designa a la erosión como el origen del azolvamiento en los lagos y embalses.

El suelo es una de las riquezas naturales más importantes y más explotadas en el mundo, además de ser frágil, de difícil y larga recuperación, y de extensión limitada, se le considera como un recurso no renovable. El uso inadecuado puede provocar su pérdida irreparable en tan solo algunos años (Ten Raa, 1983).

La erosión del suelo es un fenómeno complejo, en él intervienen dos procesos: La ruptura de los agregados y el transporte de las partículas finas a otros lugares.

Se trata de un fenómeno natural que ha sido acelerado por las actividades humanas. La erosión puede darse por cualquier actividad humana que exponga al suelo a la acción del agua o del viento, o que aumente el caudal de las aguas de escorrentía. El riesgo de erosión por acción del agua, en especial por la lluvia, conocida como erosión hídrica, es máximo en periodos de lluvias intensas, en que la saturación del suelo permite que el agua transite con mayor velocidad sobre la superficie del suelo, y si además la cubierta vegetal es escasa, la escorrentía puede eliminar cantidades importantes de suelo.

El proceso de erosión inicia, cuando las gotas de lluvia al caer, impactan directamente sobre la superficie del suelo, ocasionando que los agregados se rompan en

agregados más finos, hasta separar el limo, la arcilla y la arena, como se ilustra en la Figura 4.1.

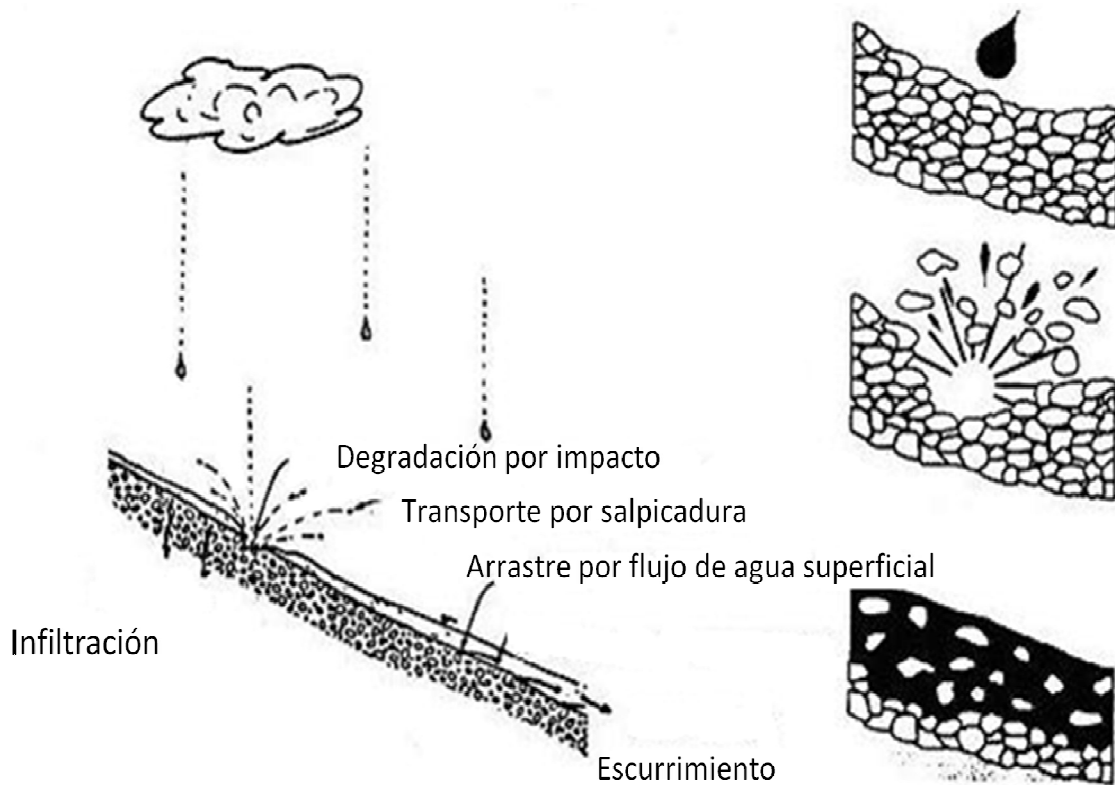


Figura 4.1 Inicio de la erosión (Fuente: Parent et al., 1997).

En la medida que la lluvia continúa, el agua comienza a escurrir por la superficie del suelo, buscando las partes más bajas del relieve (Figura 4.2) y en la medida que esto sucede, la velocidad con que transita el agua se va incrementando, dando origen a las zanjas de erosión, comúnmente llamadas cárcavas.

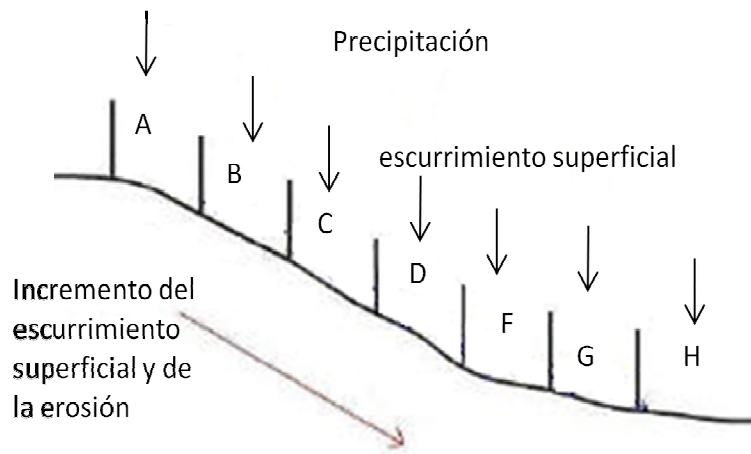


Figura 4.2 Escurrimiento del agua (Fuente: Parent et al., 1997).

Las literales en esta figura de la A a la H, representan los cambios en la pendiente del relieve que ocasiona el incremento en la velocidad del agua y por lo tanto la formación de cárcavas.

La magnitud de la erosión del suelo causada por la lluvia, depende de varios factores, tales como:

- La intensidad (cantidad de lluvia por unidad de tiempo)
- Tamaño de las gotas (normalmente se incrementa proporcionalmente a la intensidad de la lluvia)
- La velocidad de impacto de las gotas de lluvia (ésta se incrementa proporcionalmente con el tamaño de las gotas)
- De varios factores menores, tales como el ángulo de caída (efecto del viento y de la pendiente del terreno) y la temperatura (Parent et al., 1997).

La topografía tiene una gran influencia en el poder erosivo del agua de escorrentía, para que exista el escurrimiento, se requiere de un desnivel o pendiente. Mientras mayor sea éste, mayor velocidad y fuerza erosiva tendrá el agua, por lo que la energía del agua de escorrentía es proporcional a la pendiente del terreno.

Entre las propiedades físicas que caracterizan al suelo, su estructura es una de las más importantes en relación con el problema de la erosión. La estructura afecta la velocidad de infiltración; una infiltración alta reduce la escorrentía y por lo tanto la erosión. La estructura también influye en la resistencia del suelo al efecto degradador de las gotas de lluvia.

En lo que concierne a la cobertura vegetal, ésta desempeña un papel preponderante en los procesos de erosión del suelo, ya que aún en suelos con cubierta vegetal de baja densidad, las posibilidades de erosión se reducen sustancialmente, debido a que la vegetación protege a la superficie del suelo del impacto directo de las gotas de lluvia, intercepta y disminuye la energía con la que caen éstas, reduce la velocidad del agua de escorrentía, aumenta la capacidad de infiltración y almacenamiento de agua, y aumenta la resistencia del suelo debido al amarre de las raíces de las plantas (Figura 4.3).

4.1.1. Ecuación universal de pérdida de suelo.

La Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE) es un modelo que sirve para evaluar la erosión hídrica, puesto que en ella están presentes factores y variables que influyen en la erosión, siempre que se restrinja este concepto a la pérdida de suelo ocasionada por la lluvia como único elemento agresor en el proceso de erosión hídrica.

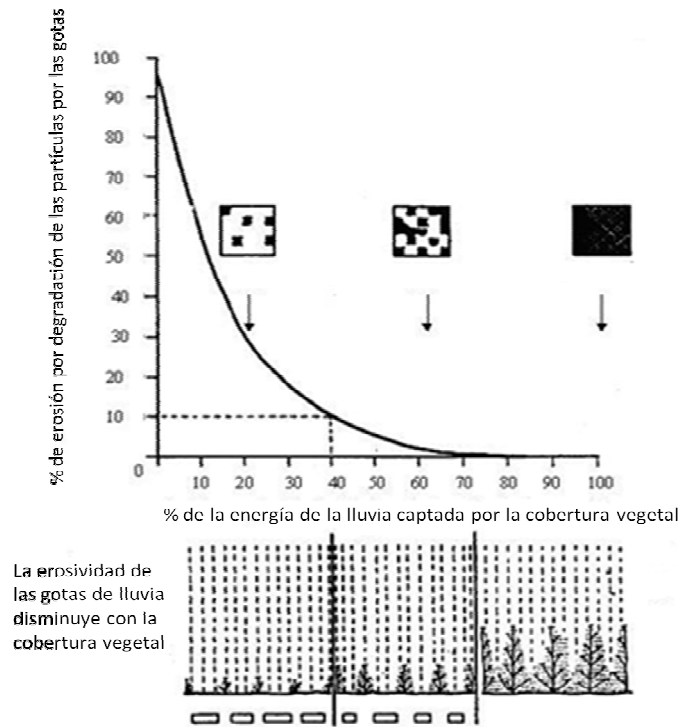


Figura 4.3 La vegetación disminuye el impacto de la lluvia (Fuente: Parent et al., 1997).

Esta ecuación, es el resultado de más de 40 años de investigación y experiencias sobre los parámetros que en ella intervienen, que han contribuido a una mayor precisión en su determinación y en consecuencia, a una mejor definición del modelo.

Fue desarrollada, esencialmente, para predecir el promedio anual de pérdida de suelo por erosión hídrica con fines de conservación, por el departamento de Agricultura de los Estados Unidos (Wischmeier et al., 1978).

La erosión es función de la erosividad y la erodabilidad es decir; que está en función de la capacidad potencial de la lluvia para provocar erosión y de la susceptibilidad del suelo a erosionarse (Figuroa, 1991), como se ilustra en la Figura 4.4.

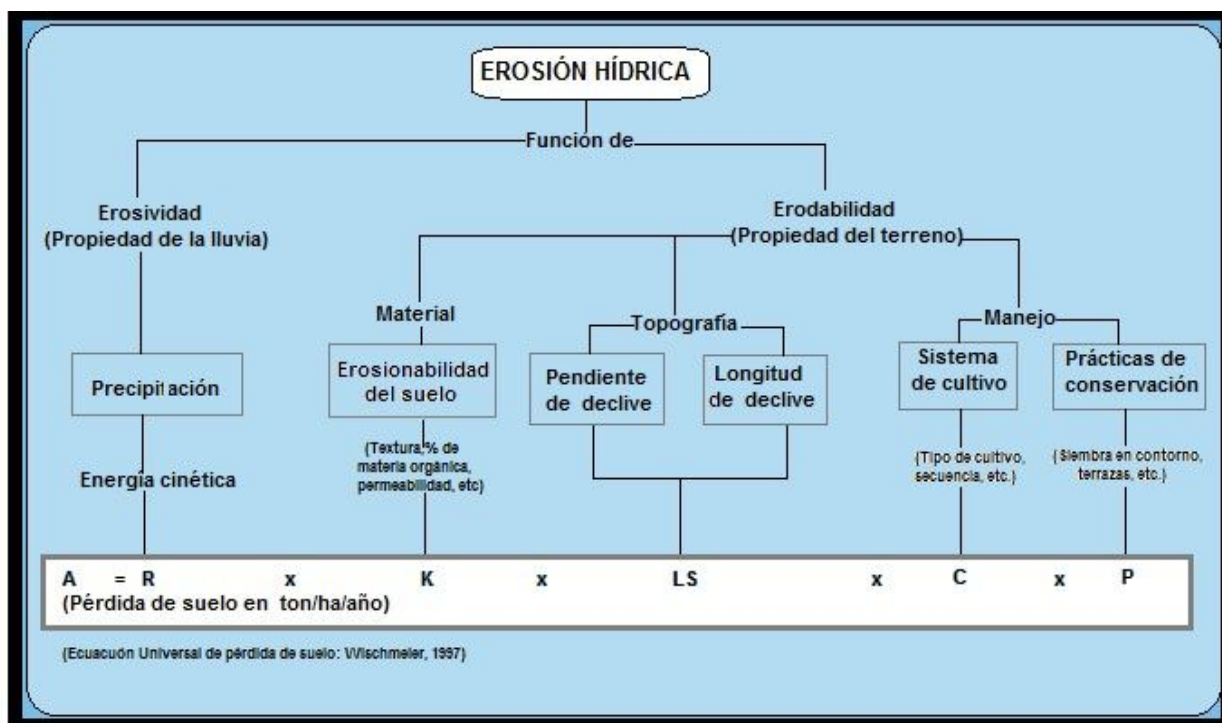


Figura 4.4 Diagrama que describe la erosión hídrica (Fuente: FAO, 1980).

La expresión matemática de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo es la siguiente (Wischmeier et al., 1978):

$$A = R * K * LS * C * P \quad (4.1)$$

En la ecuación anterior, las literales tienen el siguiente significado:

A: Volumen perdido de suelo por unidad de área por unidad de tiempo, e.g. t /ha/año

R: Factor de erosividad, que expresa la influencia de la lluvia en el suelo, mm

K: Factor de erodabilidad. Depende de las características del suelo

LS: Factor por pendiente, adimensional

C: Factor de cobertura vegetal (empírico), adimensional

P: Factor de prácticas mecánicas de erosión de suelo, adimensional

a) Erosividad de la lluvia (R)

Este parámetro es de gran importancia en la evaluación de las pérdidas de suelo. El factor de erosividad de la lluvia se calcula, anualmente, usando la metodología de la FAO (Ortiz, 1984), la cual propone el empleo de la siguiente ecuación:

$$R = \sum_{i=1}^{12} P_i^2 / P \quad (4.2)$$

En la que:

P_i : Precipitación mensual, mm

P : Precipitación anual, mm

La siguiente tabla muestra la clasificación del factor de erosividad de la lluvia.

Tabla 4.1 Clasificación del factor R (Fuente: FAO, 1980)

Factor R	0-50	50-500	500-1000	Mayor de 1000
Clasificación	ligera	moderada	alta	muy alta

b) Erodabilidad del suelo (K)

La erodabilidad de los suelos, está estrechamente relacionada con sus propiedades físicas, las características que tienen mayor implicación en la cuantificación de este fenómeno son, la textura, estructura, contenido de materia orgánica y permeabilidad (Parent et al., 1997).

Para calcular el factor de erodabilidad del suelo, se emplean las unidades de suelo y las clases texturales, usando las unidades de suelos de la clasificación (FAO UNESCO, 1968). En la Tabla 4.2, se muestran las unidades de suelo con la clasificación de erodabilidad correspondiente.

Tabla 4.2 Clases del factor K (FAO, 1980)

Tipo de suelo	Clase de erodabilidad
Acrisoles	II
Cambisoles	II
Chernozems	I
Podzoluvisoles	III
Rendzinas	I
Ferralsoles	I
Gleysoles	II
Feozems	I
Litosol	I
Fluviosoles	II
Castañosozems	II
Luvisoles	II
Greyzems	II
Notosoles	I
Histosoles	I
Podzoles	III
Arenosotes	I
Regosoles	II
Solonetz	III
Andosoles	II
Rankers	I
Vertisoles	III
Planosoles	III
Xerosoles	III
Yermosoles	III

A su vez, estas clases de erodabilidad se clasifican como se muestra la Tabla 4.3, donde se le asigna un valor numérico (Ortiz ,1984).

Tabla 4.3 Clasificación del factor K (FAO, 1980)

Clase de erodabilidad	Clasificación
I	0.5
II	1
III	2

Para determinar el tipo de textura de los diferentes sitios, se emplean las clases texturales, cuyas clasificaciones se muestran en la Tabla 4.4 (Ortiz, 1984). En la Tabla 4.5, se muestran los valores de acuerdo a la clasificación de la textura del suelo.

Tabla 4.4 Clases de textura de suelo (FAO, 1980)

Textura gruesa	Menor de 18% arcilla y mayor de 65% arena
Textura media	Menor de 35% arcilla y menor de 65% arena
Textura fina	Mayor de 35% arcilla

Tabla 4.5 Clasificación de textura de suelo (FAO, 1980)

Textura de suelo	K
Gruesa	0.3
Media	0.2
Fina	0.1
Gravosa	0.5

c) Pendiente (LS)

La longitud (L) y la pendiente (S) son los factores fisiográficos que *Wischmeier* encontró altamente relacionados con las pérdidas de suelo. Aunque este autor planteó la formulación de ambos factores por separado, posteriormente se establecieron como un factor topográfico único, conocido como factor por pendiente (LS) (CMA, 2002). Para determinar el factor por pendiente se emplean las clases de pendiente que se muestran en la Tabla 4.6 (Ortiz, 1984). Posteriormente se les designa un valor de acuerdo a esta clasificación.

Tabla 4.6 Clases y clasificación del factor LS (FAO, 1980)

Clase de pendiente	Descripción	Valor por Clasificación
aa	A nivel	0.2
a	A nivel o ligeramente ondulada 0 a 8%	0.35
b	De ondulada a fuerte de 8 a 30%	2.0
ab	Pendiente muy suave, exclusiva de suelos fluvisoles, y gleysoles	3.5
c	De fuerte a quebrada más de 30%	11

d) Uso y manejo del suelo (C)

La mayor erosión se produce en aquellos suelos que carecen de cobertura vegetal, y que han sido arados, impidiendo así cualquier efecto de reducción de la fuerza erosiva de la lluvia, por lo que la energía de las gotas es absorbida directamente por el suelo. Sin embargo, si existe cobertura vegetal el suelo queda protegido de la fuerza erosiva de la

lluvia. Para determinar este factor se utilizan los factores de referencia de uso de suelo propuesta por la FAO (Tabla 4.7).

Tabla 4.7 Valores de referencia del factor C (FAO, 1980)

Cobertura Vegetal	Factor C	Cobertura Vegetal	Factor C
Bosque no perturbado	0.001	Cultivos extensos en hileras (maíz y caña)	0.5
Bosque perturbado	0.34	Palmera, café, cacao	0.1-0.3
Tierras erosionadas con poca vegetación	0.8	Pastos	0.07
		Hortalizas	0.3
Suelo desnudo	1	Yuca y batata	0.2-0.8

e) Prácticas de control de la erosión (P)

El factor de prácticas de control de la erosión P es definido como la razón entre la pérdida de suelo para una cierta práctica de control de la erosión y la pérdida de suelo que resulte de una labranza con cultivos en hileras rectas. Las prácticas para las que P ha sido establecido son para contorno y franjas de corte en curvas de nivel. La Tabla 4.8 muestra los valores de P para campos con terrazas de curvas de nivel cultivadas (Ponce, 1989).

Tabla 4.8 Valores del factor P (FAO, 1980)

Para granjas de planeación		Para estimación de sedimentos en campo		
Pendiente del terreno (%)	Factor de contorno	Factor de franjas de cultivo	Canales nivelados con césped a la salida	Pendiente escarpada con desagüe subterráneo
1-2	0.6	0.3	0.12	0.05
3-8	0.5	0.25	0.10	0.05
9-12	0.6	0.3	0.12	0.05
13-16	0.7	0.35	0.14	0.05
17-20	0.8	0.4	0.16	0.06
21-25	0.9	0.45	0.18	0.06

De esta forma, se estiman todos los factores que determinan la pérdida de suelo por erosión hídrica.

Con la ecuación universal de pérdida de suelo, se puede hacer una estimación de los sedimentos que llegan a una cuenca calculando el aporte de sedimentos AS, con la siguiente ecuación:

$$AS = DR * A \quad (4.3)$$

AS: Aporte de sedimentos en e.g. t /ha

A: Volumen perdido de suelo por unidad de área por unidad de tiempo en e.g. t /ha/año

DR: Relación de entrega de sedimentos

DR se puede calcular a partir de la siguiente ecuación propuesta por el Servicio de Conservación de los Recursos Naturales del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA-NRCS, 1983):

$$DR = (0.417662 * (\text{Área}^{-0.134958}) - 0.127097) \quad (4.4)$$

NOTA: El área está en millas cuadradas y es la superficie de la cuenca a analizar. Esta ecuaciones (4.1 a la 4.4), fueron tomadas de la metodología de la FAO (1980) para determinar el aporte de sedimentos a cuerpos de agua por efecto de erosión hídrica.

De esta manera se tiene un panorama claro del aporte de sedimentos que llegarán a lagos y embalses debido a la erosión, los contaminantes que se asocian al sedimento estarán determinados por el aporte de descargas al cuerpo de agua, al igual que la posible contaminación existente en el suelo del cual se desprendieron los sedimentos.

4.2 Fenómenos de transporte de sólidos en lagos y embalses.

Los sólidos que ingresan a los lagos y embalses, son partículas de diferentes tamaños, por lo que pueden permanecer como sólidos suspendidos en la columna de agua o depositados en el lecho del cuerpo de agua. Para entender el proceso de transporte de sedimentos, es necesario entender los procesos hidrodinámicos que ocurren en los lagos y embalses (Ji,2008).

Los sedimentos, ya sea en forma de sólidos suspendidos en la columna de agua, o depositados en el fondo del lago, desempeñan un papel importante en la calidad del agua, debido a la afinidad de algunos contaminantes con las partículas de suelo (sólidos) que al ingresar a los cuerpos de agua se distribuyen tanto en el fondo como en la columna de agua, creando gradientes de concentración que tienden al equilibrio mediante la migración de los contaminantes a la columna de agua.

Dentro de los parámetros importantes que deben considerarse para explicar el transporte de sedimentos en cuerpos de agua, está la densidad específica del sedimento, que generalmente suele aproximarse a la del cuarzo cuya magnitud se estima en 2.65; la concentración de sólidos que permanecen en suspensión, expresada en mg/l o en partes por millón (ppm), y por último, el tamaño de partícula que determina la distribución de sólidos en el lecho del cuerpo de agua (Ji, 2008).

Los sedimentos están conformados por partículas de suelo de varios tamaños, y la forma en la que se distribuyen dentro del embalse estas partículas transportadoras de contaminantes, depende directamente de este tamaño y su densidad, ya que la velocidad con la que estas se van a depositar en el lecho del cuerpo de agua, está en función de la fuerza de gravedad entre otras. (Ji, 2008).

En los cuerpos de agua naturales, el tamaño de las partículas no es uniforme, por lo general es necesario para efectos de cálculo, considerar un diámetro promedio de los sólidos de acuerdo con su clasificación por tamaño de partícula así definir su composición con base en esta clasificación.

Los sedimentos se pueden clasificar en cohesivos y no cohesivos. Los cohesivos se refieren a los sedimentos en los que la vinculación entre partículas, se debe principalmente a las atracciones físico-químicas entre ellas; en diferencia con las partículas no cohesivas, que por no presentar esta característica, las fuerzas intermoleculares no son muy importantes cuando este tipo de partículas están sujetas a la fuerza de gravedad (Ji, 2008).

La afinidad de los contaminantes e interacción con las partículas que componen los sedimentos, depende de las propiedades fisicoquímicas y del tamaño de las partículas; por esto, cuanto menor sea el tamaño de partícula, mayor será la relación área/volumen y

mayor la proporción de las atracciones físico-químicas entre las partículas, y por lo tanto, tendrán mayor capacidad de adsorber o retener a los contaminantes.

Un ejemplo de lo anterior, lo constituye las arcillas, que por su tamaño presentan mayor fuerza de atracción inter partículas, dada su relación área/volumen, y por lo tanto, mayor capacidad de retención de contaminantes. El transporte de los sólidos en los lagos y embalses, queda definido por tres procesos: La sedimentación; resuspensión y por el fenómeno de difusión.

En la Figura 4.5, se ilustran los fenómenos de transporte que ocurren en un lago o embalse, dependiendo si las partículas son cohesivas o no cohesivas.

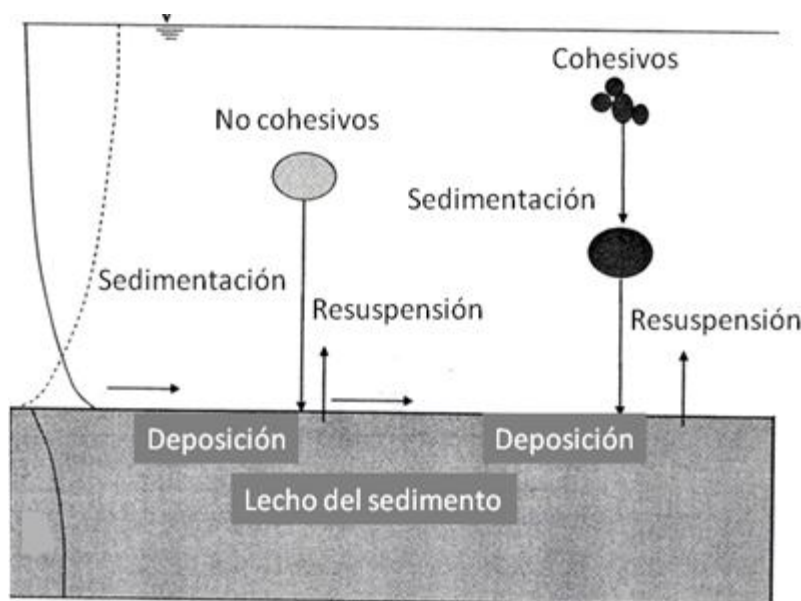


Figura 4.5 Proceso de transporte de sólidos en los lagos y embalses (Ji, 2008).

4.2.1 Sedimentación de los sólidos.

La velocidad de sedimentación es la principal propiedad que gobierna el movimiento de las partículas en el agua, y se define como la velocidad final con la que

una partícula cae al fondo de un cuerpo de agua en reposo, y depende principalmente del tamaño, forma y densidad de la partícula, al igual que de la viscosidad y la densidad del agua.

En los estudios del transporte de sedimentos, la velocidad de sedimentación de las partículas, constituye una variable fundamental para el cálculo del movimiento descendente de los contaminantes absorbidos a través de la columna de agua hasta llegar al lecho del sedimento. Otra variable importante es la resistencia de las partículas a la resuspensión por efecto del esfuerzo cortante que ejerce el agua sobre el lecho del sedimento. Estas variables definen el fenómeno de sedimentación y se relacionan como a continuación se expone (Chapra, 1997).

La velocidad de sedimentación de una partícula, se puede determinar haciendo un balance entre las fuerzas de gravedad F_g ; la viscosidad del agua μ ; la fuerza de flotación F_b y la fuerza de arrastre F_d (resistencia que ofrece el medio a la sedimentación de la partícula).

La fuerza de gravedad F_g queda definida por la ecuación (4.5) como sigue:

$$F_g = \rho_p \left(\frac{\pi}{6d_p^3} \right) g \quad (4.5)$$

y la fuerza de flotación F_b , definida por la ecuación (4.6):

$$F_b = \rho_w \left(\frac{\pi}{6d_p^3} \right) g \quad (4.6)$$

En las ecuaciones anteriores, las literales tienen el siguiente significado:

g : Aceleración de la gravedad, cm/s^2

ρ_p : Densidad de la partícula, g/cm^3

ρ_w : Densidad del agua, g/cm³

d_p : Diámetro de la partícula, cm

La fuerza de arrastre F_d , es resultado de la resistencia que opone el agua al paso de la partícula durante su trayectoria hacia el fondo del lago o embalse, y depende del tamaño de la partícula, de la velocidad con que se dirige hacia el fondo y de la viscosidad del agua.

Una expresión para calcular la fuerza de arrastre (Ji, 2008), se puede obtener a partir del número de Reynolds (Re):

$$Re = \frac{\rho_w V_s}{\mu} d_p \quad (4.7)$$

En la ecuación anterior, las literales tienen el siguiente significado:

μ : Viscosidad absoluta del agua, g/cm-s

V_s : Velocidad de sedimentación de la partícula, cm/s

Ahora, usando la ley de Stokes y suponiendo un flujo laminar con $Re < 1$ (está condición es la esperada generalmente, aunque se puede tener alteraciones extraordinarias que cambien el patrón de flujo), se obtiene una expresión que permite calcular la fuerza de arrastre:

$$F_d = 3\pi\mu d_p V_s \quad (4.8)$$

En la Figura 4.6, se ilustra cómo actúan las fuerzas que determinan la velocidad de sedimentación de las partículas.

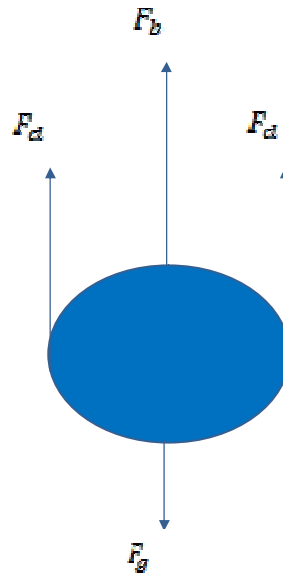


Figura 4.6 Fuerzas que actúan sobre la partícula durante su sedimentación a través de la columna de agua (Ji, 2008).

Para partículas con velocidad de sedimentación constante, la fuerza de gravedad es igual a la suma de las fuerzas de flotación y de arrastre como se muestra en la ecuación 4.9.

$$F_g = F_b + F_d \quad (4.9)$$

Ahora si se sustituyen en esta ecuación las variables que definen la fuerza de flotación F_b y la de arrastre F_d (ecuaciones 4.6 y 4.8), y se hace la consideración de que se trata de partículas esféricas, se obtiene una expresión que permite calcular la magnitud de la velocidad de sedimentación:

$$V_s = \frac{g(\rho_p - \rho_w)d_p^2}{18\mu} \quad (4.10)$$

Aunque la ecuación 4.10, tiene la limitante de ser válida solo para flujo laminar ($Re < 1$) y velocidad de sedimentación V_s constante, es de utilidad para determinar la velocidad de sedimentación en una primera aproximación. También, debido a que la fuerza de arrastre se basa en la ley de Stokes, esta ecuación también se le conoce como ley de Stokes o velocidad de sedimentación de Stokes.

Un aspecto importante que puede verse en la ecuación 4.10, es que la velocidad de sedimentación, es directamente proporcional a las diferencia entre la densidad de la partícula y la del agua y que dicha velocidad se incrementa en relación al cuadrado del diámetro de la partícula, por lo que las de mayor sedimentarán más rápido que las pequeñas.

Para el cálculo de la velocidad de sedimentación en un lago o embalse, se hace la consideración de que hay homogeneidad en la columna de agua, aspecto que permite establecer únicamente dos límites para las condiciones de frontera (el de la superficie y la del fondo), con lo cual se pueden obtener resultados analíticamente cuantificables.

De no hacer la consideración anterior, para el cálculo de la velocidad de sedimentación, se tendría que utilizar un modelo integral en el que se incluyan los perfiles de velocidad del agua.

4.2.2 Fuerza de flotación.

La flotación es el proceso por el cual una partícula de sedimento da saltos aisladamente o en serie a lo largo del lecho sedimentado, este movimiento produce la resuspensión de las partículas que pueden migrar hacia la columna de agua, o simplemente mover a las partículas horizontalmente de un lado a otro del lecho del

sedimento. La magnitud de este fenómeno depende de la inestabilidad del flujo en la interfase agua -sedimento (Ji, 2008).

La fuerza de flotación o movimiento horizontal de las partículas, en un lago o embalse, se ve principalmente afectada por las corrientes y el oleaje producido por el viento (para lagos con área superficial importante), la temperatura, la topografía y la salinidad.

La fuerza de flotación, se puede entender como la fuerza de rozamiento o fricción que ejerce la velocidad con que transita el agua dentro del embalse sobre movimiento horizontal de las partículas; en diferencia con la fuerza de arrastre, que determina el movimiento vertical de la partícula. La diferencia entre estas dos fuerzas, permite establecer una ecuación para conocer si las partículas llegan al fondo del embalse por sedimentación o si ya sedimentadas, pueden re-suspenderse por la acción del esfuerzo cortante en el fondo del embalse.

En la Figura 4.7 se ilustra el proceso de flotación que mueve a las partículas de forma horizontal dentro del lago.



Figura 4.7 Efecto del esfuerzo cortante del agua sobre las partículas del sedimento(Ji, 2008).

El esfuerzo cortante que produce la fuerza de flotación, $\vec{\tau}_c$, en combinación con el que produce la acción del viento, $\vec{\tau}_{ww}$, permite conocer si el transporte de las partículas se da en el fondo del embalse o se puede llegar a resuspensión. Dicha combinación de esfuerzos, $\vec{\tau}_{cw}$, queda definida por la ecuación 4.11. Cabe aclarar que no necesariamente se requiere la acción de ambos esfuerzos cortantes para que el fenómeno de transporte ocurra (Ji, 2008).

$$\vec{\tau}_{cw} = \vec{\tau}_c + \vec{\tau}_{ww} \quad (4.11)$$

En la ecuación anterior,

$\vec{\tau}_{cw}$: Esfuerzo cortante resultante, N/m^2

$\vec{\tau}_c$: Esfuerzo cortante producido en la interfase agua sedimento, N/m^2

$\vec{\tau}_{ww}$: Esfuerzo cortante producido por el viento, N/m^2

La magnitud del esfuerzo cortante en la interfase agua - sedimento, se puede estimar con la siguiente ecuación:

$$\tau_c = C_c \rho_w u^2 \quad (4.12)$$

En la ecuación anterior,

u : Velocidad en la interfase agua - sedimento, m/s

ρ_w : Densidad del agua, kg/m^3

C_c : Coeficiente de fricción, adimensional

τ_c : Esfuerzo cortante en la interfase, N/m^2

En lo que concierne al esfuerzo cortante producido por efecto del viento, su magnitud puede estimarse con la siguiente ecuación:

$$\tau_{ww} = C_{ww} \rho_w u_{ww}^2 \quad (4.13)$$

En la ecuación anterior,

u_{ww} : Velocidad del agua en la interfase producida por efecto del viento, m/s

C_{ww} : Coeficiente de fricción debido al viento, adimensional

τ_{ww} : Esfuerzo cortante debido al viento, N/m²

Las partículas se resuspenden cuando el esfuerzo cortante del agua excede a la fuerza de gravedad que las mantiene en el fondo; para una partícula en estado estacionario en el fondo del lago se puede hacer un balance de las fuerzas que favorecen la resuspensión; estas fuerzas son, la gravedad, la fricción interpartículas y la cohesión. Y se expresan matemáticamente con la siguiente ecuación (Ji, 2008).

$$F_s = F_w + F_f + F_c \quad (4.14)$$

En donde:

F_s : Fuerza de resuspensión debida al esfuerzo cortante ejercido por el agua

F_w : Fuerza de gravedad ejercida sobre el peso de la partícula

F_f : Fuerza de resistencia a la resuspensión debida a la fricción entre la partícula y el lecho

F_c : Fuerza de resistencia a la resuspensión por acción de la cohesión

Si la fuerza de resuspensión es grande, las partículas de suelo contenidas en los sedimentos, se moverán de su lugar de origen fácilmente moviéndose dentro de la columna de agua, pero si el esfuerzo cortante disminuye, la partícula se sedimentará de nuevo, situándose en el fondo del lago.

Cuando el valor de esfuerzo cortante es máximo, se da un fenómeno de erosión del lecho de sedimento que es lo que provoca la resuspensión, es decir, la resuspensión está controlada por el esfuerzo cortante que ejerce el flujo en la interfase.

La probabilidad de que una partícula se deposite, depende del esfuerzo cortante en el fondo, la capacidad de cohesión de los sedimentos, la turbulencia y las velocidades de flujo en la columna de agua, las velocidades de flujo en la interfase agua - sedimento, y las interacciones químico biológicas que se desarrollan en el lecho del sedimento.

La rapidez de deposición se puede estimar como el producto de la velocidad de sedimentación y la probabilidad de deposición en contacto con el lecho, y puede variar de cero en sistemas muy turbulentos a uno para sistemas relativamente sin movimiento, la rapidez de deposición por unidad de área (flux de material) D , se estima mediante la sumatoria de fluxes de las diferentes clases de material por la probabilidad de que se deposite por su concentración en la interfase agua - sedimento (Ji, 2008).

$$D = \sum_i p_i w_{si} S_{bi} \quad (4.15)$$

En la ecuación anterior:

w_{si} : Velocidad de sedimentación para las clases de material i

p_i : Probabilidad de deposición para la clase de material i

S_{bi} : Concentración de la clase i en la interfase

La probabilidad de deposición, es la probabilidad de que una partícula llegue a la interfase y permanezca ahí.

4.2.3 Ecuaciones para el transporte de sedimentos.

Una vez definidos los fenómenos de transporte que determinan el movimiento de una partícula de sedimento dentro de un lago, y por tanto, el movimiento de los contaminantes a ella asociados, las variaciones de concentración del sedimento en espacio y tiempo se pueden describir con la ecuación de la conservación de la masa también conocida como ecuación de transporte:

$$\begin{aligned} \partial_t(HS) + \partial_x(H_u S) + \partial_y(H_v S) + \partial_z(wS) - \partial_z(w_s S) = \\ \partial_x(HA_H \partial_x S) + \partial_y(HA_H \partial_y S) + \partial_z\left(\frac{A_v}{H} \partial_z S\right) + Q_s \end{aligned} \quad (4.16)$$

De la ecuación anterior:

H : Profundidad

u y v : Componentes de velocidad horizontal

w : Componente de velocidad en la vertical

w_s : Velocidad de sedimentación

S : Concentración del sedimento

A_v y A_H : Coeficientes de difusión, vertical y horizontal respectivamente

Q_s : Fuentes y sumideros externos

En esta ecuación no se toman en cuenta las transformaciones, ya que para efectos de transporte y acomodo de los sedimentos se considera la concentración de sedimento

como si se tratase de una sustancia conservativa. También cabe mencionar que para una partícula no cohesiva, la concentración no es un factor determinante en su distribución o transporte dentro del lago o embalse (Ji, 2008).

De acuerdo con las consideraciones anteriores, y haciendo la estimación de que el sistema está en estado estacionario, en la ecuación de transporte, se pueden omitir los componentes de velocidad en la horizontal suponiendo homogeneidad en el flujo en este sentido; por lo que la ecuación 4.16 se reduce en:

$$-\partial z \left(\frac{A_v}{H} \partial_z S \right) = \partial z (wS) - \partial z (w_s S) \quad (4.17)$$

Ahora considerando como condiciones de frontera $z = 1$ para la superficie y $z = 0$ para el fondo del lago, se obtienen las siguientes ecuaciones:

$$-\left(\frac{A_v}{H} \partial_z S \right) - wS = 0 \quad \text{para } z = 1 \quad (4.18)$$

$$-\left(\frac{A_v}{H} \partial_z S \right) - wS = J_0 \quad \text{para } z = 0 \quad (4.19)$$

En donde $J_0 = J_d + J_r$, siendo J_0 el flujo total de sedimentos, J_d el flujo de sedimentos depositados y J_r el flujo de sedimentos resuspendidos (Ji, 2008).

Una descripción exacta del comportamiento de transporte de sedimentos, que normalmente se realiza a través de soluciones numéricas de la ecuación de transporte de sedimentos en el balance de masa, está fuertemente ligada al conocimiento o la

estructura del perfil vertical de las concentraciones de sedimentos y la interacción con el campo de flujo (Maza, 2004).

La distribución vertical de las concentraciones de sedimentos en suspensión depende de la intensidad de la turbulencia y la velocidad de sedimentación de la partícula. Si se considera el flujo horizontal como constante y uniforme a lo largo del lago o embalse y no se toman en cuenta las fuentes y sumideros, la ecuación 4.18 se reduce en:

$$-\left(\frac{A_v}{H} \frac{dS}{dz}\right) - wS = 0 \quad (4.20)$$

Ahora, resolviendo la ecuación anterior para S se obtiene otra, que permite determinar la concentración de los sedimentos en la columna de agua, bajo condiciones de estado estacionario:

$$S = S_0 e^{\frac{-w_s H(z-z_0)}{A_v}} \quad (4.21)$$

Esta solución analítica permite entender, con mayor claridad, las relaciones que hay entre la velocidad de sedimentación, la profundidad del lago y las condiciones de mezcla, con la concentración de los sedimentos en la columna de agua.

Para el movimiento vertical se puede hacer la consideración de que en la interfase la turbulencia es fuerte y por lo tanto un sistema bien mezclado.

La forma de los perfiles de velocidad y concentración que se dan bajo las condiciones arriba mencionadas, se ilustran en la figura 4.8 en la que se muestran los

fenómenos de transporte que determinan la concentración y velocidad de los sedimentos cohesivos en su avance por el lago.

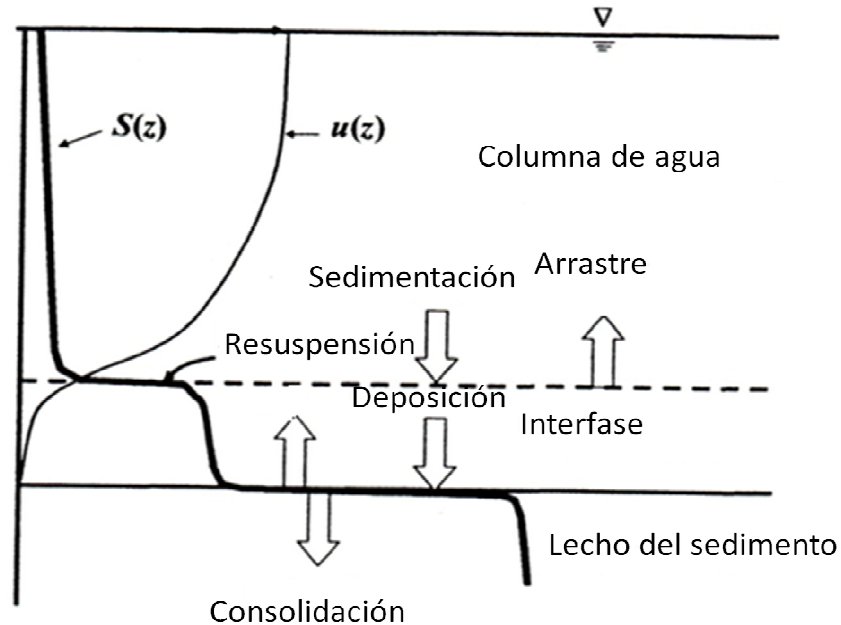


Figura 4.8 Perfiles de velocidad y concentración para sedimentos cohesivos en lagos y embalses (Ji, 2008).

En la figura anterior, se puede observar como la velocidad de transporte se incrementa del fondo a la superficie; mientras que la concentración de los sedimentos lo hace en sentido contrario. Estos fenómenos son dependientes de las velocidades de resuspensión y sedimentación.

4.2.4 Transporte de sedimentos no cohesivos.

En los sedimentos no cohesivos, la característica más importante es el tamaño de la partícula y generalmente es el criterio que se utiliza para caracterizar su movimiento en el cuerpo de agua. Se consideran como sedimentos no cohesivos a las gravas, arenas y algunos limos gruesos.

Por ser partículas más pesadas, su movimiento es menor, y se debe principalmente a alteraciones en el lecho del sedimento, oleaje producido por viento durante las tormentas, o a avenidas extraordinarias en época de lluvia.

Normalmente durante el periodo de avenidas, la velocidad de arrastre incrementa la columna de agua y se incrementa la magnitud del esfuerzo cortante sobre el lecho del sedimento, dando lugar al movimiento de los sedimentos no cohesivos. Esto provoca el desplazamiento de los sedimentos más grandes y una nueva distribución por tamaño de partícula que produce cambios significativos en el flujo de agua, ya que se altera la interfase.

Una forma de determinar el transporte de sedimentos no cohesivos es con el parámetro de Shields, que relaciona, a partir del flujo de agua y el número de Reynolds, el movimiento de los sedimentos con el esfuerzo cortante debido al movimiento del agua.

El parámetro de Shields está definido por la siguiente ecuación:

$$\tau_* = \frac{\tau_s}{(\rho_s - \rho_w)gd_s} = \frac{u_*^2}{g'd_s} \quad (4.22)$$

De la ecuación anterior:

τ_* : Parámetro de Shields

τ_s : Esfuerzo cortante sobre el lecho del sedimento, N/m²

g : Aceleración de la gravedad, cm/s⁻²

ρ_s : Densidad de la partícula, kg/m³

ρ_w : Densidad del agua, kg/m³

d_s : Diámetro de la partícula, m

u_* : Velocidad de corte, m/s

g' : Fuerza de gravedad reducida

g' y u_* se definen en las siguientes ecuaciones:

$$u_* = \sqrt{\tau_* / \rho_w} \quad (4.23)$$

$$g' = \left(\frac{\rho_s - \rho_w}{\rho_w} \right) g \quad (4.24)$$

El número de Reynolds se define como:

$$R_* = \frac{u_* d_s}{\nu} \quad (4.25)$$

En la ecuación anterior:

R_* : Re (numero de Reynolds) en la frontera.

ν : Viscosidad cinemática del agua, m²/s

A partir de estas ecuaciones, se obtiene otra que permite definir la magnitud del esfuerzo cortante antes que se dé el movimiento de los sedimentos no cohesivos:

$$\tau_{*cr} = \frac{\tau_{scr}}{(\rho_s - \rho_w) g d_s} = \frac{u_{*cr}^2}{g' d_s} = f(R_*) \quad (4.26)$$

Con la ecuación anterior y el diagrama de Shields (Figura 4.9) es posible determinar el movimiento de los sedimentos.

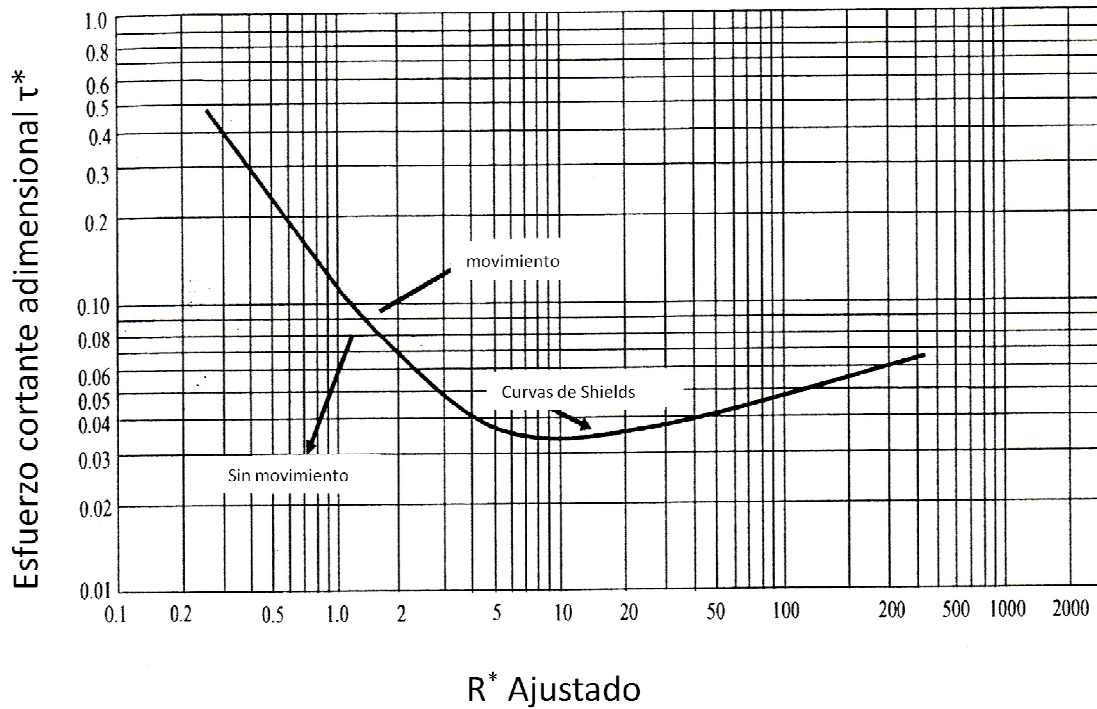


Figura 4.9. Diagrama de Shields que describe el movimiento de sedimentos no cohesivos (Ji, 2008).

Este diagrama permite predecir el esfuerzo cortante necesario que debe ejercer el agua sobre el lecho de sedimento para que se muevan o transporten los sedimentos no cohesivos.

En cuanto a la concentración en los sedimentos no cohesivos, en diferencia con las partículas en solución, las no cohesivas responden solo a la velocidad de sedimentación correspondiente a la de las partículas discretas, dada por la siguiente ecuación:

$$W_{se} = W_s \quad (4.27)$$

De donde W_{se} , velocidad de sedimentación para sedimentos no cohesivos, como se define en la siguiente ecuación:

$$W_{se} = \left(1 - \frac{S}{\rho_s}\right)^n W_s \quad (4.28)$$

En la ecuación anterior n , es una constante empírica que está valuada entre 3 y 4 (Van Rijn, 1984).

Por su parte (Cheng, 1997), propone una relación entre la velocidad de sedimentación y el tamaño de las partículas no cohesivas de acuerdo con las siguientes curvas.

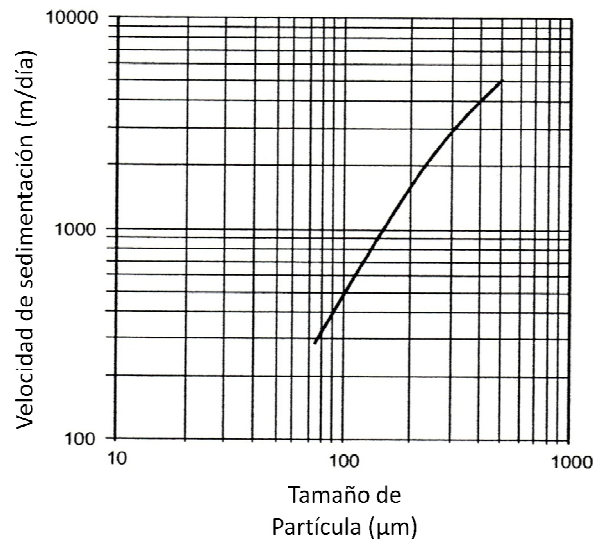


Figura 4.10. Diagrama de Cheng (1997)

Existen varios parámetros empíricos para calcular la concentración de sedimentos no cohesivos, ya que el fenómeno es complejo y difícil de determinar analíticamente. (García et al., 1991) proponen el cálculo a través de las interacciones con la columna de

agua en la interfase por medio de las concentraciones al equilibrio. Estas ecuaciones se definen partiendo de la base de que todas las concentraciones en el equilibrio son función de:

$$S_{eq} = S_{eq}(d_s, \rho_s, \rho_w, u_*, v) \quad (4.29)$$

García y Parker (1991), se basaron en las ecuaciones de Smith y McLean (1977), y usando la representación de Van Rijn (1984) para proponer ecuaciones que representan la concentración al equilibrio de los sedimentos no cohesivos de manera aceptable.

La ecuación de concentración del equilibrio de Smith y McLean es:

$$S_{eq} = \rho_s \frac{0.65\gamma_0 T}{1 + \gamma_0 T} \quad (4.30)$$

En donde γ_0 es constante e igual a 2.4×10^{-3} y T , se calcula a partir de la siguiente ecuación:

$$T = \frac{\tau_b - \tau_{cs}}{\tau_{cs}} = \frac{u_*^2 - u_{*cs}^2}{u_{*cs}^2} \quad (4.31)$$

En donde τ_b es el es fuerza cortante y τ_{cs} es el esfuerzo cortante critico de Shields. En esta ecuación la limitación práctica radica en la necesidad de saber el diámetro y tamaño de partícula para poder determinar el esfuerzo cortante de Shields.

De la ecuación de Van Rijn se tiene:

$$S_{eq} = 0.015\rho_s \frac{d}{z_{*eq}} T^{3/2} R_d^{-1/5} \quad (4.32)$$

En donde z_{*eq} , es la profundidad de referencia y R_d , es el número de Reynolds para una partícula de sedimento definido por la siguiente ecuación.

$$R_d = \left(g \left(\frac{\rho_s}{\rho} - 1 \right) d_s \right)^{1/2} \frac{d_s}{v} \quad (4.33)$$

En la ecuación anterior, el diámetro de la partícula se calcula para los tres tamaños de partículas no cohesivas, gravas, arenas y limos gruesos, por lo tanto, para simplificar el cálculo en campo, García y Parker definen las siguientes ecuaciones:

$$S_{jeq} = \rho_s \frac{A(\lambda Z_j)^5}{(1 + 3.33A(\lambda Z)^5)} \quad (4.34)$$

$$Z_j = \frac{u_*}{w_{sj}} R_{dj}^{3/5} F_H \quad (4.35)$$

$$F_H = \left(\frac{d_j}{d_{50}} \right)^{1/5} \quad (4.36)$$

$$\lambda = 1 + \frac{\sigma_\phi}{\sigma_{\phi 0}} (\lambda_0 - 1) \quad (4.37)$$

En donde A es constante e igual a 1.3×10^{-7} , d_{50} es el diámetro medio para todos los tamaños de partículas, λ es el factor de esfuerzo, F_H es un factor de seguridad que, con base en simulaciones realizadas por García y Parker, para un solo tamaño de partículas, se puede aproximar a 1; σ es la desviación estándar en la escala de ϕ para todos los tamaños de partículas.

Con estas aproximaciones empíricas, se puede calcular la concentración de los sedimentos no cohesivos de manera confiable, presentando también una herramienta practica para la determinación en campo.

4.2.5 Fenómenos de transporte en el lecho del sedimento.

Las ecuaciones antes descritas, sirven para perfilar el transporte de los sedimentos en la columna de agua, la interfase agua – sedimento y el movimiento de los sedimentos no cohesivos de la superficie del lecho del sedimento, pero en las capas del lecho del sedimento se dan otros fenómenos que favorecen el movimiento de las partículas y por lo tanto los contaminantes a ellas asociadas (Ji, 2008).

Estos movimientos de las partículas son simultáneos y en su conjunto, definen el acomodo de las mismas dentro del cuerpo de agua. Las fuerzas que rigen el movimiento en el lecho del sedimento son, la velocidad del agua, las alteraciones del lecho, y la difusión por gradientes de concentración.

La siguiente ecuación define la carga del flujo (Flux) de transporte en el lecho del sedimento:

$$q_B = hS_0V_s \quad (4.38)$$

En la ecuación anterior:

q_B : Carga del fondo (masa por unidad de tiempo, por unidad de longitud normal a la dirección del flujo)

h : Espesor medio del lecho de sedimento, longitud

S_0 : Concentración del sedimento en el lecho, masa por unidad de volumen

V_s : Velocidad de flujo de sedimentos en el lecho, longitud por unidad de tiempo

Este movimiento dentro del lecho se ve alterado por el transporte de sedimentos en la superficie e interfase, para lo cual se define la siguiente ecuación semiempírica que relaciona estas interacciones:

$$\frac{q_B}{\rho_s d_s \sqrt{g' d_s}} = \Phi(\tau_*, \tau_{*cr}) \quad (4.39)$$

En donde Φ es una función que relaciona los parámetros de Shields para el esfuerzo cortante que ejerce el agua sobre el lecho del sedimento y provoca los movimientos de las partículas no cohesivas en la superficie del mismo.

No existen fórmulas universales que expresen de forma concluyente el transporte de los sedimentos en el lecho; sin embargo, dentro de las más aceptadas están las de Meyer- Peter and Muller (1948), que de forma empírica definen a Φ como:

$$\Phi = \phi_1(\tau_* - \tau_{*cr})^{3/2} \quad (4.40)$$

En donde ϕ_1 es función de los parámetros de Shields.

Otra definición para Φ , está dada por la formula de Bagnold (1956):

$$\Phi = \phi_2(\tau_* - \tau_{*cr})(\sqrt{\tau_*} - \gamma\sqrt{\tau_{*cr}}) \quad (4.41)$$

En la ecuación anterior, γ es un parámetro aleatorio y ϕ_2 , es función de los parámetros de Shields. Estas dos ecuaciones sirvieron como referencia para que Ji y Mendoza (1997) demostrarán que las fuerzas motoras más significativas en el lecho del sedimento son la advección y la difusión, y definieron a Φ como:

$$\Phi = \frac{0.053}{R_d^{1/5}} \left(\frac{\tau_* - \tau_{*cr}}{\tau_{*cr}} \right)^{2.1} \quad (4.42)$$

De esta forma se puede calcular la carga del flujo de sedimentos en el lecho en función de parámetros ya definidos que pueden ser analíticamente determinados.

Para calcular la concentración de los sedimentos en el lecho, se simplifican las ecuaciones tomando en cuenta solo sus propiedades extensivas y los fenómenos erosivos. De esta forma se define a la densidad de una partícula dentro del lecho del sedimento como:

$$\rho_s = \frac{M_s}{V_s} \quad (4.43)$$

Que es la definición clásica para la densidad de una partícula, masa de la partícula sólida, entre volumen de suelo. En el lecho del sedimento, no todo el volumen está compuesto por suelo, también se tiene cierto volumen de agua que va disminuyendo con el avance en las capas consolidadas del lecho, por lo tanto es necesario incluir el volumen de agua y considerar un volumen total para el cálculo de la densidad.

$$\rho_b = \frac{M_s}{V} \quad (4.44)$$

$$V = V_s + V_w \quad (4.45)$$

En donde el volumen de suelo V_s y el volumen de agua V_w , se pueden calcular con las siguientes ecuaciones:

$$V_s = (1 - \theta)V = \frac{V}{(1 + \varepsilon)} = \frac{M_s}{\rho_s} \quad (4.46)$$

$$V_w = \theta V = \frac{\varepsilon V}{(1 + \varepsilon)} = \frac{M_w}{\rho_w} \quad (4.47)$$

En donde θ es la porosidad y ε es la cantidad de vacíos. La porosidad se define como el volumen de vacíos entre el volumen total, la cantidad de vacíos es la relación entre el volumen de agua y el volumen del suelo, y estos dos parámetros se relacionan de la siguiente manera:

$$\varepsilon = \frac{\theta}{(1 - \theta)} = \frac{V_w}{V_s} \quad (4.48)$$

$$\theta = \frac{\varepsilon}{(1 + \varepsilon)} = \frac{V_w}{V} \quad (4.49)$$

De acuerdo con estas ecuaciones y considerando solo a la difusión como la fuerza motriz dominante en el lecho del sedimento, se puede definir, con base en los parámetros anteriores, la concentración de sedimento en el lecho como:

$$S = \frac{M_s}{V} = \rho_s(1 - \theta) = \rho_s \left(\frac{1}{1 + \varepsilon} \right) \quad (4.50)$$

Con esta forma simplificada de la ecuación de transporte, se pueden calcular las concentraciones y definir el perfil de velocidades de flujo de los sedimentos en cualquier punto del cuerpo de agua.

NOTA: Estas ecuaciones (4.5 a la 4.50), que describen el transporte de los sedimentos dentro de lagos y embalses fueron tomadas de Ji (2008).

4.3 Composición química de los sedimentos.

Los sedimentos, por lo general están contaminados con sustancias tóxicas que provienen de descargas antropogénicas (US-EPA, 1998), dentro de su composición se pueden encontrar partículas de suelo de diferentes tamaños como: gravas, arenas, arcillas

y limos (García, 2000), y estas partículas transportan contaminantes que cambian su composición normal.

Los contaminantes que se adhieren fuertemente a partículas de suelo son, productos químicos como plaguicidas y Bifenilos policlorados (BPC, mezcla de 206 polímeros isómeros), materia orgánica, nutrientes, metales pesados como Fe, Mn, As, Co, Cr, Ni, Se, Zn, Mo, Cd, Hg, Pb, Sb, Bi, entre otros. Algunos metales como el Fe y Mn se encuentran de manera natural en los sedimentos, pero la alteración en las concentraciones y la formación de complejos con sustancias orgánicas e inorgánicas los hace potencialmente contaminantes.

Los contaminantes que se alojan en los cuerpos de agua pueden clasificarse de diferentes formas, las de mayor relevancia para este estudio son: por su origen y por su persistencia. Por su persistencia o interacción con el medio, se clasifican como:

- Conservativos: son aquellos que no cambian su estructura química a lo largo del tiempo, aún cuando exista interacción con el medio, es decir su cantidad solo se ve afectada por dilución.
- No conservativos: son aquellos que sufren degradación, química, física y biológica a lo largo del tiempo debido a la interacción con el medio.

Algunos de los contaminantes más comúnmente vertidos en lagos y embalses de México son: bacterias patógenas, materia orgánica, grasas, aceites, detergentes, las mezclas de aguas industriales que contienen metales pesados y sales orgánicas sintéticas (SEMARNAT, 1998).

Los metales pesados son considerados entre los contaminantes de mayor impacto para los sistemas acuáticos, debido a que no son eliminados por procesos naturales como

los contaminantes de origen orgánico y pueden incorporarse a las cadenas alimenticias por medio de procesos de bioacumulación, bioconcentración o biomagnificación (Ávila et al., 1995), (Ávila et al., 1999). Los metales más tóxicos como Hg, Cd, Pb, Cr, y As se acumulan en los sedimentos donde pueden transformarse a formas químicas biodisponibles, resuspenderse hacia la columna de agua y producir intoxicaciones crónicas o agudas (Förstner et al., 1979), (Zarazúa, 2000).

Se tiene un ejemplo claro del deterioro de los lagos en México con el estudio del nivel de contaminación del lago de Chapala que realizó la SEMARNAT, en el cual se encontró contaminación en niveles preocupantes por aportaciones de metales en ciertas zonas del río Lerma.

El análisis realizado de las aportaciones de la industria petroquímica, textil, de alimento para animales, metalúrgica y ensambladoras de autos, vertidas al río Lerma desde los estados de Guanajuato y Querétaro, indica que se descargan a la cuenca más de 12400 gramos de cromo y 4300 gramos de zinc diariamente. Motivo por el cual se ha hecho presente el proceso de eutrofización en este lago por la presencia de nutrientes y sustancias contaminantes en exceso, esto afecta directamente todo el ecosistema de la zona (SEMARNAT, 1998).

Otro estudio significativo de la cuenca del río Lerma se realizó en la laguna de Almoloya de Juárez y la presa Alzate, en donde al igual que en el lago de Chapala, se encontraron concentraciones preocupantes de metales al igual que procesos de eutrofización y envejecimiento del lago.

Este estudio revela, cómo el pH determina algunas de las especies metálicas que se van a encontrar en los sedimentos. Otros datos revelan que el oxígeno disuelto a lo largo

de la cuenca sufre una reducción significativa en la presa Alzate, debido al grado de eutrofización en este embalse (Tejeda, 2006).

La concentración de metales es un problema grave, pero no minimiza la situación de lagos como el Cuitzeo en el cual las descargas de drenajes de comunidades como Acámbaro, Queréndaro, Santa Ana Maya y Zinapécuaro, tienen en condiciones deplorables al cuerpo de agua debido al envejecimiento del mismo por eutrofización, aun cuando en el otras fuentes de contaminantes son el principal problema. En la actualidad este lago está fuertemente deteriorado debido al aporte continuo que recibe de fosfatos, nitratos, desechos industriales y urbanos, los cuales no permiten la recuperación del ciclo biológico del agua. En los sedimentos del lago, se han encontrado cantidades de fósforo orgánico que exceden por mucho las concentraciones máximas recomendadas por organismos internacionales (SEMARNAT, 1998).

En sistemas acuáticos, contaminantes como plaguicidas e hidrocarburos, al igual que los metales se adhieren fuertemente a las partículas del suelo. En la fracción fina de los sedimentos se encuentran generalmente minerales arcillosos y materia orgánica, es decir, la fracción de limos y arcillas es donde estarán las mayores concentraciones de estos contaminantes debido a que el área de contacto entre ellos favorece su adhesión a estas partículas finas (Hansen, 1995).

Se ha observado que aguas abajo de embalses y represas las concentraciones de contaminantes no descienden en proporción a las de aguas arriba de la cortina, y esto se debe a que los limos y arcillas son los sedimentos que generalmente se transportan con mayor facilidad, es decir, no se quedan en el lecho del sedimento, son arrastrados a lo largo del cauce del río por la columna de agua.

Los lagos contienen también sedimentos orgánicos provenientes de aguas de desechos municipales, rurales y agrícolas; entre estos están carbohidratos, proteínas, ácidos nucleicos, enzimas, lípidos, y residuos orgánicos de sistemas vivos. Las aportaciones industriales de compuestos orgánicos incluyen, aceites, plastificantes, resinas, polímeros y detergentes. Los tóxicos persistentes por su baja solubilidad en el agua, generalmente se alojan en el sedimento (SEMARNAT, 1998).

Los procesos de descomposición de materia orgánica en los cuerpos de agua, inducen también a otros procesos químicos de formación de complejos, ya que se dan procesos aerobios y anaerobios que pueden dar como resultado intermediarios tóxicos. La descomposición anaerobia se desarrolla al no haber suficiente oxígeno disuelto en el cuerpo de agua, cosa que sucede regularmente en las profundidades a las que se encuentran los sedimentos.

El sistema agua - sedimento, tiende a comportarse como buffer y trata de mantener las condiciones de equilibrio reinantes en un determinado período. Los sedimentos constituyen básicamente un medio de transporte y/o desaparición de elementos nutrientes y compuestos tóxicos a través de procesos tales como: adsorción, intercambio iónico, precipitación, complejación y quelación (US EPA, 1998).

Estos fenómenos dependen de cambios en el pH, incremento de la salinidad, cambios en el Potencial Redox y/o en el nivel de oxígeno disuelto, transformaciones microbiológicas, presencia de agentes complejantes sintéticos y alteraciones físicas de las características del lecho, simples o significativas. Se debe tener en cuenta, que el sistema agua - sedimento está en equilibrio, y de acuerdo a los parámetros antes mencionados y sus valores, se puede predecir qué especies químicas permanecerán en el agua y cuáles estarán en el sedimento.

Acorde con la información recabada (US EPA, 1998), no se han unificado los criterios para establecer estándares para la calidad del sedimento, se pretende hacer una analogía con los que se tiene para la calidad del agua en función a la concentración límite de contaminantes contenidos en el cuerpo de agua.

Las más recientes propuestas de U.S. EPA (1998 – 2009), consisten en proponer los estándares de sedimentos para contaminantes con base en valores de concentración normalizados en función del carbono orgánico, para el caso de compuestos químicos orgánicos no iónicos, y en función de los sulfuros ácidos, para los metálicos, correlacionando luego estos valores con los Criterios de Calidad de Agua respectivos, o sea los niveles de concentración de contaminantes que están en equilibrio en la columna de agua por encima del sedimento analizado. De esta forma, se ponderarán los criterios para determinar la calidad del sedimento en bueno, aceptable, contaminado o muy contaminado de igual forma que se realiza con los (Índices de calidad del agua) ICA para el agua.

Los criterios de calidad para los sedimentos, se basa en el denominado equilibrio de distribución, para los tóxicos vinculados a hidrocarburos aromáticos policíclicos, clorados y plaguicidas, ligados al carbono orgánico contenido en el sedimento.

Para los metales pesados, se toma como base la formación de sulfuros ácidos que caracterizan a los metales asociados a sulfuros en la fase sólida del sedimento, determinando su grado de disolución y/o biodisponibilidad. Estas investigaciones y otras aún en curso, permitirán predecir la interacción química entre sedimentos y contaminantes, definiendo qué concentraciones son capaces de soportar los organismos bénticos y otros a ellos asociados (US EPA, 1998)

Tanto los metales pesados como los compuestos orgánicos se liberan de los sedimentos por diversas causas, generando niveles de toxicidad de mayor peligrosidad que la que poseían cuando estaban ligados y en las condiciones de equilibrio previas al proceso que desencadenó el cambio.

Los principales factores que determinan los cambios en el equilibrio entre los sedimentos y la columna de agua son (US EPA, 1998):

a) Incremento de la salinidad del medio acuático: El incremento de la salinidad en el medio acuático puede deberse a condiciones de alta evaporación, lo cual propicia una competencia entre los cationes disueltos y los iones metálicos adsorbidos, que resulta en el reemplazo o intercambio de unos por otros.

Pueden producirse además fenómenos de floculación por el aumento del cloruro de Na y Ca, donde este efecto existe se verá afectada la adsorción de metales, las condiciones de equilibrio a que se llega finalmente, dependen de las reacciones predominantes en cada caso en particular.

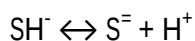
Otro aspecto que influye en este fenómeno es la entrada de afluentes a lagos y embalses, que si presentan una concentración menor de contaminantes, llevan a cabo un proceso de dilución que ayuda a restaurar el equilibrio químico, físico y biológico del ecosistema.

b) Disminución del pH y lixiviación debida a ácidos orgánicos: Bajar el pH favorece la desorción de cationes metálicos, cambios drásticos en el pH de aguas pobres en iones bicarbonato, pueden causar una fuerte disolución de un amplio rango de metales. La presencia de ácidos orgánicos también afecta a las partículas metálicas atrapadas en el sedimento, lixiviando y liberando a estos compuestos.

c) Transformaciones microbiológicas (ejemplo: metilación): Este tipo de acciones favorece la liberación de metales mediante la formación de compuestos capaces de complejar los iones metálicos y pueden alterar las condiciones físicas, pH y Potencial Redox del ambiente (interfase agua - sedimento).

El mayor riesgo se asocia a la conversión de compuestos inorgánicos metálicos en moléculas orgánicas. La formación de compuestos metálicos de los metales sedimentados tales como arsénico, plomo, mercurio, selenio convierten a estos compuestos en elementos de mayor toxicidad para el medio ambiente. Los compuestos que están enterrados a una distancia mayor a 10 cm en el sedimento, pueden considerarse fuera de la influencia de la acción microbiológica y en cierto modo aunque su potencial de contaminación sea alto, se halla más protegido el medioambiente circundante al que no llega su acción tóxica, si se mantienen allí.

Un aspecto importante a considerar en cuencas muy contaminadas, es la generación de ácido sulfídrico (H_2S) por la degradación anaerobia en los sedimentos que suelen contener compuestos orgánicos sulfurados y sulfatos inorgánicos, el gas es soluble en agua en proporciones de hasta 4 mg/l (a 20 °C). El H_2S es un gas de efecto muy tóxico para los organismos acuáticos (en especial peces) y cuyo olor a huevo podrido es fácilmente detectable en el aire por los seres humanos (en diluciones de 0.002 ppm). Su forma química en el sedimento está condicionada según la ecuación de equilibrio químico:



Esta ecuación es reversible y su tendencia hacia uno u otro lado del equilibrio de la reacción depende del pH y del nivel de oxígeno disuelto. En forma de H_2S es muy tóxico y por ejemplo: a un pH 7 y niveles de anaerobiosis predominantes, las proporciones de

concentración llegan a un 50 por ciento nivel que rebasa los máximos permisibles de la US-EPA para la protección de la vida acuática, este límite corresponde en este caso a una concentración de: 2 mg/l H_2S (no disociado), que implica un nivel aproximado de 0.3 mg/l del total de (H_2S). En zonas bien aireadas, el H_2S se oxida a sulfatos, minimizando su efecto tóxico (US-EPA, 1998).

d) Cambios en el Potencial Redox y/o en el nivel de Oxígeno Disuelto: El decremento del Potencial Redox, es causado principalmente por la actividad microbiana asociada al incremento de materia orgánica, que si en el sedimento reinaran condiciones aerobias podría haber sido completamente oxidada a CO_2 eliminándose del medio el carbono orgánico de la misma, pero en el sedimento las condiciones predominantes son anaerobias y por lo tanto, potenciales negativos.

La materia orgánica en solución puede transformar por ejemplo: al $\text{Fe}(\text{OH})_3$ de los sedimentos a Fe^{++} soluble, algunos de los metales que llegaron al sedimento por mecanismos de coprecipitación pueden ser movilizados y liberar sus toxinas en el medio ambiente. Estudios efectuados vinculados con la redisolución de compuestos de cobre, zinc y cadmio, han establecido que el proceso está ligado a la actividad microbiana y posterior formación de complejos, más que a la migración de los elementos metálicos.

e) Presencia de agentes complejantes (ejemplo: NTA): En algunos países se han sustituido a los detergentes fosfatados por compuestos tipo NTA (ácido nitrilo tetracético), para evitar el problema de eutrofización de los cuerpos de agua, sin embargo su uso genera daños debido a la alteración de los sedimentos. Estos compuestos sintéticos se degradan lentamente y pueden causar la solubilización de los metales pesados del sedimento a través de la formación de quelatos, estos compuestos e incluso el NTA son finalmente biodegradados.

Un eficiente tratamiento de las descargas en las plantas respectivas antes de su vuelco al cuerpo de agua receptor, evita llegar a niveles de concentración significativos de NTA, acotando su efecto ambiental negativo.

f) Perturbaciones físicas en el lecho del lago (ejemplo: dragado): Las modificaciones generadas por procesos naturales en el lecho del lago tales como, actividad de la fauna y las acciones antropogénicas de realineación / canalización del curso de agua, movimiento de embarcaciones y dragado, causan también la liberación de nutrientes y contaminantes contenidos en el sedimento.

El proceso natural de ingreso de los contaminantes ligados al sedimento hacia la columna de agua, es la dispersión de las especies solubles concentradas en el agua de poro al agua adyacente al sedimento, este es el medio prioritario en estado de equilibrio, aunque los eventos ocasionales, generados por causas como las ya enunciadas, suelen ser también significativos.

Otras características del sedimento influyen también en su capacidad para absorber compuestos contaminantes: tamaño de partículas, tipo de arcilla predominante y pH, además del ya comentado caso del carbono orgánico y contenido de sulfuros.

Al incrementarse la actividad fitoplactónica, se incrementa también el número de detritos, y se incorporan a los sedimentos en forma de materia orgánica muerta. Desde un punto de vista biológico la contaminación ocasiona una disminución de la diversidad de organismos bénticos, la continua sedimentación de partículas orgánicas e inorgánicas ocasiona un efecto selectivo que repercute en la ecología del lago (US-EPA, 1998).

Las materias grasas y derivados de hidrocarburos suelen mezclarse con las arenas, limos y arcillas en suspensión, dando lugar a sedimentos de tipo asfáltico. Los desechos

con hierro, generan costras ferruginosas que pueden cubrir partes del fondo del lago, impermeabilizando extensas zonas bénticas, difíciles de colonizar por parte de los organismos que allí viven.

Por otra parte la continua sedimentación de las partículas ya aludidas, genera el enterramiento de los organismos bénticos, y la asfixia de los mismos por disminución del oxígeno y muerte por fricción.

La existencia de largos tramos de sedimento anóxico en un lago, permite estimar que la producción ictícola en el área es nula y se va a mantener en ese estado hasta que se den condiciones para generar flora y fauna béntica, de la que depende la vida de los peces.

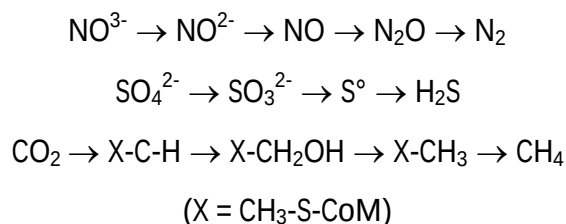
Muchos anfibios y peces de valor comercial solo se reproducen en nidos o huecos cavados en el lodo del fondo de ríos y lagos, donde depositan sus huevos, esto no puede hacerse en áreas de continua sedimentación o con altos niveles de sólidos biodisponibles (Ronald et al., 1998).

Las características de los contaminantes orgánicos contenidos en el sedimento, se referencian al denominado Coeficiente de distribución: Octanol / Agua; (Referenciado comúnmente a través del Log P o Kow), que determina si el compuesto se mantiene en la fase acuosa o en el sedimento.

La llegada de estos compuestos al sedimento a través de procesos tales como adsorción y partición son naturales para ligarlos al mismo, en particular el de partición para los orgánicos no iónicos. Este fenómeno es dependiente de la solubilidad y en consecuencia es reversible, o sea que en condiciones de equilibrio la partición del compuesto orgánico es función de su solubilidad en agua.

Se puede decir que en el lecho del sedimento se tienen condiciones de pH ácidas y de potencial reductor, favoreciendo la formación de especies químicas específicas en el mismo, solo las sustancias conservativas permanecerán en su forma química habitual, pero los metales, materia orgánica, SO_x , NO_x , tomarán las formas más afines a este medio. De igual modo se favorecerá la formación de algunos complejos bajo estas condiciones químicas.

En condiciones anaerobias los procesos biológicos predominantes son: metanogénesis, desnitrificación y reducción disimilatoria de sulfato; que da como resultado las siguientes especies químicas (Ronald et al., 1998):



Cuando tenemos un sustrato orgánico que puede ser utilizado como fuente de electrones, tanto por microorganismos reductores de nitrato, como por microorganismos reductores de sulfatos, los reductores de nitrato obtendrán la mayor ganancia energética de la oxidación del sustrato. Eventualmente los reductores de nitrato dominarán sobre los reductores de sulfatos al generar una mayor cantidad de biomasa por unidad de sustrato oxidado. El nitrato y el hierro son usualmente escasos en los sedimentos. Estos se agotan rápidamente, al ser utilizados como aceptadores de electrones alternos en la ausencia de oxígeno. Bajo dichas condiciones el sulfato (SO_4^{2-}) se convierte en el aceptor de electrones con el carácter más oxidante. Cuando bacterias metanogénicas compiten con bacterias reductoras de sulfato por hidrógeno gaseoso (H_2), como fuente de electrones, las metanogénicas demuestran una eficiencia de utilización menor y una demanda de consumo mayor del sustrato, que las reductoras de sulfato. En

consecuencia, las bacterias metanogénicas no pueden competir de forma efectiva con las bacterias reductoras de sulfato, hasta que se haya agotado el sulfato. Esto último ocurre con relativa rapidez en sedimentos de cuerpos de agua dulce con bajo contenido de sulfatos (Ronald et al., 1998).

Cambios en el potencial redox generan, a su vez, cambios en el estado redox de varios nutrientes esenciales. La solubilidad de muchos micronutrientes esenciales como el hierro (Fe) y el manganeso (Mn) es afectada por el estado redox de la molécula. Cuando el potencial redox es alto, hierro y manganeso existen en forma trivalente y tetravalente respectivamente (Fe^{3+} ; Mn^{4+}). Estas formas ionizadas son insolubles y no accesibles para el consumo microbiano. Las formas bivalentes de estos metales (Fe^{2+} y Mn^{2+}) se generan a potenciales bajos, son solubles en agua y fáciles de incorporar por los microorganismos. Las reacciones redox favorecen la disolución de algunas especies químicas ($\text{Fe}(\text{OH})_3 \leftrightarrow \text{Fe}^{2+}$) y la inmovilización o escape de otras ($\text{Fe}^{2+} \leftrightarrow \text{FeS}$, $\text{CO}_2 \leftrightarrow \text{CH}_4$).

La actividad metabólica microbiana puede alterar el potencial redox como resultado de una respiración aeróbica intensa y de la secreción de sustancias reductoras. La descarga masiva de materia orgánica oxidable (descargas de alcantarillado sanitario) en un cuerpo de agua tiene como consecuencia inmediata, un aumento dramático en la densidad de bacterias heterotróficas aerobias y anaerobias facultativas. Esto, a su vez, ocasiona un aumento en la actividad respiratoria y una disminución del oxígeno disuelto. Según disminuye la concentración del oxígeno disuelto y ante la ausencia de un agente oxidante fuerte alternativo, se favorece la reducción de aceptadores de electrones alternos, con un potencial redox menor al de oxígeno (Ronald et al., 1998)

El potencial redox en un perfil de sedimento puede indicarnos cuál aceptador inorgánico de electrones está siendo utilizado por miembros de la comunidad microbiana

residente que llevan a cabo respiración anaerobia. Potencial redox: efecto en la distribución espacial y fisiología de microorganismos

Los metales pesados son elementos con elevados pesos atómicos, superiores a 44.956 y una densidad superior a 5 gr/cm^3 , excluyendo a los grupos Alcalino y Alcalinotérreo. Aunque algunos son imprescindibles para el desarrollo de las funciones vitales de los organismos, los denominados esenciales como cobalto, cobre, hierro, manganeso, molibdeno, zinc, vanadio y estroncio, en cantidades excesivas son perjudiciales e incluso letales para los seres vivos. Los metales pesados no esenciales comúnmente implicados en problemas de contaminación en las cuencas son: cromo, cadmio, mercurio, plomo, arsénico y antimonio (Kennish, 1992).

En las aguas superficiales, los metales pesados existen en forma de coloides, partículas, y como fases disueltas, aunque debido a su baja solubilidad estas últimas suelen presentar concentraciones muy bajas en forma iónica o complejos organometálicos. En las formas coloidales y partículas aparecen como hidróxidos, óxidos, silicatos, sulfuros, o adsorbidos en minerales del grupo de las arcillas, sílice y materia orgánica. La solubilidad de los metales pesados en las aguas superficiales está controlada por el pH, el tipo de ligantes en los que se encuentran adsorbidos, el estado de oxidación de las fases minerales y el ambiente redox del sistema (Connell, 1984).

En ambientes anóxicos como los que se tienen en los sedimentos, se encuentra por lo general en sus formas reducidas, formando complejos con materia orgánica y sulfuros metálicos, pero también sirven como energía para las reacciones bioquímicas que se llevan a cabo por los microorganismos anaerobios existentes a estas condiciones.

La química del agua controla la tasa de adsorción/desorción de los metales hacia y desde el cuerpo de agua. La adsorción elimina el metal del agua y lo almacena en el

sedimento, mientras que la desorción devuelve los metales al agua, favoreciendo su movilización. La desorción de los metales suele producirse debido a los siguientes cambios físico-químicos en el agua:

- Aumento de la salinidad. Se produce una competitividad entre los metales y los cationes por rellenar huecos.
- Disminución del potencial redox. Normalmente bajo condiciones deficitarias de oxígeno.
- Disminución del pH. Se produce un incremento de la competitividad entre los metales y los iones de hidrógeno por rellenar huecos, además de producirse una disolución de los complejos metal-carbonato, liberándose los iones del metal en el agua.

Una inversión de estas condiciones favorece la adsorción de metales por los minerales del cuerpo de agua y su acumulación en el sedimento.

Se puede concluir con base en estos estudios y la bibliografía, que los sedimentos contenidos en lagos y embalses, pueden tener concentraciones importantes de tóxicos que causarían efectos adversos de ser dispuestos para la remediación de suelos agrícolas como lo indica la NOM 004 de SEMARNAT, que no considera los azolves de lagos y presas en sus especificaciones para el manejo y disposición final de lodos y biosólidos.

Por lo tanto no existen normas que regulen la disposición sanitariamente adecuada de los sólidos extraídos de lagos y embalses en México, sin embargo es una práctica que se realiza sin parámetros adecuados debido a la necesidad de recuperar la capacidad de almacenamiento en estos cuerpos de agua; en la norma de la US-EPA para la gestión de sedimentos, se define claramente al sedimento como tóxico si se encuentra alguna de las

sustancias antes descritas y se plantean criterios integrales de remediación de los cuerpos de agua que incluyen el saneamiento de la columna de agua y del lecho del sedimento.

Existen varios métodos de remediación que podrían aplicarse para sanear los sedimentos contaminados, bajo el criterio de que se consideran como un residuo peligroso por contener varios de los constituyentes que hacen peligroso a un residuo que se encuentra en la tabla 2 de la NOM-052-SEMARNAT-2005.

5.0 CASOS DE ESTUDIO

Dentro de los casos más estudiados a nivel internacional, para la gestión integral de residuos extraídos de cuerpos de agua, se encuentran Los Grandes Lagos, la Bahía de Minamata y el río Rhin. En los planes de saneamiento de estos ecosistemas se consideraron tanto a la columna de agua como el lecho del sedimento, y con esta base se establecieron criterios para determinar cuándo se puede considerar a los sólidos extraídos de cuerpos de agua como un residuo tóxico. Aun cuando estos ecosistemas son diferentes entre sí, y no todos son lagos, tales criterios se pueden aplicar a lagos en general.

5.1 Los Grandes Lagos

En lo que concierne a la cuenca de los Grandes Lagos que es uno de los sistemas de agua dulce más grandes del planeta, estuvieron expuestos a una mezcla de afluentes contaminados con aguas residuales, agua proveniente de drenes agrícolas y aguas residuales de la industria química.

A principios de la década de los 70, los márgenes de los lagos estaban cubiertos de algas y el agua no era apta para beber a menos que se la sometiera a una potabilización. En el Lago Erie había cantidades excesivas de fósforo, floraciones de algas y graves disminuciones en las poblaciones de peces. Esto causó graves afectaciones en las comunidades indígenas ya que su principal fuente de alimentación es la actividad pesquera (EC, 1999b, 2001c).

Este problema incidió de igual forma en las poblaciones de aves de la región, por ejemplo, los cascarones de huevo del cormorán orejudo, cuya posición es alta en la cadena alimenticia acuática y está sujeto a los efectos de la bioacumulación, tenían un 30 por ciento menos de espesor que lo normal (EC, 1999b). Otras especies de aves de la

región sucumbieron, lo que fue un indicador de las alteraciones al ecosistema que la contaminación estaba produciendo.

El daño inminente en la fauna de los Grandes Lagos, indujo a La Comisión Mixta Internacional (CMI), organización independiente formada por representantes de Canadá y Estados Unidos, a publicar en 1970 un informe sobre el problema de contaminación en los lagos. El informe condujo a la firma del Acuerdo de 1972 sobre la calidad del agua en los Grandes Lagos comenzando así, los esfuerzos conjuntos para restablecer la calidad del agua. En 1978, se renovó dicho acuerdo para introducir el enfoque del ecosistema y abordar los constantes vertidos de productos químicos ya que el primer acuerdo sólo iba dirigido a restablecer y sanear la calidad del agua en los lagos (IJC, 1989).

Las acciones para regular las descargas municipales de compuestos fosforados en los lagos Erie y Ontario, se llevaron a cabo desde la década de los 70 con el objetivo de sanear la columna de agua, dichas descargas se redujeron en casi el 80 por ciento disminuyendo así el crecimiento de algas y el grado de agotamiento del oxígeno en la interfase agua -sedimento. El lago Erie, que en cierto momento fue dado por muerto, es ahora apto para la actividad pesquera (EC, 1999b, 2001c).

Asimismo, los reglamentos gubernamentales lograron en 1972, una reducción del 82 por ciento en el vertido de sustancias cloradas tóxicas provenientes de la industria química. A partir de esta fecha, se logra una disminución general del 71 por ciento en el uso, la producción y liberación de siete productos químicos tóxicos prioritarios y una reducción significativa en los derrames de productos químicos (EC, 1999b, 2000, 2001c).

Los residuos de DDE y bifenilos policlorados, que alguna vez fueron extraordinariamente elevados en los huevos de cormoranes en la cuenca de los Grandes Lagos, disminuyeron (EC, 2001b). Las poblaciones de cormoranes se están reproduciendo satisfactoriamente de nuevo y otras poblaciones de aves están aumentando (EC, 1998, 1999b).

Para 1987, se establecieron en forma de ley, las estrategias para reducir las descargas de fósforo en los afluentes, reducción de los contaminantes atmosféricos, regulación de la contaminación derivada de las prácticas agrícolas, y problemas de sedimentos y aguas subterráneas contaminados. Se elaboraron planes de saneamiento para limpiar 43 sectores objeto de preocupación y se llevó a cabo el saneamiento de la calidad del agua en los lagos.

No obstante, el acelerado desarrollo urbano e industrial, siguió provocando daños ambientales en la cuenca hidrográfica durante la década de los 90. La contaminación de sedimentos en los márgenes de los lagos y desembocaduras de los ríos, amenazaba con contaminar a los peces y planteaba problemas con respecto al dragado y a la eliminación de sedimentos (IJC, 1997). Las pruebas indican que los contaminantes que transporta el aire se depositan en los lagos, contribuyendo en gran medida a la contaminación del agua (US EPA, 1997). Hasta el 96 por ciento de bifenilos policlorados en los Grandes Lagos provienen de la atmósfera (Bandemehr et al., 1998).

Por lo tanto, aun cuando los planes de saneamiento de la columna de agua en los Grandes Lagos había logrado restablecer en cierta medida el equilibrio de los ecosistemas, se seguían encontrando elevadas concentraciones de sustancias tóxicas en el agua después de cierto tiempo de la aplicación de los planes de limpieza; lo que condujo a nuevos estudios que dieron como resultado concentraciones elevadas de contaminantes en los sedimentos. La Estrategia Binacional sobre los Productos Tóxicos en los Grandes Lagos, se emprendió en 1997 con el fin de eliminar esos contaminantes químicos del sedimento, replanteando los planes de saneamiento hacia una limpieza integral de los ecosistemas (BNS, 1999), (EC, 2000b).

A pesar de que la exposición a contaminantes tóxicos persistentes disminuyó, debido a las restricciones en la producción y consumo de estas sustancias, ciertos estudios muestran que los hijos de madres que ingirieron grandes cantidades de pescado

proveniente de los Grandes Lagos tuvieron problemas de desarrollo (Health Canadá, 1997). Informes recientes de la CMI advierten sobre el lento avance en la solución de algunos problemas, tales como la limpieza de sedimentos que contienen químicos tóxicos debido a que no se ha llevado a cabo el saneamiento de manera integral (IJC, 2000b).

La Comisión Conjunta Internacional (IJC por sus siglas en inglés), consideró el programa “Recuperación y gestión de sedimentos contaminados con sustancias tóxicas persistentes” como una de sus prioridades en su reunión de 1995-1997, identificando las tecnologías disponibles para la recuperación, destrucción y almacenamiento de sustancias tóxicas persistentes que se encuentran en sedimentos contaminados.

En el consenso se definió, que lograr la recuperación de la columna de agua en los grandes lagos, era una tarea imposible si no se tomaban acciones para sanear el sedimento contaminado, ya que las concentraciones de sustancias tóxicas persistentes en ellos eran de mayor magnitud que en la columna y las interacciones entre la columna y el lecho del sedimento complican la limpieza de uno si no considera al otro.

Otro punto importante a considerar, es que por el tamaño de los grandes lagos, el problema de los sedimentos contaminados debía frenarse desde los ríos que los transportan a las orillas de los lagos, ya que si se dispersaban estos sedimentos hacia el lecho, la limpieza sería prácticamente imposible.

Aun cuando el costo de dragado y confinamiento de sedimentos resultaba alto (para 1997 entre 10 y 50 USD/yard³ de sedimento contaminado) se consideró como una alternativa debido al alto grado de contaminación en los lagos. Sobre esta base, se hizo la evaluación de factibilidad, considerando al dragado y posterior confinamiento controlado como la única solución, a pesar de los altos costos; sin embargo, se aplicaron otras acciones conjuntas al plan de limpieza, tales como: la restricción al aporte de sedimentos

contaminados, freno las descargas de químicos persistentes en ríos, la reforestación y un plan de recuperación ecológica de la biota afectada.

La limpieza de los Grandes Lagos es una tarea que aún se lleva a cabo en la actualidad, y la cual ha sufrido modificaciones con nuevas tecnologías de tratamiento de residuos, pero aún no se cuenta con un plan específico de gestión de sedimentos, se siguen aplicando los tratamientos desarrollados para suelos con características similares a las de los sedimentos y los métodos de confinamiento que se utilizan también son los aplicables a suelo.

5.2 La bahía de Minamata

En la bahía de Minamata Japón, se suscitaron eventos de la misma naturaleza. A partir de 1953 los habitantes de las aldeas pesqueras alrededor de la Bahía de Minamata comenzaron a presentar entumecimiento en los dedos y frecuentemente también en la lengua y en la boca, así como marcha atáxica (coordinación involuntaria en los miembros y pérdida del equilibrio originadas por alteraciones a nivel neuronal), seguida de defectos en el habla, disfagia (dificultad para deglutir), sordera y constricción del campo visual.

De diciembre de 1953 a octubre de 1960, se notificaron 111 casos a la agencia de epidemiología local, en ese período se presentaron un total de 41 decesos, correspondiendo a un coeficiente de letalidad de 36.9 por ciento a la fecha de evaluación (diciembre de 1965), un año después de la gran irrupción de la enfermedad, nacieron en el área un número significativo de infantes con parálisis cerebral, los cuales fueron identificados como víctimas del mismo síndrome, adquirido prenatalmente, aún cuando la madre no tenía manifestaciones del mismo. Este era más severo que la forma en que se presentaba en los adultos, ya que sus víctimas generalmente tenían alteraciones

significativas a nivel intelectual y de los reflejos, convulsiones así como de índole electroencefalográficas (Harada, 1985).

El Dr. Ui Jun (1972) de la Universidad de Tokio, basado en los estudios realizados por el médico de la empresa que causó la contaminación Dr. Hajime Hosokawa (quién a pesar de tener el conocimiento del agente causal de la enfermedad no lo hizo saber a la población, ocasionando que el problema se incrementara) señala que:

- a) El primer caso conocido de la enfermedad apareció a fines de 1953 y varios casos se detectaron subsecuentemente en el mismo distrito.
- b) En 1956 la enfermedad alcanzó proporciones epidémicas.
- c) Los síntomas observados no estaban documentados medicamente.
- d) Las víctimas eran pescadores y sus familias que ingirieron pescado de la bahía de Minamata.
- e) La enfermedad no es infecciosa y se deriva de intoxicación con mercurio.

Con estos estudios, se llegó a la conclusión que la bahía de Minamata estaba contaminada en concentraciones muy altas con mercurio orgánico, y se inició un plan de saneamiento que se implantó por completo hasta 1993. Los datos de la enfermedad y los alcances de la epidemia no son precisos; de igual modo, los datos de la remediación tampoco lo son; sin embargo, se encuentra publicado por el ministerio de protección al ambiente de Japón las siguientes alternativas para el tratamiento y disposición de sedimentos contaminados con mercurio.

La decisión de dragar o recubrir las áreas problemáticas dependerá del análisis de la biota y la evaluación de los costos involucrados con la operación de dragado y al tipo de tratamiento del daño. La Agencia Ambiental de Japón ha establecido provisionalmente como límite mínimo de remoción 25 ppm es decir, la concentración de mercurio en los

sedimentos debe ser mínimo de 25 ppm para justificar el dragado de los sólidos del cuerpo de agua como método de saneamiento (Veiga et al., 1993).

Las operaciones de dragado pueden ser una medida adecuada para sitios altamente contaminados en donde el nivel de mercurio es alto. El dragado presenta tres grandes problemas en cuanto al impacto ambiental (Veiga et al., 1993).

- a) dispersión del mercurio en las corrientes de agua
- b) disposición de los residuos contaminados
- c) recubrimiento del sitio drenado.

Los resultados de estudios de simulación de dragado, pusieron de manifiesto, que al realizar un dragado de tipo mecánico, la cantidad de mercurio que se dispersa en la columna de agua era del 2 al 10 por ciento del mercurio total en los sedimentos contaminados y que del 90 al 98 por ciento restante se encontraba adherido a las partículas de suelo contenidas en los sedimentos.

Un método efectivo para prevenir la redistribución del mercurio es utilizar dragado por succión en lugar del dragado mecánico. El mayor problema del dragado por succión es el alto porcentaje de agua en los residuos, ya que, al utilizar dragado por succión, se obtienen sedimentos con alto contenido de agua que es succionada junto con el sedimento removido.

Por lo anterior, se requieren lagunas de sedimentación para separar el agua de los sedimentos extraídos, y sulfato de aluminio como coagulante para clarificar el agua antes de retornarla a los cuerpos de agua (Veiga et al., 1993).

Para asegurar el saneamiento del lecho del sedimento, recomienda un tratamiento de sellado para el área de dragado, tal como recubrir con material inerte o adsorbente

para garantizar que el mercurio remanente pueda ser inmovilizado en el sitio. Es esencial el tratamiento de los residuos dragados (Veiga et al., 1993).

Los sedimentos que contienen más de 1 ppm de mercurio se consideran altamente contaminados. Cuando se depositan en un relleno sanitario los sedimentos contaminados pueden perder mercurio y transferirlo al agua (cuando se presenta la lixiviación) o bien a la atmósfera (evaporación). Las pérdidas de mercurio se pueden prevenir dispersando adsorbentes o agentes quelantes, tales como tioles de cadena larga o sulfuros en la superficie del material dragado dispuesto en el relleno sanitario (Veiga et al., 1993).

También se puede eliminar totalmente el mercurio. El único proceso que proporciona la eliminación completa del mercurio es procesar los residuos, pero obviamente esto puede involucrar una inversión muy alta.

Una propuesta para amortiguar el alto costo de tratamiento de sedimentos contaminados con mercurio es como se realiza en las operaciones mineras del oro. Existe un interés particular en recuperar el mercurio de los sedimentos contaminados para recuperar el alto contenido de oro asociado, ya que generalmente se pueden encontrar amalgamas de oro-mercurio. Se han reportado tonelajes de oro de 30 000 con 12 a 14 ppm de Hg como cantidades comunes en sitios en los que se han encontrado sedimentos con altas concentraciones de mercurio (Veiga et al., 1993).

En experimentos realizados por el ministerio de medio ambiente de Japón, se ha observado que mediante centrifugación se puede recuperar de 70 a 80 por ciento del mercurio contenido en los sedimentos, cantidad que representa del orden del 1 por ciento (10 000 ppm) en el concentrado. Por este método no ha sido posible alcanzar mayores eficiencias en la recuperación de Hg debido a la tendencia a la dispersión de las formas metálicas del mercurio (Veiga et al., 1993).

Otra posibilidad para la recuperación del contenido de mercurio en los sedimentos es como se hace en los procesos hidrometalúrgicos, en los que se utiliza ácido hipocloroso como agente lixivante para disolver los compuestos de mercurio.

Lo anterior también puede lograrse mezclando los sedimentos con NaCl, posteriormente se somete esta mezcla a un proceso electrolítico, obteniéndose así Hg^0 e NaOCl (hipoclorito de sodio). Dado que este proceso no es 100 por ciento eficiente, el mercurio remanente se puede inmovilizar utilizando materiales absorbentes como sulfuros o tioles y así mandarlos a sitios de disposición final (Veiga et al., 1993).

En el supuesto de que los procedimientos anteriores para la eliminación de Hg en los sedimentos no sea viable, como último recurso se puede utilizar la creación de agregados para residuos con altas concentraciones de mercurio y otros metales pesados. Una compañía en EUA utiliza una resina plástica de polibutadieno mezclada con residuos sólidos contaminados y encapsulados con una capa de polietileno de alta densidad. Procedimiento que, de acuerdo con pruebas realizadas con ácidos fuertes, no ha mostrado liberación de mercurio.

Otro método de encapsulamiento de lodos tóxicos, es en el que se utiliza cemento para fijar los residuos y crear bloques uniformes, esta técnica se utilizó en Japón para disponer residuos peligrosos que contienen metales pesados.

Cabe mencionar que la contaminación por mercurio existía, tanto en la columna de agua (en su forma orgánica), como en el sedimento, por lo cual fue necesario iniciar el saneamiento en la columna para su posterior remoción en los sedimentos. Los resultados de estas pruebas mostraron que agregando limadura de hierro a la columna de agua se lograba la transformación de las especies de Hg(II) y Hg-CH_2 a Hg^0 , forma en la que el mercurio de los sedimentos fue eliminado usando los procedimientos descritos

anteriormente. La reducción del metilmercurio es más eficiente a pH ácido, mientras que el Hg(II) es eliminado más fácilmente en soluciones con pH neutro o ligeramente alcalino (Veiga et al., 1993).

Conviene puntualizar que la reducción del metilmercurio se puede lograr bajo condiciones aerobias y anaerobias, aunque tiene mejor efectividad en condiciones anaerobias debido a su naturaleza ácida, siempre y cuando se tenga en el medio Fe^{2+} como catalizador de la reacción.

5.3 El río Rhin

Otro ejemplo internacional de un sitio en el que se tiene un alto contenido de contaminación en los sedimentos es el río Rhin en Alemania. El Rhin es un río internacional que presenta en su cuenca alrededor de 60 millones de personas y grandes centros industriales. Al mismo tiempo, es fuente de agua potable para alrededor de 20 millones de personas. Desde 1960, los problemas de contaminación del río Rhin han aumentado y se caracterizan por:

- baja calidad del agua, bajos niveles de oxígeno disuelto, alto contenido de nutrientes y micro-contaminantes
- derrames industriales accidentales con resultados catastróficos, por ejemplo la “contingencia de Sandoz”
- una gran disminución de la población de peces
- dificultad para potabilizar el agua
- sedimentos con alta carga de contaminantes
- contaminación del Mar del Norte debido a las descargas del río Rhin

El río Rhin tiene como principales características ser relativamente pequeño, con una cuenca de 170,000 km². La longitud del río es de 1,300 km, de los cuales 880 km son navegables. La cuenca del río se extiende en 7 países: Suiza, Austria, Alemania, Francia, Luxemburgo, Bélgica y los Países Bajos. La población de la cuenca es de alrededor de 60 millones de personas. La descarga promedio del río es de 2,200 m³/s. Las características hidrológicas favorables del Rhin explican por qué es una importante vía de transporte. Por ejemplo, en Basel Suiza, donde el área de captación es únicamente de un 25 por ciento del total de la cuenca, la descarga del río es de alrededor del 50 por ciento del caudal total del río cuando alcanza el Mar del Norte. Como resultado del almacenamiento de nieve en los Alpes, la distribución del caudal a lo largo del año también es favorable.

Luego de la Segunda Guerra Mundial, las actividades industriales en el río Rhin aumentaron rápidamente. En 1946 los Países Bajos hicieron nuevamente el intento de llamar la atención a los otros países sobre la creciente contaminación del Rhin. En 1950, la República Federal de Alemania, Francia, Luxemburgo, Países Bajos y Suiza, crearon la Comisión Internacional para la Protección del Rhin contra la Contaminación (ICPR, por sus siglas en inglés). A finales de 1950, los Países Bajos generaron un criterio de calidad para el agua del Rhin. La discusión a nivel internacional sobre este criterio evidenció las posiciones contradictorias entre los estados europeos que se encontraban aguas arriba y los que se encontraban aguas abajo.

Los estados de aguas arriba reconocieron los problemas de contaminación y sus impactos en los Países Bajos. También desconfiaron de la apelación holandesa sobre un Rhin menos contaminado. Los países aguas arriba creyeron que tendrían que pagar por el saneamiento del río Rhin, mientras que los Países Bajos pudieran seguir contaminando el estuario del Rhin y el Mar del Norte. De hecho, los efluentes de Róterdam, Hague y de las industrias de papas eran descargados sin tratamiento.

El impacto de la contaminación alcanzó un clímax dramático en el otoño de 1971. Durante el período de bajo caudal, la carga de contaminantes con alta demanda de oxígeno y sustancias tóxicas alcanzaron tales niveles que las zonas bajas del Rhin quedaron sin oxígeno y toda la biota acuática desapareció en esta área. El agua del río fue inapropiada para cualquier tipo de uso, y las malas condiciones eran evidentes.

Los Estados decidieron tomar medidas concretas para disminuir la contaminación de las aguas del Rhin. Dentro de estas medidas los ministros le encargaron al ICPR elaborar un convenio para reducir la contaminación química. Este convenio fue concluido en 1976. Debido a la desconfianza mutua existente, el convenio describía de forma detallada los procedimientos a ser realizados. El convenio proporcionaba una descripción paso a paso para la eliminación de las sustancias peligrosas que conformaban la “lista negra” y para la reducción de las sustancias contenidas en la “lista gris”. También se definieron los estándares de emisión de acuerdo a las mejores medidas técnicas para las sustancias de la lista negra y de acuerdo a las mejores medidas técnicas aplicables en el caso de las sustancias de la lista gris. El trabajo demostró ser más complicado y requerir de mayor tiempo de lo esperado. Las mejores medidas técnicas de hoy son obsoletas el día de mañana. Otra de las complicaciones fue la aprobación de los estándares de calidad de agua por la Unión Europea, miembro desde 1976 del ICPR. Particularmente la aprobación jurídica de las decisiones del Rhin requirió largas negociaciones en Bruselas. Como resultado de estas dificultades, el ICPR no concluyó los estándares de emisiones de las 12 sustancias sino hasta 1986, 10 años después.

El plan de saneamiento del río Rhin fue diseñado para mejorar la calidad del agua, pero para lograr el objetivo se hizo necesario implantar medidas para sanear el lecho sedimentado, ya que se presentaban grandes concentraciones de metales pesados incluidos en la lista negra, la metodología que se aplicó, fue la misma utilizada en los

grandes lagos, se hizo necesario el dragado de millones de m³ de sedimento contaminado para su posterior confinamiento en rellenos sanitarios controlados.

No obstante, la necesidad de dragado no fue la acción más empleada, los países europeos decidieron que el sellado del lecho del sedimento del río Rhin era la opción más viable. Aun cuando el río no es muy grande en comparación de los Grados Lagos, los costos de dragado y confinamiento posterior de residuos del mismo son más altos que la opción del sellado con materiales impermeables.

Las acciones para la remediación del Rhin incluyen también el control de las descargas, la reforestación, el monitoreo de los aportes de sedimento a la cuenca, y una gestión responsable de los recursos; en la actualidad, la calidad del agua en este río se monitorea con salmones, que sirven como indicador de que el oxígeno disuelto en el río esta en los niveles aceptables.

Estas acciones se han implantado en otros cuerpos de agua de Europa en los que se han encontrado altas concentraciones de contaminantes en el sedimento, que afectan la calidad del agua, como en el río Danubio, el lago Elbe, el río Humber, y las lagunas de Venecia, entro otros.

5.4 México

En México, no se tienen planes de gestión ambientalmente segura para la disposición de sedimentos contaminados extraídos de lagos y embalses; los estudios publicados que se tienen, están dirigidos a evitar la erosión como principal método para detener la sedimentación y no estiman la posibilidad de que se encuentren concentraciones altas de contaminantes en el sedimento; más bien, se trata a los sedimentos como sustancias inocuas y las principales acciones están orientadas a la

recuperación de capacidad de embalses, evitar inundaciones o bien desazolver canales de navegación.

Entre los estudios realizados a cerca de los planes que se siguen en México para abordar este problema, el de Alfredo Fernández Espinoza, que en 2006 presenta en el XIII Congreso Nacional de Hidráulica, una alternativa para desazolver la presa la Soledad, que es parte de la central hidroeléctrica de Mezatepec Puebla que opera la Comisión Federal de Electricidad (CFE).

Para el año 2006, el embalse presentaba una capacidad útil de 10 Mm³ aproximadamente, siendo de 30 Mm³ su capacidad original de diseño. En 1990 JICA (Agencia Internacional de Cooperación Japonesa), inició un estudio de factibilidad para la rehabilitación de la presa, y concluyó que, dicha rehabilitación era rentable si se aplicaban las siguientes medidas:

- a) la construcción de una nueva obra de toma y convertir la actual en descarga baja.
- b) La construcción de una cortina para detener el azolve 20 km aguas arriba del embalse la Soledad.
- c) Dragar el embalse con una draga con la más alta tecnología.
- d) Reducir la abrasión en las turbinas.

La cortina tiene actualmente 25 m de sedimentos arriba de su nivel de diseño, en esta cortina se tiene una válvula que se instaló para controlar el llenado del embalse después del cierre de los túneles de desvío, en el trabajo de Alfredo Fernández (2006), se plantea la posibilidad de desalojar los sedimentos de la presa a través de esta válvula, evaluando la funcionalidad y seguridad de utilizar esta técnica, y se hace una comparación de viabilidad contra la propuesta de JICA.

El objetivo de este estudio es aplicar la técnica mas económica para recuperar la vida útil de la presa la Soledad, considera al dragado costoso e innecesario, y plantea la alternativa de drenar la presa por medio de la válvula de fondo, no considera el impacto negativo que tendría el verter los sedimentos aguas abajo del embalse, tampoco considera la posibilidad de que dichos sedimentos estén contaminados o las alteraciones en el equilibrio sedimento agua, que pudieran cambiar la calidad en la columna de agua.

Básicamente el mencionado estudio sólo es una evidencia de que no se considera a los sedimentos de lagos y embalses en México como transportadores de contaminantes, por lo tanto no se hacen evaluaciones del impacto que se tendrá en los ecosistemas, si se extraen y no se disponen adecuadamente, o bien si solo se dejan salir del embalse sin evaluar las consecuencias aguas abajo.

Existen otros estudios que revelan la misma limitante en la forma de manejar los sedimentos de cuerpos de agua en México, por ejemplo, el estudio de Francisco Torres Osuna (2006) presenta una investigación exhaustiva acerca de los métodos más avanzados para evaluar el incremento acelerado en la sedimentación, estimaciones de cómo las capacidades de diseño de las presas se ven rebasadas por los aportes desmedidos de sedimentos a los cuerpos de agua, lo que revela que la problemática es cada vez peor; sin embargo, tampoco considera la importancia de sanear y estimar la calidad del sedimento como una medida para asegurar la calidad de la columna de agua en lagos y embalses.

Aunque existen varios estudios relacionados con el desazolve, las medidas para mitigar la sedimentación, la construcción de obras hidráulicas y otras alternativas para recuperar vida útil a los embalses; en ningún caso se documenta cuál es el procedimiento a seguir para manejar los sedimentos una vez extraídos de los cuerpos de agua. Por lo tanto no consideran los límites permisibles para utilizar estos sólidos como mejoradores

de suelo, qué técnicas se deben aplicar para su caracterización, los tratamientos que se pueden aplicar para su neutralización o estabilización, y de encontrarse concentraciones por encima del límite permitido, qué proceso de disposición debe seguirse.

5.5 Criterios internacionales

Como resultado de estas investigaciones, los organismos internacionales que norman la protección al medio ambiente establecieron los límites máximos permisibles de contaminantes en el sedimento, la normatividad mexicana no cuenta con normas específicas para este fin, sin embargo se tienen algunos criterios que podrían ser aplicados a los sedimentos. Estas normas fueron diseñadas para suelo, o residuos mineros, pero se sugiere que se pueden utilizar ya que son sólidos con características similares.

La Tabla 5.1, es un comparativo de los criterios internacionales que norman la calidad del sedimento y los valores que se obtienen de la normatividad mexicana, esta revisión de los límites internacionales se llevo a cabo en ECOLOGICAL SCREENING VALUES FOR SURFACE WATER, SEDIMENT, AND SOIL (2005).

Este documento es una compilación y proporciona una lista completa de los valores ecológicos de detección para las aguas superficiales, sedimentos y suelo. Las fuentes de estos valores incluyen los Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (US-EPA), El Servicio para la conservación de la vida silvestre y la pesca (US-FWS), El Servicio Geológico(US-GS), Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA), El laboratorio nacional Oak Ridge (ORNL), el estado de la Florida, el Consejo Canadiense de Ministros del Medio Ambiente (CCME), el Ministerio Holandés de Medio Ambiente (RIVM), y la literatura científica.

Como se puede observar la normatividad mexicana no considera a los plaguicidas y algunas otras sustancias contaminantes que pudieran contener los sedimentos

contaminados según el estudio de la SEMARNAT (1998) debidas a las descargas de contaminantes en los efluentes de la industria en México, lo que pone de manifiesto la necesidad de un análisis profundo de estos criterios para aplicar planes de gestión adecuados a la problemática nacional.

Tabla 5.1 Criterios internacionales que regulan los límites máximos permisibles de contaminantes en el sedimento ECOLOGICAL SCREENING VALUES FOR SURFACE WATER, SEDIMENT, AND SOIL (ESV, 2005).

Constituyente	US_EPA State of Florida (USGS)	Canada Interim Freshwater Sediment Quality Guidelines (ISQGs)	Holanda National Institute for Public Health and the Environment (RVIM)	México NOM-138- SEMARNAT/ SA1-2008, NOM-133- SEMARNAT- 2000, NOM- 157- SEMARNAT- 2009	Ecological Screening Values for Sediment
Metales (mg/kg)					
Antimonio	-	-	3.0	10.6	2.0
Arsénico	9.8	5.9	29	100	5.9
Arsénico III	-	-	-	-	8.2
Bario	20	-	160	2000	20
Berilio	-	-	1.1	24.4	1.1
Cadmio	1.0	0.6	0.8	20	0.6
Cromo	43	37.3	100	100	36
Cobalto	50	-	9.0	-	9.0
Cobre	32	35.7	36	-	18.7

Constituyente	US_EPA State of Florida (USGS)	Canada Interim Freshwater Sediment Quality Guidelines (ISQGs)	Holanda National Institute for Public Health and the Environment (RVIM)	México NOM-138- SEMARNAT/ SA1-2008, NOM-133- SEMARNAT- 2000, NOM- 157- SEMARNAT- 2009	Ecological Screening Values for Sediment
Estaño	-	-	-	-	900
Magnesio	-	-	-	-	630
Mercurio	0.18	0.17	0.3	4	0.13
Molibdeno	-	-	3.0	-	3.0
Níquel	23	-	35	-	15.9
Plata	1.0	-	-	100	0.73
Plomo	36	35	85	100	30.2
Selenio	-	-	0.7	20	0.7
Talio	1.0	-	-	-	1.0
Zinc	120	123	140	-	98
Inorgánicos (mg/Kg)					
Bromuros	-	-	20	-	20
Cianuros	-	-	1.0	-	1.0
Complejos de cianuro (pH < 5)	-	-	5.0	-	5.0
Complejos de cianuro(pH > 5)	-	-	5.0	-	5.0

Constituyente	US_EPA State of Florida (USGS)	Canada Interim Freshwater Sediment Quality Guidelines (ISQGs)	Holanda National Institute for Public Health and the Environment (RVIM)	México NOM-138- SEMARNAT/ SA1-2008, NOM-133- SEMARNAT- 2000, NOM- 157- SEMARNAT- 2009	Ecological Screening Values for Sediment
Fluoruros	-	-	500	-	500
Sulfuros	-	-	-	-	300
Tiocianatos	-	-	1.0	-	1.0
Plaguicidas (µg/Kg)					
Aldrina	-	-	0.6	-	0.6
Atrazina	0.3	-	0.2	-	0.2
Carbaril	-	-	0.03	-	0.03
Carbofurano	-	-	0.02	-	0.02
Clordano	3.2	4.5	0.03	-	0.03
DDD	4.9	3.54	-	-	2.0
DDE	3.2	1.42	-	-	1.42
DDT	4.2	1.19	-	-	1.0
Dieldrina	1.9	2.85	0.5	-	0.02
Dioxinas	-	-	-	-	0.0025
Endosulfan (mezcla de isómeros)	-	-	0.01	-	0.01
Endrina	2.2	2.67	0.04	-	0.02

Constituyente	US_EPA State of Florida (USGS)	Canada Interim Freshwater Sediment Quality Guidelines (ISQGs)	Holanda National Institute for Public Health and the Environment (RVIM)	México NOM-138- SEMARNAT/ SA1-2008, NOM-133- SEMARNAT- 2000, NOM- 157- SEMARNAT- 2009	Ecological Screening Values for Sediment
Heptacloro	-	-	0.7	-	0.7
Heptacloro Epóxido	2.5	0.6	0.0002	-	0.0002
Hidroquinona	-	-	50	-	50
Mirex	-	-	-	-	800
Toxafeno	0.1	0.1	-	-	0.1
Fenoles (µg/Kg)					
Diclorofenol	-	-	0.3	-	0.3
Clorofenol	-	-	10	-	10
Cresol	-	-	50	-	50
Fenol	-	-	50	-	48
Monoclorofenoles	-	-	2.5	-	2.5
Pentaclorofenol	-	-	2.0	-	2.0
Tetraclorofenol	-	-	1.0	-	1.0
Triclorofenol	-	-	1.0	-	1.0
Esteres de ftalato (µg/Kg)					
Bis(2-etilhexil)ftalato	180	-	-	-	180

Constituyente	US_EPA State of Florida (USGS)	Canada Interim Freshwater Sediment Quality Guidelines (ISQGs)	Holanda National Institute for Public Health and the Environment (RVIM)	México NOM-138- SEMARNAT/ SA1-2008, NOM-133- SEMARNAT- 2000, NOM- 157- SEMARNAT- 2009	Ecological Screening Values for Sediment
Bromofenil-4- fenil eter	-	-	-	-	1300
Butilbenzil ftalato	-	-	-	-	11000
Dietil ftalato	630	-	-	-	630
Di-n-butil ftalato	-	-	-	-	110
Bifenilos Policlorados (µg/Kg)					
PCB (Aroclor 1221)	-	-	-	-	21.9
PCB (Aroclor 1254)	-	60	20	-	20
PCB (Total)	60	34.1	20	500	20
Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (µg/Kg)					
Acenafteno	6.71	6.7	-	-	6.7
Acenaftileno	5.9	5.87	-	-	5.87
Antraceno	57	46.9	-	-	10
Benzo (a) antraceno	110	31.7	-	2000	15.7
Benzo (a) pireno	150	31.9	-	2000	31.9
Benzo (k) flouranteno	-	-	-	2000	27
Benzo (g,h,i)	-	-	-	-	300

Constituyente	US_EPA State of Florida (USGS)	Canada Interim Freshwater Sediment Quality Guidelines (ISQGs)	Holanda National Institute for Public Health and the Environment (RVIM)	México NOM-138- SEMARNAT/ SA1-2008, NOM-133- SEMARNAT- 2000, NOM- 157- SEMARNAT- 2009	Ecological Screening Values for Sediment
Flouranteno	420	111	-	-	31.5
Floureno	77	21.2	-	-	10
Indeno[1,2,3- CD]pireno	-	-	-	2000	17.3
Naftaleno	180	34.6	-	-	14.7
2-Metilnaftaleno	-	20.2	-	-	20.2
Fenantreno	200	41.9	-	-	18.7
HAP (bajo peso molecular)	-	-	-	-	76.1
HAP (alto peso molecular)	-	-	-	-	193
HAP (total)	1600	-	1000	-	264
Pireno	200	53	-	-	44
Piridina	-	-	100	-	100
Compuestos orgánicos semi volátiles (µg/Kg)					
Catecol	-	-	50	-	50
Criseno	170	57.1	-	-	26.8

Constituyente	US_EPA State of Florida (USGS)	Canada Interim Freshwater Sediment Quality Guidelines (ISQGs)	Holanda National Institute for Public Health and the Environment (RVIM)	México NOM-138- SEMARNAT/ SA1-2008, NOM-133- SEMARNAT- 2000, NOM- 157- SEMARNAT- 2009	Ecological Screening Values for Sediment
Cloronaftaleno	-	-	-	-	10000
Dibenzo (a,h) antraceno	33	6.22	-	-	6.22
Dibenzofurano	-	-	-	-	2000
Diclorobenceno	-	-	10	-	10
Hexaclorobenceno	-	-	2.5	-	2.5
1,2-Diclorobenceno	-	-	-	-	340
1,3-Diclorobenceno	-	-	-	-	1700
1,4-Diclorobenceno	-	-	-	-	350
Hexacloroetano	-	-	-	-	1000
Aceite mineral	-	-	50000	-	50000
Monocloroanilina	-	-	5.0	-	5.0
Pentaclorobenceno	-	-	-	-	690
Resorcinol	-	-	-	-	10000
Tetraclorobencenos	-	-	10	-	10
Tetrahidrofuranos	-	-	100	-	100
Tetrahidrotiofeno	-	-	100	-	100

Constituyente	US_EPA State of Florida (USGS)	Canada Interim Freshwater Sediment Quality Guidelines (ISQGs)	Holanda National Institute for Public Health and the Environment (RVIM)	México NOM-138- SEMARNAT/ SA1-2008, NOM-133- SEMARNAT- 2000, NOM- 157- SEMARNAT- 2009	Ecological Screening Values for Sediment
Compuestos orgánicos volátiles (µg/Kg)					
Benceno	-	-	10	6000	10
Bifenil	-	-	-	-	1100
Clorobenceno	-	-	30	-	30
Ciclohexano	-	-	100	-	100
1,1-Dicloroetano	-	-	20	-	20
1,2-Dicloroetano	-	-	20	-	20
1,1-Dicloroetano	-	-	100	-	100
1,2-Dicloroetano	-	-	200	-	200
Diclorometano	-	-	-	-	20000
Dicloropropano	-	-	2.0	-	2.0
Etilbenceno	-	-	50	10000	50
Estireno	-	-	300	-	300
1,1,2,2-Tetracloroetano	-	-	-	-	940
Tetracloroetano	-	-	2.0	-	2.0
Tetraclorometano	-	-	400	-	120
Tolueno	-	-	10	40000	10

Constituyente	US_EPA State of Florida (USGS)	Canada Interim Freshwater Sediment Quality Guidelines (ISQGs)	Holanda National Institute for Public Health and the Environment (RVIM)	México NOM-138- SEMARNAT/ SA1-2008, NOM-133- SEMARNAT- 2000, NOM- 157- SEMARNAT- 2009	Ecological Screening Values for Sediment
1,2,4-Triclorobenceno	-	-	-	-	9200
Triclorobenceno (total)	-	-	10	-	10
1,1,1-Tricloroetano	-	-	70	-	70
Tribromometano	-	-	-	-	650
Tricloroetano	-	-	100	-	100
Triclorometano	-	-	-	-	20
Cloro Vinilo	-	-	10	-	10
Xileno	-	-	100	40000	100
Xileno m	-	-	-	-	25

Esta tabla proporciona un panorama general de las acciones internacionales que se han tomado para la mitigación de este problema y el saneamiento integral de cuerpos de agua como lagos y embalses.

6.0 TECNOLOGÍAS Y MÉTODOS PARA EL TRATAMIENTO DE RESIDUOS PELIGROSOS.

Los constituyentes en el sedimento que lo convertirán en un residuo peligroso incluyen: metales pesados como Ar, Cd, Cr, Pb, y Hg, plaguicidas como lindano, heptacloro, endrín y hexaclorobenceno, y bifenilos policlorados (BPC). Y con base en esta suposición de que el sedimento puede contener uno o varios de estos constituyentes, se sugiere que puede tratarse utilizando algunas de las tecnologías que permiten la neutralización o estabilización de estos residuos para su disposición final.

Existe un gran número de tratamientos físicos, químicos, térmicos y biológicos a los que se pueden someter los residuos peligrosos, cuya finalidad se dirige básicamente a la recuperación de recursos (materiales y energéticos), la neutralización, y la reducción de volumen previa a su disposición final en sitios de confinamiento.

Para seleccionar un tratamiento, es necesario tener en cuenta:

- La naturaleza del residuo a tratar (orgánico o inorgánico).
- El estado físico del residuo.
 - Líquido (corrientes acuosas residuales).
 - Sólido (sedimentos y suelos).
 - Gaseoso (emisiones atmosféricas).
- La concentración de la corriente a tratar.
- El equipo disponible y dispositivos auxiliares.
- El pre o post tratamiento requerido.
- La efectividad y el costo de la tecnología.

Los residuos peligrosos para su tratamiento, de acuerdo con Rich. G. (1987) se clasifican de la siguiente manera:

- 1 Compuestos inorgánicos sin metales pesados
- 2 Compuestos inorgánicos con metales pesados
- 3 Compuestos orgánicos sin metales pesados
- 4 Compuestos orgánicos con metales pesados
- 5 Compuestos radiactivos
- 6 Compuestos biológicos
- 7 Compuestos inflamables
- 8 Compuestos explosivos
- 9 Mezcla aceite/agua

Los objetivos primordiales en el tratamiento de residuos son: disminución de volumen del residuo, disminución de la toxicidad, separación de sustancias para su reutilización, reciclaje e reincorporación a los procesos productivos, agilización de reacciones posteriores de neutralización o confinamiento, y la prevención de accidentes (Manahan, 2007)

Los tratamientos se clasifican como:

- Físicos.
- Químicos.
- Térmicos.
- Biológicos.
- Solidificación/Estabilización.
- Combinaciones entre ellos.

6.1 Tecnologías de tratamiento físico.

Los procesos físicos aplicados al tratamiento de los residuos, se utilizan fundamentalmente para llevar a cabo la separación del residuo en sus fases o en sus componentes y la concentración de las sustancias responsables de su peligrosidad. Las operaciones de separación, pueden ser por procedimientos mecánicos forzados, como por ejemplo las filtraciones de todos los tipos o la centrifugación, o bien por procedimientos hidráulicos como puede ser la decantación.

Estos tratamientos no modifican la constitución de los componentes, sino la forma de presentación y pueden utilizarse como técnicas separadas o como complemento a los métodos químicos o biológicos.

Los procesos físicos de separación de componentes actúan segregando especies iónicas o moleculares, procedentes de flujos de residuos de composición múltiple, y no requieren reacciones químicas para ser efectivos.

6.2 Tecnologías de tratamiento químico.

Los procesos químicos involucran el uso de reacciones para transformar las corrientes residuales en sustancias menos peligrosas, así como de tratamientos físicos para facilitar su separación.

Pueden fomentar la recuperación de sustancias, por lo que se emplean para la obtención de subproductos útiles y efluentes residuales ambientalmente aceptables.

El criterio principal para elegir un tratamiento químico consiste en que el producto de la reacción química utilizada sea inocuo, es decir que el producto de la reacción no sea más peligroso que el residuo a tratar.

6.3 Tecnologías de tratamiento térmico.

Puede usarse para lograr la mayoría de los objetivos más comunes del tratamiento de residuos:

- Reducción del volumen
- Eliminación de la materia orgánica móvil, volátil y combustible
- La destrucción de materiales tóxicos y patógenos.

6.4 Tecnologías de tratamiento biológico.

La biodegradabilidad de los residuos, es un término que describe su conversión por procesos biológicos enzimáticos a moléculas inorgánicas simples y hasta materiales biológicos. La desintoxicación se refiere a la conversión biológica de una sustancia tóxica en una especie menos tóxica. Poblaciones de microorganismos nativos son a menudo mejores para llevar a cabo este proceso (Manahan, 2007)

En la biodegradabilidad de un compuesto influyen sus características físicas y químicas. Las sustancias recalcitrantes o biorrefractarias son aquellas que se resisten a la biodegradación y tienden a persistir y acumularse en el ambiente.

Un ejemplo es el DDT que es degradado por *Pseudomonas*. El pretratamiento químico puede hacer que algunos tipos de residuos recalcitrantes sean mucho más biodegradables.

Las propiedades de los residuos peligrosos y del medio pueden cambiarse para aumentar su biodegradabilidad; ajustando:

- La temperatura óptima
- pH 6-9
- Agitación
- nivel de oxígeno
- la concentración
- la adición de nutrientes

Los tratamientos biológicos se dividen en aerobios y anaerobios, y existen varias operaciones unitarias asociadas a estos procesos, pero no todas son aplicables a los residuos peligrosos.

6.5 Tecnologías de estabilización/solidificación.

Se emplean con el propósito de inmovilizar a los residuos peligrosos en matrices sólidas aun cuando no se encuentren neutralizados. Involucra la adición de materiales que limitan la solubilidad o la movilidad de los constituyentes peligrosos, aun cuando no se mejoren las características físicas y químicas para el manejo del residuo.

Se puede agregar al residuo material que lo aglutine para su inmovilización, tales como cemento, polímeros y aditivos. O bien el residuo se puede encapsular, es decir, revestir completamente con una sustancia que lo retiene de manera que aísla sus características de peligrosidad.

Factores que afectan la selección de las tecnologías de estabilización/solidificación.

- Objetivo del tratamiento
- Características del residuo (químicas y físicas)
- Tipo de proceso y necesidad del mismo

- Requerimiento del manejo del residuo a estabilizar/solidificar
- Reglamentación y normatividad
- Análisis costo-beneficio.

Para el caso de los sólidos extraídos de lagos y embalses, se definirá para la selección de los métodos adecuados de tratamiento a los sedimentos contaminados como: un suelo contaminado, es decir, su estado de agregación de la materia es sólido, con un alto porcentaje de humedad, y los principales contaminantes asociados a él serán: metales pesados, plaguicidas y BPC.

Otras características que deben tomarse en cuenta son: se presume que estos contaminantes se encuentran adheridos a las porciones ligeras de suelo, es decir son limos y arcillas, por lo cual se tendrá probablemente, baja permeabilidad y alto contenido de material orgánico.

Con esta base y tomando en cuenta los grandes volúmenes de residuo a tratar, se define que los tratamientos más adecuados para la estabilización o neutralización de los sedimentos estarán en función del contaminante que contengan.

6.6 Tratamientos aplicables a sedimentos contaminados con metales pesados.

A diferencia de los contaminantes orgánicos, los metales no pueden descomponerse por vía biológica, física ni química, de manera que la remediación de sitios contaminados con metales o metaloides se limita a la alteración de su solubilidad, movilidad y/o toxicidad, básicamente a través de cambios en su estado de valencia, favoreciendo su inmovilización (quelación) y/o movilización (disolución) (Stephen et al., 1999), (Bosecker, 2001). De esta manera, es posible favorecer la remoción o concentración de los metales para su posterior extracción (Lovley et al., 1997), (Gadd, 2000), (Barkay et al., 2001).

Inmovilización o separación. Por medio de estos procesos es posible concentrar metales en suelos contaminados a través de su inmovilización, previniendo su dispersión, y puede emplearse para la remoción de metales de superficies y cuerpos de agua, (Lovley et al., 1997). El producto final concentrado puede disponerse de manera controlada o reciclarse para la recuperación de metales; dependiendo de la matriz en la que el metal se encuentre, se necesitan uno o más pasos para su tratamiento, (Beaudette et al., 2002); (Diels et al., 2002). Este tipo de tecnologías incluye la contención de contaminantes con el uso de cubiertas, métodos de solidificación-estabilización (microencapsulación, vitrificación, etc.) y fitorremediación.

Movilización o disolución. Los metales presentes en suelos, sedimentos o residuos sólidos pueden removerse de la matriz sólida a través de su disolución en una fase acuosa, para su posterior concentración, con el uso de estrategias de bombeo-tratamiento, (Beaudette et al., 2002), (Diels et al., 2002). Entre las tecnologías que pueden clasificarse dentro de estos procesos, se encuentran: lavado e inundación de suelos, extracción química y bio-lixiviación.

Los tratamientos fisicoquímicos utilizan las propiedades físicas y/o químicas de los contaminantes o del medio contaminado para transformar, separar o inmovilizar el contaminante. Son tratamientos económicamente factibles y la mayoría se encuentra disponible comercialmente, por lo cual son las técnicas más empleadas para la remediación de diferentes matrices contaminadas con residuos peligrosos desde hace décadas. Estas tecnologías involucran una variedad de procesos como: filtración, neutralización, precipitación, oxidación/reducción, sorción, evaporación y floculación, entre otros. Algunos de estos procesos pueden emplearse para el tratamiento de suelos contaminados con metales pesados, por ejemplo: oxidación/reducción (transformación), lavado de suelos (separación) y solidificación/extracción (inmovilización), (Van Deuren et al., 1997).

Aunque las tecnologías fisicoquímicas pueden desarrollarse in situ o ex situ, la principal desventaja de su aplicación en la remediación de sitios contaminados con metales radica en que, la mayoría, requiere de la excavación del suelo y de al menos un proceso secundario de tratamiento o disposición final del contaminante transformado, separado o inmovilizado, incrementándose los costos del tratamiento.

Para el caso de sedimentos extraídos de cuerpos de agua como lagos y embalses, las tecnologías ex situ se proponen como una alternativa viable para el tratamiento de los sedimentos contaminados con metales pesados. Con esta base, se proponen dos métodos de remediación de suelos ex situ que podrían utilizarse, lavado de suelos, y tratamiento químico.

6.6.1 Lavado de suelos.

El lavado de suelos es una tecnología ex situ, en la cual el suelo contaminado se excava y se lava con agua o soluciones de extracción en una unidad de lavado con el fin de disolver, suspender o precipitar el contaminante, lográndose así su transferencia a la fase acuosa. El lavado de suelos, a diferencia de la inundación, puede concentrar los contaminantes en un volumen menor de suelo, debido a la separación entre partículas finas y gruesas, reduciendo así el volumen del material contaminado (partículas finas) (Freeman, 1998).

a) Descripción del proceso:

El proceso consiste de tres etapas: mezclado, lavado y enjuagado. Antes de iniciar, el material contaminado se tamiza para retirar los objetos de mayor tamaño. Posteriormente, el suelo se adiciona a la unidad de lavado, en donde se mezcla y se lava con el uso de agua con o sin aditivos (agentes tensoactivos o surfactantes), en un proceso

en lote o continuo. Al finalizar el lavado del suelo, la fase líquida se envía a una planta de tratamiento de aguas, mientras que la fase sólida se enjuaga nuevamente con agua limpia (Van Deuren et al., 1997), (US EPA, 2001).

El uso de agua como solución de extracción es efectivo para la remoción de compuestos orgánicos solubles de bajo peso molecular (alcoholes y fenoles), sales inorgánicas (sulfatos y cloruros) y metales solubles (Cr(VI)). Para aumentar la eficiencia de lavado en un suelo con metales, pueden emplearse soluciones con las siguientes características (US EPA, 2001):

Agentes quelantes. Forman complejos solubles con iones metálicos. Uno de los más usados es el ácido etilendiamino tetracético (EDTA). Otros ácidos usados como agentes quelantes son los ácidos cítrico, málico y acético.

Ácidos y bases. Movilizan, neutralizan o transforman el contaminante. Las soluciones ácidas se aplican principalmente para incrementar la solubilidad de muchos metales, mientras que las alcalinas se usan para remover fenoles y metales ligados a la fracción orgánica del suelo.

b) Aplicaciones y estado de desarrollo

El lavado de suelos es una tecnología desarrollada, disponible comercialmente a escala industrial, que puede aplicarse en suelos contaminados con una variedad de compuestos orgánicos, combustibles y metales. En la tabla 6.1, se presentan algunos ejemplos de la aplicación de la técnica en suelos contaminados con metales en Estados Unidos.

Tabla 6.1 Ejemplos de la aplicación a gran escala del lavado de suelos contaminados con metales en los Estados Unidos.

Nombre del sitio / Estado	Solución de extracción	Contaminantes
Ewan Property, NJ	No especificada	As, Cr, Cu, Pb
GE Wiring Devices, PR	Solución acuosa de yoduro de potasio (KI)	Hg
King of Prusia, NJ	Agua con quelantes	Ag, Cr, Cu
Zanesville Well Field, OH	No especificada	Hg, Pb
Twin Cities Army Ammunition Plant, MN	No especificada	Cd, Cr, Cu, Hg, Pb
Sacramento Army Depot, CA	No especificada	Cr, Pb

Fuente: EPA, 1997; Evanko y Dzombak, 1997.

(Peters, 1999) determinó que los agentes quelantes más eficientes para la remoción (95%) de Cu, Pb y Zn fueron EDTA, ácido nítrico y ácido nitrilo-triacético (NTA). Tokunaga et al. (2002) obtuvieron una alta eficiencia de remoción (99.9% en 6 h) de As (2,850 mg/kg) de un suelo, usando una solución de lavado con ácido fosfórico. Semer et al. (1996) demostraron una alta eficiencia de remoción de una mezcla de contaminantes orgánicos/ inorgánicos en un suelo franco-arenoso, con el uso de una solución de ácido sulfúrico con alcohol isopropílico (relación 4:9).

c) Ventajas y limitaciones

En general, el lavado de suelos es una alternativa relativamente económica para la remoción de contaminantes, ya que minimiza el volumen del material contaminado y, por consiguiente, disminuye la cantidad a confinar o a tratar. Actualmente, existen sistemas móviles para el lavado de suelos que se pueden transportar al sitio contaminado, disminuyendo costos y el riesgo de dispersar los contaminantes durante el transporte (Van Deuren et al., 1997). Las principales ventajas y limitaciones de este proceso se resumen en la Tabla 6.2.

Tabla 6.2. Principales ventajas y limitaciones del lavado de suelo

Ventajas	Limitaciones
• Bajos costos • Efectivo para tratar suelos arenosos o muy permeables • Disminuye la cantidad de material contaminado • No requiere de infraestructura sofisticada • Son sistemas cerrados, en donde se pueden controlar las condiciones del sistema y las emisiones al ambiente	• Se requiere excavar y manipular el suelo • Altas cantidades de materia orgánica dificultan el proceso de separación • No es eficiente para tratar mezclas complejas • Los contaminantes deben ser solubles • Requiere de grandes cantidades de agua • Se necesitan procesos secundarios para tratar aguas residuales y partículas finas de suelo

Fuente: Van Deuren et al. 2002; US EPA, 2001.

d) Tiempo y costos de la remediación

Es una tecnología de corto a mediano plazo, que puede llevar entre dos y seis meses. Los costos de su aplicación, incluyendo la excavación, pueden variar entre 84 y 343 USD/m³; se calcula un costo promedio cercano a 238 USD/m³ (Van Deuren et al., 1997), (US EPA, 2001).

e) Usos del suelo después del tratamiento y manejo de residuos

Generalmente, después del lavado de suelos se emplean técnicas de separación (sedimentación, filtración, centrifugación) con el propósito de separar las partículas más finas, en donde se adsorben los contaminantes del volumen original. Las partículas gruesas (limpias) se regresan al sitio, mientras que a las finas (contaminadas) se les realiza un nuevo tratamiento o se disponen adecuadamente en un sitio de confinamiento. Debido a que la mayor parte de las partículas depositadas en el sitio después del tratamiento son gruesas, éstas sólo tienen utilidad como soporte de infraestructuras, después de una adecuada compactación en el sitio y no para fines agrícolas (Van Deuren et al., 1997), (US EPA, 2001).

6.6.2 Tratamiento químico

El tratamiento químico, también conocido como óxido-reducción química, es una tecnología innovadora que implica reacciones de óxido- reducción (redox), las cuales transforman los elementos potencialmente tóxicos en compuestos o elementos no peligrosos o menos riesgosos, reduciendo su toxicidad o su solubilidad y/o aumentando su estabilidad química. Cuando se requiere tratar contaminación por metales y/o metaloides, se busca cambiar el estado de valencia, ya que de éste depende la capacidad del metal para reaccionar con otros contaminantes o compuestos presentes en el suelo y, por consiguiente, su precipitación; de esta manera, es posible disminuir la concentración biodisponible del elemento potencialmente tóxico en el suelo (US EPA, 2001).

a) Descripción del proceso

El procedimiento puede realizarse in situ o ex situ y combinarse con otras técnicas como la inundación (el agente oxidante o reductor se disuelve en el medio de inundación) o el lavado de suelos (en este caso es deseable que las reacciones redox se desarrollen en el extracto del lavado), o aplicarse directamente en el suelo contaminado a través de una solución, sin llegar a inundarlo; en este último caso, los metales se quedan en el sitio (Averett et al., 1989).

Las reacciones redox, necesariamente, implican la transferencia de electrones de un compuesto a otro (el agente oxidante gana electrones, mientras el agente reductor los pierde). La velocidad y duración del tratamiento está dirigida por las características del contaminante, su reactividad con los químicos utilizados y las características del suelo (permeabilidad, pH, temperatura y contenido de materia orgánica); todos estos parámetros pueden afectar la reacción redox y, por lo tanto, obligar a incrementar la cantidad de reactivo utilizado.

b) Aplicaciones y estado de desarrollo

La tecnología se encuentra disponible comercialmente; sin embargo, no puede aplicarse de forma genérica. Es necesario analizar y experimentar con las propiedades particulares de cada suelo para determinar las características que deben tener los agentes oxidantes o reductores. Algunos de los oxidantes más comunes para este tratamiento son: ozono, peróxido de hidrógeno, permanganato de potasio, reactivo Fenton (formado por una combinación de peróxido de hidrógeno y sulfato ferroso), hipoclorito, cloro y dióxido de cloro. Como agente reductor puede utilizarse ácido sulfhídrico, de forma que el sulfuro reaccione con metales divalentes como Pb^{2+} , Co^{2+} , Fe^{2+} , Cd^{2+} , formando un complejo insoluble (sulfuro metálico) que precipita en la matriz del suelo. Sin embargo, la aplicación del ácido puede limitar la efectividad de la reacción, ya que muchos suelos tienen una gran capacidad amortiguadora, de manera que el sulfuro liberado es neutralizado rápidamente por otros elementos; por esta razón, realizar la reacción directamente en el suelo puede representar altos gastos en reactivos y la destrucción del mismo al abatir su capacidad de amortiguamiento (US EPA, 2000).

c) Ventajas y limitaciones

Las principales ventajas de este método son: bajo consumo de energía, las soluciones diluidas son más fáciles de separar y tiempos del tratamiento relativamente cortos. Sus principales inconvenientes son:

En caso de combinarla con otra técnica, los costos se incrementan, debido a la aplicación de otros procedimientos (excavación, inundación, etc.).

Los químicos necesarios para el tratamiento son corrosivos (ácidos e hidróxidos) y pueden resultar relativamente costosos.

A pesar del cambio en el estado de oxidación del metal, éste permanece en el sitio dejando un riesgo latente de que regrese a su estado de oxidación original.

Necesidad de evaluar y ensayar la reacción en laboratorio, ya que el contaminante interactúa de forma diferente con cada tipo de suelo. Esto conlleva a diseñar una reacción específica para cada sitio contaminado.

d) Tiempos y costos de la remediación

La velocidad de la reacción depende de la extensión, profundidad y tipo de suelo, por lo que no es posible especificar con precisión los tiempos de tratamiento; sin embargo, el tiempo de separación puede ser muy rápido (US EPA, 1998). Los costos de remediación varían en función del tipo de suelo, superficie, profundidad y químicos seleccionados para la reacción; se calcula que estos oscilan entre 45 y 125 USD/m³, incluyendo un estudio químico.

e) Usos del suelo después del tratamiento

El suelo tratado químicamente puede utilizarse para la construcción de unidades industriales; no es recomendable su uso para agricultura, ya que el constante riego, la interacción con pesticidas, fertilizantes y raíces puede cambiar el estado de oxidación del contaminante.

Otra alternativa que puede ser empleada si se toma a los sedimentos extraídos de lagos y embalses como un suelo contaminado con metales pesados son los procesos de biorremediación por ejemplo: la biorremediación por lixiviación microbiana, la bioprecipitación y la fitoremediación.

Los microorganismos están expuestos a la presencia de diversos tipos de metales y metaloides en el ambiente, por lo que no es sorprendente que puedan interactuar con ellos, a través del desarrollo de mecanismos de defensa, a veces para su beneficio y otras para su perjuicio. En la naturaleza, estos elementos existen principalmente como cationes, oxi- aniones o en ambas formas en solución, y como sales u óxidos en forma cristalina (mineral) o como precipitados amorfos en forma insoluble. La manera en que los microorganismos interactúan con los metales depende, en parte, de si son procarióticos o eucarióticos. Ambos tipos de organismos utilizan especies de metales para funciones estructurales y/o catalíticas, y tienen capacidad para unirse a iones metálicos presentes en el exterior de la superficie celular o para transportarlos hacia dentro de la célula para diversas funciones intracelulares. Por ejemplo, el Ca y el Mg tienen funciones estructurales y catalíticas; el V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Mo y el Se en bajas concentraciones, pueden participar en funciones catalíticas. Algunos procariotes pueden utilizar, durante su metabolismo, especies de metales que pueden existir con diferentes valencias, como el Cr, Mn, Fe, Co, Cu, As y Se, ya que estos funcionan como aceptores o donadores de electrones. Es decir, esta serie de mecanismos para la modificación de metales, pueden existir a diferentes niveles de interacción microorganismo-metal (Ehrlich, 1997).

La precipitación reductora es uno de los mecanismos que le permite a los microorganismos reducir la movilidad y toxicidad de un metal o metaloide, a través de su reducción a un estado redox, más bajo, ofreciendo aplicaciones potenciales para la biorremediación. Muchos de los organismos que catalizan estas reacciones utilizan los metales o metaloides como aceptores de electrones durante su respiración anaerobia, reduciendo formas oxidadas altamente solubles a formas elementales (reducidas) insolubles, dando como resultado la detoxificación y/o precipitación del contaminante, (Lovley et al., 1997), (Barkay et al., 2001). Las bacterias sulfo-oxidantes (BSO) y las

bacterias sulfato-reductoras (BSR) son geoquímicamente importantes en la precipitación reductora de metales tóxicos como el Cr^{6+} .

6.6.3 Biolixiviación

La biorremediación de suelos contaminados con metales por lixiviación microbiana o biolixiviación es una tecnología relativamente nueva, simple y efectiva, utilizada para la extracción de metales a partir de minerales y/o concentrados que los contienen. La recuperación a partir de minerales de azufre o de hierro, se basa en la actividad de bacterias quimiolitotróficas que oxidan hierro y azufre (hierro- y sulfa-oxidantes, respectivamente), *Thiobacillus ferrooxidans*, *T. thiooxidans* y *Leptospirillum ferrooxidans*, las cuales convierten sulfuros metálicos insolubles (S0) a sulfatos solubles y ácido sulfúrico (Bosecker, 2001). Esta disolución hace que los metales puedan recuperarse fácilmente de ambientes contaminados y suelos superficiales, usando estrategias de remediación de bombeo-tratamiento (Lovley et al., 1997).

Otra opción factible para el tratamiento de sitios contaminados y recuperación de metales a partir de minerales que no contienen azufre (como carbonatos y silicatos metálicos), es la biolixiviación heterótrofa. En este caso, la extracción de metales se lleva a cabo, principalmente, por hongos en un proceso mediado por la producción de ácidos orgánicos y de compuestos quelantes y acomplejantes excretados al medio, que proveen una fuente de protones y aniones que acomplejan metales. En el suelo, la biolixiviación heterótrofa de metales es más importante que la autótrofa (por bacterias). La lixiviación heterótrofa puede también influir sobre otras tecnologías de tratamiento para suelos contaminados, a través de la translocación fúngica de ciertos metales (Cs, Zn y Cd), lo que puede conducir a su separación y concentración en (Gadd, 2000), (Bosecker, 2001).

a) Aplicaciones prácticas

La biolixiviación tiene gran potencial para la remediación de materiales contaminados con metales pesados. La lixiviación de minerales por BSO es un proceso bio-industrial establecido y, aunque el mayor interés surge desde una perspectiva hidrometalúrgica, también es posible la lixiviación de metales que se encuentran como contaminantes de suelos y otras matrices. El principio de la biolixiviación puede aplicarse como bio-beneficio, un proceso en el que un mineral se enriquece en cuanto al contenido de sus componentes metálicos de valor por la remoción selectiva de componentes indeseables.

La biolixiviación de Cu a partir de minerales con azufre se ha practicado de manera empírica por muchos siglos con el uso de *T. ferrooxidans* y *L. ferrooxidans*. Actualmente, el proceso se emplea a escala industrial para la recuperación de oro a partir de minerales azufrados con *T. ferrooxidans*. La extracción de metales como el Co, Mo, Ni, Pb y Zn a partir de minerales por biolixiviación es técnicamente viable (Ehrlich, 1997).

A partir de 1990, se han registrado cerca de 15 patentes de relevancia a nivel mundial, de las cuales, la mayoría implica procesos de biolixiviación. Por ejemplo (Rusin, 1993) patentó un proceso biológico anaerobio para la disolución de plutonio contenido en suelos contaminados, con el uso de microorganismos reductores de hierro, obteniendo rendimientos de lixiviación de plutonio cercanos a 90 por ciento (Brombacher et al., 1997).

b) Ventajas y limitaciones

La biolixiviación puede tener varias ventajas sobre la lixiviación química (Brombacher et al., 1997), (Bosecker, 2001):

La lixiviación química puede alcanzar altos costos debido al transporte del ácido. El sulfuro necesario para la producción bacteriana de ácido se encuentra disponible a bajos costos.

La remoción de contaminantes del suelo puede disminuir significativamente los costos de disposición y, además, puede permitir la recuperación de metales preciosos.

Como consecuencia de la producción de ácido sulfúrico durante el crecimiento de *T. thiooxidans*, el pH del lixiviado disminuye gradualmente, de manera que los metales que pasan por la solución a diferentes tasas, pueden separarse selectivamente.

En caso de residuos minerales industriales, la biolixiviación convencional puede fallar, debido a que la mayoría de los metales se encuentran como óxidos en lugar de sulfuros. Sin embargo, los óxidos metálicos pueden lixiviar por la producción microbiana de ácidos (como el ácido sulfúrico generado por *T. thiooxidans*). En el caso de la biolixiviación heterotrófica, uno de los principales problemas radica en la búsqueda de sustratos orgánicos más baratos para el crecimiento de los microorganismos, además de que los hongos requieren de una buena aireación, de manera que su utilización generalmente se prevé en biorreactores (Gadd, 2000), (Bosecker, 2001).

c) Tiempo y costos de la remediación

Como regla de manejo, los procesos biológicos representan costos entre un tercio y la mitad en comparación con las tecnologías de remediación químicas y físicas convencionales (Bosecker, 2001). En general, el equipamiento necesario para procesos de biolixiviación es menos costoso que el requerido para procesos fisicoquímicos. Se calculan costos globales de 4.3 USD/ton de mineral para un tratamiento bacteriano, comparado con 4.1 y 4.5 UDS/ton para oxidación por presión. Sin embargo, los tiempos de

tratamiento requeridos para la biolixiviación bacteriana son más largos que los de las tecnologías fisicoquímicas (Brombacher et al., 1997).

Una opción para la biorremediación ex situ de suelos contaminados con metales, implica la combinación de un proceso de biolixiviación o de disolución de metales en biorreactores de lodos, seguido por su precipitación en forma de sulfuros metálicos insolubles, por BSO y BSR, respectivamente Figura 6.1 (Webb et al., 1998), (Gadd, 2000). La efectividad de esta opción para la remoción y concentración de una serie de metales (incluyendo Zn, Cu y Cd) de un suelo contaminado es prometedora. Los sólidos resultantes, una vez separados, pueden tener un volumen hasta 200 veces menor que el suelo original, mientras que el bajo contenido de metales tóxicos en el sobrenadante producido puede permitir su descarga o su reciclado a una nueva etapa de biolixiviación (Gadd, 2000) (White et al., 1998) utilizaron este principio para, primero, movilizar y, posteriormente, precipitar metales tóxicos (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni y Zn) presentes en un suelo contaminado.

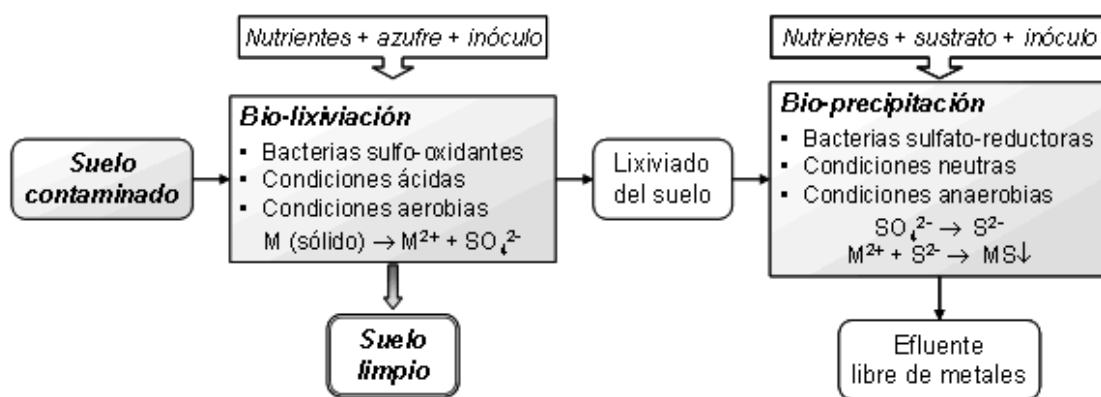


Figura 6.1 Tren de tratamiento biológico para la remoción de metales en suelos contaminados (Singh et al., 2003).

Los metales se lixiviaron con eficiencias de 66-99% del suelo, usando el ácido sulfúrico producido por BSO. Posteriormente, en un bioreactor se precipitaron los metales tóxicos como sulfuros sólidos por un cultivo mixto de BSR. Con el uso de este proceso se logró la lixiviación de cerca de 70% de los metales presentes en un suelo contaminado en 175 días (Stephen y Macnaughton, 1999).

La biolixiviación del suelo contaminado se lleva a cabo por bacterias sulfo-oxidantes que producen ácido sulfúrico. La bio-precipitación de los metales lixiviados, como sulfuros metálicos insolubles, se realiza en una etapa posterior, en un bioreactor anaerobio con un cultivo mixto de bacterias sulfato-reductoras. Los metales pueden removerse efectivamente del suelo y el lixiviado resultante es un líquido con bajo contenido de metales.

Desde principios de los años 1920, se reportó la oxidación de sulfuro de Zn por microorganismos sulfo-oxidantes desconocidos, sugiriendo un método biológico para la utilización económica de minerales de sulfuro de Zn.

Este tipo de procesos se conoce, en términos generales, como biohidrometalurgia, que es una materia interdisciplinaria que combina la geo-microbiología, la ecología y la biogeoquímica con la hidrometalurgia. Es una tecnología novedosa, que incluye la biolixiviación y que permite la obtención de compuestos de metales preciosos a partir de minerales o de desechos industriales, a través de su disolución, para su recuperación y purificación (Brombacher et al., 1997).

6.6.4 Fitorremediación

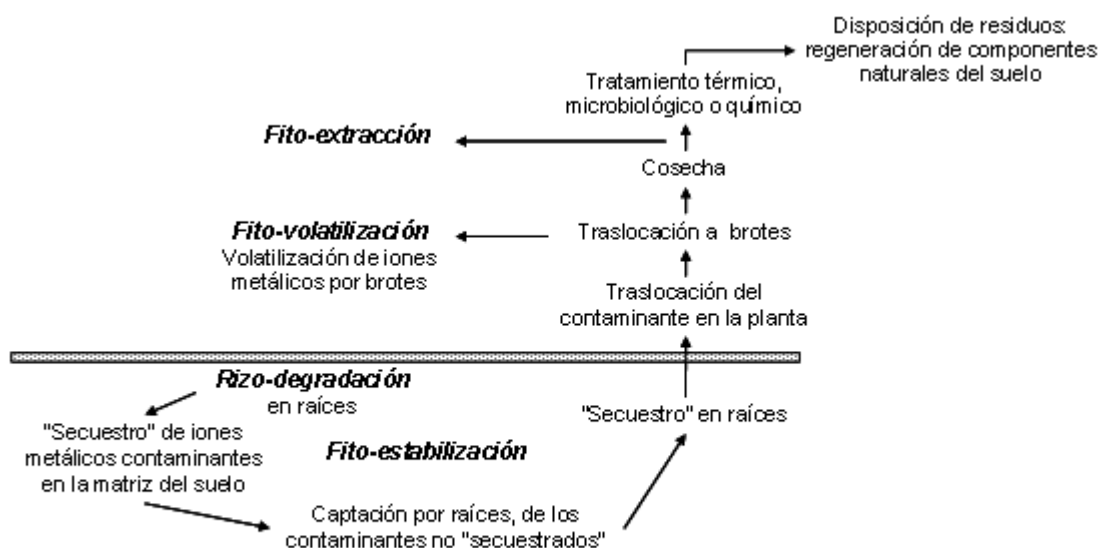
El término fitorremediación se refiere a una tecnología innovadora que utiliza plantas vivas y los microorganismos asociados a su rizósfera para la remediación in situ y

ex situ de suelos, lodos, sedimentos y aguas contaminados a través de la remoción, degradación o estabilización de los contaminantes. La principal motivación para el desarrollo de este tipo de tecnología es el gran potencial para la remediación de sitios contaminados a bajos costos.

a) Descripción del proceso

La fitorremediación aplicada a suelos contaminados con elementos o compuestos inorgánicos, incluye, básicamente, tres mecanismos: la fitoextracción o fitoacumulación, la fitoestabilización y la fitovolatilización (Chaney et al., 1997), (Raskin et al., 1997), (Singh et al., 2003), (Prasad et al., 2003).

La figura 6.2 es un esquema general de la descontaminación de iones metálicos en un proceso natural de fitorremediación. Los procesos involucrados descontaminan el suelo a través de la fitovolatilización o de la fitoextracción, o estabilizan el contaminante a través de la fitoestabilización.



Fuente: Singh et al. 2003.

Figura 6.2. Diagrama de fitorremediación (Singh et al., 2003).

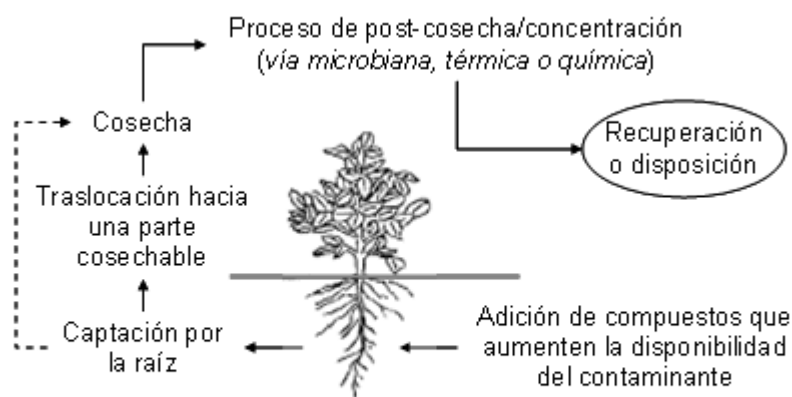
Fitoextracción o fitoacumulación se refiere a la concentración y traslocación, a través de las raíces, de contaminantes metálicos presentes en el suelo hacia diferentes partes cultivables de la planta, dando como resultado la limpieza permanente del sitio. Es la tecnología más reconocida entre todas las de este tipo.

Algunas plantas llamadas hiperacumuladoras tienen la capacidad para acumular concentraciones de metales 10 a 500 veces mayores que otras especies, alcanzando de 1 a 5% del peso seco de la planta.

Fitoestabilización es el uso de ciertas especies de plantas para inmovilizar contaminantes presentes en suelos a través de su absorción y acumulación en las raíces, adsorción en las raíces o precipitación por la presencia de exudados. Estos mecanismos conducen a la estabilización física de los suelos a través de una reducción en la movilidad, toxicidad y/o biodisponibilidad de los contaminantes. Las plantas usadas con este fin deben ser especies no comestibles o especies en las que la traslocación de metales a los tejidos que crecen arriba del suelo (y que puedan consumirse por animales o humanos) sea mínima.

La fitovolatilización implica la captación de contaminantes volátiles (Hg y Se) por plantas y su posterior volatilización o liberación (en su forma original o modificada) a la atmósfera. Este mecanismo puede tener ventajas sobre la fitoextracción debido a que no es necesaria la cosecha ni la disposición de biomasa; sin embargo, es una tecnología de gran controversia por las implicaciones ambientales de la liberación de metales a la atmósfera. Aunque es una tecnología con potencial para la remediación de suelos contaminados con Hg y Se, es indispensable considerar el empleo de sistemas para la captura de emisiones.

La fitoextracción de contaminantes metálicos de suelos es, hasta la fecha, uno de los campos con mayores avances científicos y tecnológicos. Durante este proceso, el contaminante debe encontrarse biodisponible para que la absorción por la raíz pueda ocurrir. La traslocación (movimiento) del contaminante desde la raíz a los brotes de la planta, hace que el tejido pueda cultivarse fácilmente y disminuye la exposición de los metales. En la práctica, las plantas acumuladoras de metales se siembran o transplantan al sitio contaminado y se cultivan con prácticas agrícolas comunes. En la figura 6.3 se observa un diagrama general de fotoextracción.



Fuente: Cunningham y Ow 1996.

Figura 6.3 Diagrama general de fitoextracción (Cunningham et al., 1996).

Para mejorar el proceso de fitoextracción, la biodisponibilidad del contaminante hacia las raíces puede facilitarse a través de la adición de agentes acidificantes, de fertilizantes o quelantes (Prasad et al., 2003). Con este principio, existen dos estrategias básicas, (Salt et al., 1998):

- Fitoextracción asistida por quelantes: La adición de agentes quelantes al suelo favorece la acumulación de metales en partes cultivables de una planta. Los

agentes quelantes incrementan la solubilidad de metales en el suelo. Este proceso es el que se encuentra más desarrollado y disponible comercialmente.

- Fitoextracción continúa de largo plazo. Se basa en procesos fisiológicos especializados que permiten la acumulación de metales durante todo el ciclo de crecimiento. Las plantas con esta capacidad pueden acumular, de forma natural, metales (> 1%) como Zn, Ni, Se o Mn.

La velocidad de remoción de un contaminante depende de la biomasa reunida durante la cosecha, del número de cosechas por año y de la concentración del metal en la biomasa cosechada. El éxito de la fitoextracción depende principalmente de: la capacidad de la especie para acumular grandes cantidades del contaminante (1-3% en biomasa en peso seco) en sus tejidos cultivables, y de la capacidad para producir grandes cantidades de biomasa en corto tiempo (Cunningham et al., 1996), (Prasad et al., 2003).

b) Factores que inciden en la fitorremediación y consideraciones para su uso

Uno de los principales factores que rigen la disponibilidad de iones metálicos para las plantas, es su solubilidad. La limitada biodisponibilidad de ciertos iones metálicos, debido a su baja solubilidad en agua y a su sorción a las partículas del suelo, restringe su captación/ acumulación por las plantas. La solubilidad de los iones metálicos depende de varias propiedades fisicoquímicas del suelo así como de su mineralogía, concentración y especie (Chaney et al., 1997), (Singh et al., 2003).

Para considerar el uso de la fitorremediación como opción de limpieza para un sitio, debe tenerse en cuenta el nivel de limpieza requerido, las condiciones del sitio y las plantas usadas. Algunas consideraciones generales para el diseño de un plan de fitorremediación son:

- Selección de plantas. Las plantas usadas se deben seleccionar con base en su tasa de crecimiento y biomasa, a la profundidad de sus raíces, a su potencial de evapotranspiración y a su capacidad para tolerar y acumular contaminantes.
- Concentración de los contaminantes. Los altos niveles de contaminación pueden eliminar la posibilidad de la fitorremediación como una opción de tratamiento.
- Estudios de tratabilidad. Es recomendable evaluar el potencial de diferentes especies antes de diseñar un sistema de fitorremediación. Estos estudios aseguran que el sistema propuesto alcance los resultados esperados, proporcionan datos de transformación y toxicidad, así como información acerca del destino del contaminante en la planta.
- Velocidad de captación de contaminantes y tiempo requerido para la limpieza. Es necesario estimar la velocidad de captación de contaminantes por la planta, para así determinar el tiempo necesario para lograr los objetivos de la remediación (Schnoor, 1997).
- Disponibilidad de agua, consumibles agronómicos y de mantenimiento. Los consumibles incluyen los nutrientes (N, P, K) y materia orgánica necesarios para el buen crecimiento de la planta y los microorganismos de la rizósfera. El mantenimiento del sistema puede requerir de la adición de fertilizantes y/o agentes quelantes.

c) Especies con potencial para la fitoextracción de metales

Los pastos son el género más adecuado para la fitorremediación de formas orgánicas e inorgánicas de metales, por su hábitat de crecimiento y adaptabilidad a una variedad de condiciones edáficas y climáticas (Singh et al., 2003). Se ha reportado una

gran biodiversidad de especies con potencial, probado en campo y en laboratorio, para la fitorremediación. A la fecha, se han identificado 163 taxones de plantas, pertenecientes a 45 familias, tolerantes a los metales y capaces de crecer en concentraciones elevadas (Prasad et al., 2003).

Se han reportado especies de musgos (Briofitas) y helechos (Pteridofitas) con capacidad de crecer en sustratos ricos en metales. Entre las Angiospermas, se han identificado cerca de 400 hiperacumuladoras; entre las familias dominantes se encuentran: Asteraceae, Brassicaceae, Caryophyllaceae, Cyperaceae, Cunouniaceae, Fabaceae, Flacourtiaceae, Lamiaceae, Poaceae, Violaceae y Europhobiaceae. De estas familias, Brassicaceae tiene el mayor número de taxones (11 géneros y 87 especies) con capacidad para hiper-acumular metales (Prasad et al., 2003). Entre las plantas comúnmente usadas para la fitoextracción de Pb se encuentran los girasoles (*Helianthus annuus*) y la mostaza de la India (*Brassica juncea*); para Zn, Cd y Ni, *Thlaspi* spp. Asimismo, se conocen cerca de 300 especies que hiper-acumulan Ni, 26 Co, 24 Cu, 19 Se, 16 Zn, 11 Mn, una Tl y una Cd.

Tabla 6.3 Especies hiperacumuladoras que pueden usarse para la fitoextracción de metales. Entre paréntesis se muestra la equivalencia para plantas no acumuladoras.

(Fuente: Brooks et al., 1998).

Elemento	Especie	Concentración ^a (mg·kg ⁻¹ , peso seco)	Biomasa (Ton·Ha ⁻¹ ·año ⁻¹)
Cadmio	<i>Thlaspi caerulescens</i>	3000 (1)	4
Cobalto	<i>Haumaniastrum robertii</i>	10200 (1)	4
Cobre	<i>H. katangense</i>	8356 (1)	5
Plomo	<i>T. rotundifolium</i>	8200 (5)	4
Manganeso	<i>Macadamia neurophylla</i>	55000 (400)	30
Níquel	<i>Alyssum bertolonii</i>	13400 (2)	9
	<i>Berkheya coddii</i>	17000 (2)	18
Selenio	<i>Astragalus pattersoni</i>	6000 (1)	5
Talio	<i>Iberis intermedia</i>	3070 (1)	8
Zinc	<i>T. calaminare</i>	10000 (100)	4

d) Ventajas y limitaciones de la fitorremediación

Como en otras tecnologías, la disposición del material contaminado es una preocupación. Sin embargo, es importante recalcar que este tipo de contaminantes no se degrada. Algunos grupos sugieren la incineración del material vegetal para reducir significativamente el volumen del material a disponer. En algunos casos es posible recuperar metales valiosos de las cenizas ricas en dichos elementos (Prasad et al., 2003).

e) Tiempo y costos de la remediación

La fitoextracción debe considerarse como una tecnología de largo plazo, que puede requerir de varios ciclos de cultivo para reducir la concentración de los contaminantes a niveles aceptables. El tiempo requerido depende de la concentración y tipo de contaminante(s), de la duración del periodo de crecimiento y de la eficiencia de remoción de la especie utilizada y puede tomar entre uno y 20 años (Prasad et al., 2003).

Debido a que los costos de crecimiento de un cultivo son mínimos comparados con los de la remoción del suelo y su sustitución, el uso de plantas para remediar suelos contaminados con metales es muy promisorio (Chaney et al., 1997). Los costos de la fitoextracción dependen de las condiciones específicas del sitio y pueden variar entre 15 y 48 USD/m³ (Schnoor, 1997). Se estima que la fitorremediación de un suelo contaminado con Pb (50 cm de profundidad) puede costar alrededor de 5 USD/m³ (Van Deuren et al., 1997).

6.7 Tratamientos para sedimentos contaminados con compuestos organoclorados (plaguicida y bifenilos policlorados BPC).

Por la naturaleza y conformación de estos compuestos orgánicos, a pesar de que los plaguicidas y los BPC tienen usos y características distintas, por ser compuestos organoclorados, los tratamientos que se utilizan para la remediación de sedimentos que los contienen generalmente son similares o bien, se puede usar el mismo método de tratamiento para plaguicidas que para BPC.

6.7.1 Técnicas de remediación de suelos y sedimentos contaminados con compuestos orgánicos y organoclorados.

a) Proceso de desorción térmica.

El proceso de desorción térmica anaeróbica Soil Tech, de Percin (1992) calienta y mezcla los suelos contaminados, sedimentos, lodos y líquidos en un horno rotatorio especial que desorbe, recoge y recondensa hidrocarburos en sólidos. Se puede usar en conjunto con un proceso de dehalogenación para destruir halogenados por procesos químicos y térmicos.

Es un proceso térmico de baja temperatura que ha sido aplicado en sitios para remover contaminantes del suelo. Remueve organoclorados, organofosforados, COV (compuestos orgánicos volátiles) e hidrocarburos totales de suelos, sedimentos y lodos. El proceso desorbe térmicamente los contaminantes orgánicos por calentamiento hasta 425 °C en un secador.

b) La oxidación química in situ (USEPA, 1998)

Se basa en liberar oxidante químico al medio contaminado para destruir los contaminantes convirtiéndolos a compuestos inocuos comúnmente encontrados en la naturaleza. Los oxidantes aplicados en este proceso son típicamente el peróxido de hidrógeno (H_2O_2), el permanganato de potasio (KMnO_4), ozono y en menor grado, oxígeno disuelto (OD). Las aplicaciones del campo más comunes han sido basadas en el Reactivo de Fenton, donde el peróxido de hidrógeno se aplica con un catalizador de hierro que crea un radical libre hidroxilo que es capaz de oxidar los compuestos orgánicos complejos.

c) La deshalogenación química

Es un proceso mediante el cual se logra la degradación de los contaminantes del suelo contaminado por reacciones químicas. Frecuentemente se trata de reacciones de oxidación de los compuestos orgánicos; como agente oxidante se emplea el oxígeno y el agua oxigenada. Es un método útil para: aldehídos, ácidos orgánicos, fenoles, cianuros y plaguicidas organoclorados; se utiliza preferentemente in situ, inyectando el agente depurador a zonas profundas mediante barrenas huecas, o a veces, simplemente mediante un laboreo apropiado del terreno.

Esta técnica se utilizó en un principio para la estabilización de productos del petróleo. En suelos se ha empleado para la descloración de BPC; ésta consiste en la inyección de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ o NaOH , el suelo al reaccionar se calienta y al aumentar el pH hasta valores de 9 a 11 se produce la descloración de los BPC (US EPA, 2001).

d) El enjuague del suelo in situ

Es una técnica de tratamiento innovadora que consiste en inundar suelos contaminados con una solución que lleva los contaminantes hasta un lugar donde pueden extraerse. El tipo de solución que se necesita para el tratamiento depende de los contaminantes que se hallen en el suelo en un lugar determinado. La solución de enjuague generalmente es uno de los siguientes líquidos: agua solamente, agua con aditivos tales como ácidos, ácido nítrico o ácido clorhídrico para pH bajo, bases, hidróxido de sodio para pH alto, o agentes tensoactivos.

El agua se usa para tratar contaminantes que se disuelven fácilmente en el agua; las soluciones ácidas se usan para extraer metales y contaminantes orgánicos, como los que se encuentran generalmente en el reciclaje de baterías o en procesos de cromado industrial.

Por ejemplo, la contaminación con zinc, una de las posibles consecuencias de las operaciones de cromado, se trataría con una solución acídica. Las soluciones básicas se usan para tratar fenoles y algunos metales mientras que las soluciones tensioactivas son eficaces para retirar contaminantes oleosos. También se está investigando el uso de agua con solventes orgánicos como solución de enjuague. Los solventes orgánicos, como el etanol, se usan para disolver ciertos contaminantes que el agua sola no puede disolver.

Con el enjuague del suelo in situ se obtienen resultados óptimos en lugares donde hay espacios en el suelo que permiten el paso de la solución de lavado. Si el suelo tiene un alto porcentaje de limo o arcilla, por ejemplo, la solución de enjuague no puede desplazarse fácilmente en su interior, de modo que no puede entrar en contacto fácilmente con los contaminantes. Eso limita la eficacia general del proceso de enjuague

del suelo. Además, algunos líquidos de enjuague contienen aditivos que podrían contaminar el agua subterránea si no se retiran por completo (US EPA, 1996).

Su desventaja fundamental radica en que no es muy eficaz para tratar los suelos contaminados con una mezcla de sustancias peligrosas, como metales y aceites, además, es muy difícil preparar una solución de enjuague capaz de retirar eficazmente varios tipos diferentes de contaminantes al mismo tiempo; debida a esta desventaja no se aconseja su utilización para tratar suelos contaminados con hidrocarburos.

La remoción de contaminantes hidrocarbonados del suelo con surfactantes (Bavière, 1993) utilizando la movilidad del hidrocarburo atrapado capilarmente, mediante la disminución de la tensión interfacial agua/hidrocarburo, es un método que se puede combinar con la inyección de microorganismos y nutrientes para acelerar la biodegradación del contaminante.

Un sistema de lavado transportable para tratar suelos contaminados que utiliza surfactantes (Barkley, 1991) consiste de un tanque aspersor, un tanque de lavado, un tanque de surfactante, un tanque de agua de enjuague, un separador agua/ hidrocarburo y un sistema de tratamiento de soluciones con un filtro de tierra diatomácea, una columna de carbón activado y una de intercambio iónico. La solución surfactante y el agua de enjuague usadas se neutralizan a pH con H_2SO_4 concentrado y se pasan por las columnas de carbón e intercambio iónicos.

La tecnología de lavado de suelos Biogénesis ha sido desarrollada, (Gatchett, 1993) para remover compuestos orgánicos de suelos finos y gruesos. Transfiere los compuestos orgánicos de la matriz suelo a una fase líquida. Incluye mezclado de alta energía de suelos contaminados excavados en una unidad móvil de lavado. Una mezcla de surfactantes es degradada rápidamente por microorganismos del suelo.

El método para emulsificar un producto de petróleo derramado en una porción de suelo superficial desarrollado por Riley (WO 01/47817, 2001), está basado en el uso de un surfactante primario no iónico, que contiene oleato de sorbitol etoxilado y un surfactante secundario no iónico que es capaz de estabilizar y solubilizar el surfactante primario, de forma tal que la composición emulsificante resultante tiene un balance hidrofílico/lipofílico entre aproximadamente 12.0 y 13.5.

e) La extracción con solventes

Consiste en usar un solvente para separar o retirar contaminantes orgánicos peligrosos de lodos residuales, sedimentos o tierra. Este método no destruye los contaminantes, sino que los concentra para que sea más fácil reciclarlos o destruirlos con otra técnica.

En un tanque se pone en contacto el suelo o sedimento contaminado con el solvente, separándose en tres componentes o fracciones: solvente con contaminantes disueltos, sólido y agua, en las cuales se concentran los distintos contaminantes. Cada una de estas fracciones puede ser tratada o eliminada individualmente en una forma más eficaz en función del costo. Es eficaz para tratar sedimentos, fangos residuales y tierra que contienen principalmente contaminantes orgánicos, como bifenilos policlorados, compuestos orgánicos volátiles, solventes halogenados y desechos de petróleo. No es aplicable para extraer contaminantes inorgánicos debido a que estos materiales no se disuelven fácilmente en la mayoría de los solventes.

En este proceso pueden ser utilizados los siguientes solventes: dióxido de carbono líquido, butano, propano, metanol, acetona, etc. Dentro de las limitaciones de esta técnica se encuentra que la presencia de plomo y de otros contaminantes inorgánicos que podrían interferir en la extracción de materiales inorgánicos. En algunos casos es

necesaria la aplicación de un tratamiento preliminar extenso de los desechos para sacar o desmenuzar los terrones grandes y mediante este proceso no se reduce la toxicidad de los contaminantes por lo que el producto final del proceso debe ser sometido a un post-tratamiento (US-EPA, 1996).

La extracción con solvente en una unidad móvil (Meckes, 1992) es un medio de remediación de suelos en el sitio. Se realiza con una mezcla de solventes en lazo cerrado, el proceso a contracorriente recircula los solventes. Usa hasta 14 solventes combinados que pueden disolver los contaminantes específicos en el suelo y mezclarse con agua. Los solventes se calientan para extraer los contaminantes del suelo.

El Proceso BEST de extracción con solventes es similar y utiliza una o más aminas secundarias o terciarias (generalmente trietilamina) para separar orgánicos del suelo y lodos. Se basa en que la TEA (trietilamina) es completamente soluble en agua por debajo de 20 °C.

Un proceso a escala piloto que remedia contaminación orgánica en suelos (Gatchett, 1994) combina la extracción con solventes (para remover orgánicos de sólidos contaminados), con una separación que transfiere los contaminantes del extracto a un solvente biológicamente compatible, y tratamiento biológico que degrada los contaminantes a productos finales inocuos. Fue efectivo para extraer HAP(hidrocarburos aromáticos polinucleares) a baja temperatura y presión moderada. Suelos contaminados con altas concentraciones de 1925 mg/kg, se llevaron hasta concentraciones aceptables por medio de esta combinación de técnicas. La biodegradación se realizó en biorreactores aeróbicos.

6.7.2 Proceso BEST.

El proceso BEST fue desarrollado por RCC (Resources Conservation Company) para tratar suelos y sedimentos contaminados con COV, HAP, BPC y plaguicidas. El principal objetivo del proceso es separar este tipo de residuos por medio de un solvente de extracción, promoviendo la formación de una fase líquida que arrastre los contaminantes (Ibarraran et al., 1996).

Este proceso utiliza como solvente de extracción a la trietilamina, que tiene la característica de ser un compuesto con miscibilidad inversa, es decir a 20°C es completamente miscible en agua, pero a temperaturas mayores, se va haciendo cada vez menos soluble en agua y más afín a sustancias no polares (Ibarraran et al., 1996).

El proceso de descontaminación se puede llevar desde una etapa a temperatura cercana a la ambiente, incorporando simultáneamente aceites y soluciones acuosas. Se produce una sola fase de solución de extracción, la cual es una mezcla homogénea de trietilamina, agua y sustancias orgánicas.

La trietilamina es útil cuando se tienen suelos o sedimentos con alto contenido de agua sin que se vea afectada la eficiencia de remoción de contaminantes. Otras características importantes de la trietilamina que hacen su uso para el tratamiento de residuos peligrosos más eficiente son:

- Presenta alta presión de vapor, lo que facilita la recuperación del solvente por simple evaporación.
- Forma un azeótropo con el agua de bajo punto de ebullición, esto facilita eliminar los residuos de trietilamina de los extractos finales.

- Tiene un bajo calor de evaporación ($1/7$ del agua), lo que facilita separarlo de los sólidos tratados por simple calentamiento con poca administración de energía.
- La trietilamina presenta un pH alcalino, esto ayuda a transformar algunos de los metales pesados presentes en el suelo contaminado en hidróxidos, los cuales precipitan y salen del proceso junto con los sólidos tratados.

La trietilamina es moderadamente tóxica, pero tiene una ventaja muy importante es biodegradable. La EPA en el documento EPA-600/2-82-001 informa que 200 ppm de trietilamina en agua se degradan completamente en 11 horas por medio de bacterias aerobias comunes del suelo (Ibarraran et al., 1996).

El sistema cuenta con un alimentador de suelo contaminado, generalmente son unidades transportables que manejan un pie cúbico de material, el cual se deposita en un sistema de extracción (lavador/secador).

Dentro de este sistema ocurren tres etapas de extracción. En la primera etapa se introduce trietilamina a una temperatura que permita solubilizarse con el agua, generalmente es de 4.5°C , se lleva a cabo el proceso de lavado, y se separa la mezcla líquida de los sólidos, la cual se calienta alrededor de 55°C donde se presenta la inmiscibilidad, pudiendo decantar la fase acuosa para purificarse por medio de simple evaporación (Ibarraran et al., 1996).

Las otras dos etapas que ocurren en el sistema de extracción, se llevan a cabo a una temperatura de 55°C (con el mismo solvente), con el fin de recuperar los contaminantes que no fueron removidos en la etapa anterior. Se separan las mezclas líquidas del suelo tratado y se disponen en un sistema de recuperación, junto con la fase orgánica que se formó en la primera etapa de extracción. La trietilamina se recupera

fácilmente por evaporación y los contaminantes orgánicos se disponen para su tratamiento o eliminación (Ibarraran et al., 1996).

Los sólidos tratados se secan por medio de calentamiento directo e indirecto con vapor. El calentamiento directo es solamente el necesario para que se forme el azeótropo correspondiente con la trietilamina para facilitar su eliminación. La trietilamina que llega a permanecer en el suelo tratado, generalmente alrededor de 150 ppm, se degradará por proceso natural. Los sólidos generalmente se regresan a su lugar de origen.

El uso de una sola unidad para extracción, lavado y secado de sólidos, reduce considerablemente la necesidad que hay de manejar y transportar el material, influyendo en los costos del proceso. El suelo antes de ser alimentado a la unidad de tratamiento debe tamizarse, separando el material mayor a 1/2 pulgada. Este material se dispone en una unidad de tratamiento especial.

La separación de los elementos de la fase líquida se lleva a cabo con mínimo requerimiento de energía. El agua se separa cuando se llega al punto de la inmiscibilidad, sin ser necesario que se evapore completamente. Solamente en caso de que entre los contaminantes presentes se encuentren detergentes, surfactantes o aceites sintéticos, será necesaria una destilación para recuperar el agua.

El proceso BEST opera cerca de la presión atmosférica y en un medio alcalino. Las temperaturas de las corrientes oscilan entre los 4.5 y 77°C, sin que se requieran altas presiones. Una planta de este tipo puede operar las 24 horas del día manejando diariamente alrededor de 70 toneladas.

Este tratamiento de extracción ha demostrado ser muy efectivo en el tratamiento de suelos contaminados con bifenilos policlorados (BPC)), tanto en escala piloto como en industrial (Ibarraran et al., 1996).

Estas tecnologías de tratamiento, ya sea para metales pesados, o bien para compuestos organoclorados como BPC o plaguicidas, presentan una alternativa costeable para el tratamiento de sedimentos contaminados una vez que se han extraído de lagos y embalses por presentar un riesgo en la salud humana y del ecosistema ya que en algunos casos es posible que sus concentraciones se encuentren muy por arriba de lo recomendado en las normas de residuos peligrosos en suelos y agua.

Los límites máximos permisibles para estos contaminantes se encuentra en las normas oficiales mexicanas: NOM-004-SEMARNAT-2002, que presenta los límites máximos permisibles de contaminantes en sólidos y biosólidos para su aprovechamiento y disposición final, pero advierte que no se aplica para sedimentos extraídos de lagos y embalses, únicamente para lodos de plantas residuales; NOM-052-SEMARNAT-2005, que incluye en la tabla 2, los límites máximos permisibles de concentración de los constituyentes tóxicos en el extracto PECT; NOM-138-SEMARNAT/SSA-2003 que define los límites máximos permisibles de hidrocarburos en sus diferentes fracciones en suelos; NOM-133-SEMARNAT-2000, que establece los criterios de manejo de BPC.

Se puede observar, que no se cuenta con normatividad específica para definir los límites máximos permisibles de estos contaminantes en sedimentos lacustres, por lo cual se hace necesaria la combinación de criterios resultantes del análisis de estas normas en conjunto para establecer los posibles métodos de tratamiento que se pueden emplear para la descontaminación de los mismos cuando presentan características de residuo peligroso.

7.0 MANEJO Y DISPOSICIÓN FINAL DE SEDIMENTOS CONTAMINADOS.

Una de las prácticas que desde hace mucho tiempo se ha utilizado para la disposición final de sedimentos extraídos de cuerpos de agua, ha sido su uso como mejoradores de suelos en los campos agrícolas, debido a su alto contenido en materia orgánica y nutrientes; sin embargo, poca atención se le daba a la posible presencia de compuestos tóxicos y a sus efectos sobre las plantas y el suelo.

La atención a la presencia de sustancias tóxicas y sus posibles efectos, surge a raíz de las tragedias suscitadas en la Bahía Minamata Japón, los Grandes Lagos de Estados Unidos y Canadá, y en el río Rhin en Alemania entre otros; en las que los impactos sobre la flora y fauna de estos ecosistemas condujo a investigaciones formales en las que se postuló la posibilidad de que las interacciones que se dan entre la columna de agua y el sedimento, le confieran al sedimento el carácter de residuo peligroso, por lo que ya se cuestiona la utilización de los sólidos extraídos de cuerpos de agua para la fertilización de los suelos.

En relación con lo anterior, aunque en México existen normas para el manejo y disposición de residuos peligrosos, no establecen condiciones específicas para el caso de los sedimentos extraídos de los embalses, sin embargo, se cree posible analizar estos criterios buscando su aplicabilidad para este tipo de residuos.

Las normas mexicanas a las que arriba se hace referencia son:

- NOM-133-SEMARNAT-2000, que establece las condiciones de manejo para sustancias que contengan BPC, en la cual se incluyen los límites máximos permisibles en aire, agua y suelos para su posterior confinamiento. Esta norma establece que los residuos que contengan una concentración mayor a 50 ppm de

BPC deben ser tratados para bajar su concentración y los que contengan 50 ppm o menos deben ser confiados.

- NOM-145-SEMARNAT-2003, que contiene los procedimientos para el confinamiento de residuos por disolución en domos salinos geológicamente estables; e indican que, se deben tratar antes de su disposición en el domo, no deben tener un pH menor de 4 ni mayor de 10, su porcentaje de humedad no debe ser mayor a 5% y deben soportar presiones de hasta 50 psi (3.5 Kg/cm²).
- NOM-054-SEMARNAT-1993 que dicta la compatibilidad de los residuos peligrosos para su confinamiento, y básicamente incluye listados en los cuales se puede observar que residuos no deben almacenarse juntos para evitar reacciones violentas entre ellos.

Para los casos en que aún con el o los tratamientos de los residuos no sea posible llevar las concentraciones de los contaminantes a los límites máximos permisibles, será necesario disponerlos en sitios de confinamiento controlados.

7.1 Técnicas de disposición y manejo de sedimentos contaminados.

La estabilidad de las sustancias estudiadas dentro de los depósitos de lagos y embalses, puede estar condicionada por fenómenos mecánicos, fisicoquímicos e hidráulicos. Estos fenómenos deberán ser estudiados antes de proceder a cualquier método de disposición o tratamiento ya que, la efectividad del método de tratamiento o disposición de los residuos extraídos de lagos y embalses dependerá de la caracterización y ubicación de estas sustancias contaminantes.

Conocer el origen y comportamiento de los contaminantes de efluentes industriales volcados a cursos de agua con caudales variables, aún cuando sean vertidos con tratamientos primarios, ayudará a explicar determinados efectos finales y a definir técnicas y tratamientos de disposición final de los residuos.

Cuando se tienen grandes cantidades de residuos como es el caso de los sólidos extraídos de lagos y embalses, la reacción lógica es optar por evitar el confinamiento controlado, ya que se hace una opción poco rentable, sin embargo cuando las concentraciones de contaminantes son muy altas de acuerdo con la normatividad de residuos peligrosos, este método de disposición final se hace necesario y por lo tanto viable.

Existen varios métodos de disposición final de residuos, y el elegir uno u otro depende de la naturaleza del residuo, y la factibilidad de su aplicación, a continuación se describe cada uno de ellos y los requerimientos que debe cumplir un residuo para poder someterlo a alguno de estos métodos.

Los métodos de disposición final son:

a) Confinamiento controlado.

El confinamiento controlado es una obra de ingeniería para la disposición final de residuos peligrosos, construida y operada de manera tal que garantice su aislamiento definitivo.

La localización y selección de sitios para confinamientos deberá buscar formas geológicas estables, considerando el diseño y construcción de celdas de confinamiento, obras complementarias y celdas de tratamiento. Una vez depositados los residuos, el generador y la empresa de servicios de manejo contratada para la disposición final deberá presentar a la autoridad reportes de cantidad, volumen, naturaleza de los residuos, fecha

de disposición, ubicación dentro del confinamiento y sistema de disposición final. Los lixiviados y gases deberán colectarse y tratarse para evitar la contaminación al ambiente y deterioro de los ecosistemas.

En México la disposición final de residuos peligrosos se realiza en confinamientos controlados, teniendo una selección del sitio, diseño y construcción regulados por las NOM-055-SEMARNAT-1993, NOM-056-SEMARNAT-1993, NOM-057-SEMARNAT-1993 y NOM-058-SEMARNAT-1993.

En el caso de sedimentos, dependiendo de los volúmenes que se manejen, su confinamiento se llevara a cabo a granel, por lo cual no deben tener un contenido de humedad mayor al 30%, deben estar neutralizados, de lo contrario se deberán confinar envasados.

Si los sedimentos contienen BPC en concentraciones mayores a la permitida por la NOM-133-SEMARNAT-2000, no pueden ser confinados. Su contenido de aceite debe ser menor al 5%, y en el caso de que se tengan lodos aceitosos el porcentaje de humedad debe ser menor del 25%.

Una vez confinados los sedimentos, los procedimientos de operación, manejo y abandono de la celda, son idénticos a los de cualquier otro residuo.

b) Incineración.

La incineración es el método de disposición más antiguo y el más usado en algunos países de Europa, donde en muchos casos la falta de espacio y terrenos apropiados obligan a emplearlo. La incineración se basa en el principio de combustión controlada de desechos combustibles sólidos, líquidos o gaseosos.

Los objetivos principales de este método son la reducción de volumen y masa, así como la transformación de los residuos en materiales relativamente no combustibles, inodoros, homogéneos, de mejor aspecto y sin materia orgánica disponible para el desarrollo de plagas y animales.

Utiliza temperaturas altas, una atmósfera oxidante y a menudo condiciones de combustión turbulenta para transformar los residuos. Se define como un proceso que involucra la exposición de los materiales de desecho a condiciones oxidantes, a una temperatura alta, mayor a 900°C. El calor requerido proviene de la oxidación del carbono enlazado orgánicamente y el hidrógeno contenidos en el material de desecho o en el combustible suplementario. Destruyendo así, la materia orgánica y ocupando el calor generado para las reacciones endotérmicas, como la ruptura de enlaces C-Cl.

Se consideran residuos incinerables a los materiales orgánicos que arden con un contenido calorífico de por lo menos 11,600 kJ/kg y mayor de 18,500 kJ/kg. Valores que se logran fácilmente con residuos que tienen alto contenido de sustancias orgánicas residuales. Los contenidos de materia inorgánica, de agua y de heteroelementos orgánicos de los residuos líquidos son importantes para determinar su incinerabilidad. En el caso de los sedimentos, se tendría que evaluar la posibilidad de secarlos previamente si no contienen materiales peligrosos que se volatilicen a la atmósfera.

La NOM-098-SEMARNAT-2001, establece los criterios a seguir para la incineración de residuos, los límites máximos permisibles de emisiones atmosféricas, las condiciones de operación de los incineradores y los requerimientos que debe cumplir un residuo para ser candidato a incineración.

El sistema de incineración de residuos se debe realizar de acuerdo al siguiente diagrama:

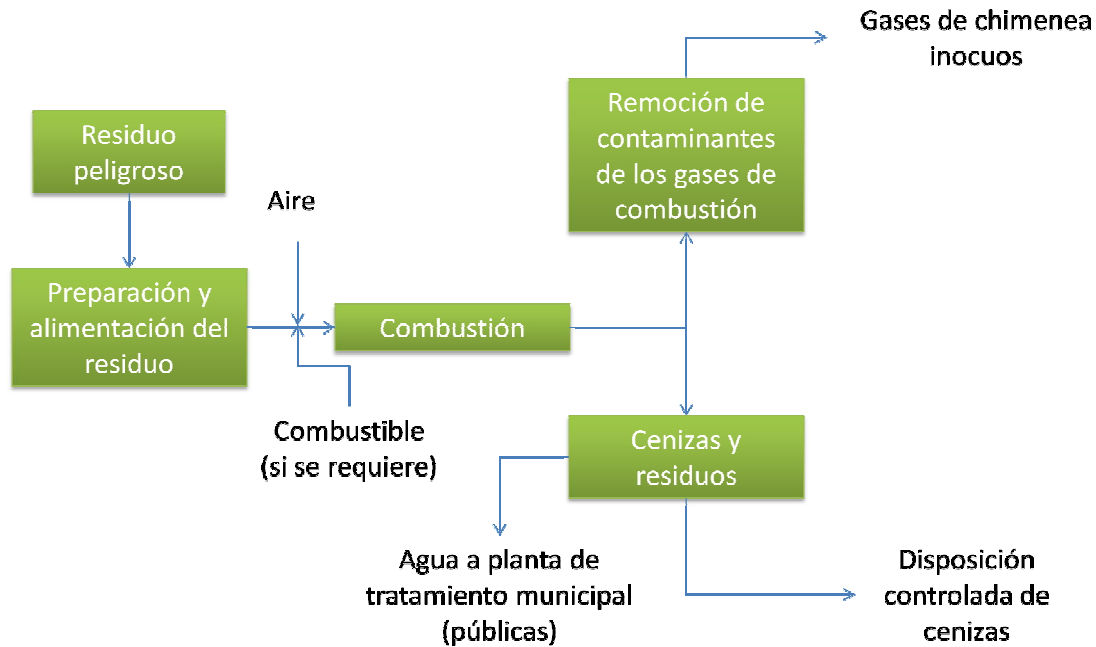


Figura 7.1 Sistema de incineración de residuos peligrosos fuente (Manahan, 2007).

c) *Pirólisis.*

La pirólisis se puede considerar un tratamiento térmico en el cual los residuos se calientan a altas temperaturas con una cantidad de oxígeno limitada. El proceso se lleva a cabo en un contenedor sellado a alta presión. Convertir el material en energía es más eficiente que la incineración directa, se genera energía que puede recuperarse y usarse, mucha más que en la combustión simple.

La pirólisis de los residuos sólidos convierte el material en productos sólidos, líquidos y gaseosos. El aceite líquido y el gas pueden ser quemados para producir energía o refinados en otros productos. El residuo sólido puede ser refinado en otros productos como el carbón activado.

La aplicación de la pirólisis al tratamiento de residuos ha ganado aceptación en la industria junto con otras tecnologías avanzadas de tratamiento de residuos pero no los elimina sino que los transforma en carbón, agua, residuos líquidos, partículas, metales pesados, cenizas o tóxicos en algunos casos, entre otros, vertiendo al aire desde sustancias relativamente inocuas hasta muy tóxicas y reduciendo así su volumen. Esta destilación destructiva obviamente imposibilita el reciclado o la reutilización.

La pirólisis se puede utilizar también como una forma de tratamiento térmico para reducir el volumen de los residuos y producir combustibles como subproductos. También ha sido utilizada para producir un combustible sintético para motores de ciclo diesel a partir de residuos plásticos.

La pirólisis puede ser aplicada a sedimentos contaminados ya que su alto grado de materia orgánica los hace candidatos a este método de disposición final, y es probable que se puedan recuperar algunas sustancias orgánicas ligeras, metales pesados, carbón, y a la vez separar las sustancias tóxicas contenidas en ellos.

d) Confinamiento controlado en estructuras geológicamente estables (Domos salinos).

La NOM-145-SEMARNAT-2003, define como domo salino a una masa salina en forma cómica, de columna o de seta que se eleva en zonas débiles de la corteza terrestre perforando los estratos superiores. Su composición mineralógica es predominantemente de halita (NaCl).

Las estructuras geológicas cómico-diapíricas que se encuentran en el subsuelo del sureste de México se han estudiado de manera particular desde mediados del siglo pasado por Petróleos Mexicanos o por empresas interesadas en explorar y explotar hidrocarburos, sales o azufre; sin embargo, no se cuenta con trabajos de investigación que

traten de manera integral sobre su origen, sus características morfológicas, el impacto ambiental por su explotación y su importancia económica y social.

Son numerosos los domos y diapiros que se encuentran en el subsuelo a diferentes profundidades en el Estado de Tabasco, en la parte sur del Estado de Veracruz y en la Plataforma Continental en el Golfo de México, encontrándose en muchos casos en la parte superior o en los flancos de esas estructuras importantes volúmenes de azufre, petróleo y/o gas natural; también se asocian a los domos importantes acuíferos y numerosas corrientes de agua superficiales.

El uso de los domos salinos corresponde con la elaboración de una caverna artificial en su interior, la que puede ser utilizada para almacenar residuos tóxicos o industriales de gran peligro o para almacenar temporalmente de forma segura volúmenes importantes de hidrocarburos líquidos, como es el caso del domo de Tuzandepetl, donde Petróleos Mexicanos (PEMEX), lo utiliza para almacenar reservas de petróleo crudo que se utilizan cuando por cuestiones climáticas (huracanes) o por accidentes baja la producción de los yacimientos petroleros de la región (Arellano, 2004)

La norma establece que de acuerdo a las propiedades litológicas de los estratos localizados sobre el cuerpo del domo, éstos no deben permitir la migración de fluidos provenientes de la operación del confinamiento, a los acuíferos. Se deben conservar los registros geofísicos que se tomen del pozo, durante la construcción del pozo, su operación y por los 20 años posteriores al cierre del confinamiento, así como su interpretación cualitativa y cuantitativa; éstos deben precisar los espesores de las formaciones y las relaciones de contacto de los estratos.

En esta norma se incluyen también las especificaciones que deben cumplir los residuos para su confinamiento en el domo, esta técnica no ha sido utilizada para el

confinamiento de sedimentos contaminados, pero tampoco se encontró restricción en ella para este tipo de residuos, siempre y cuando se cumpla con la norma de compatibilidad y con las especificaciones antes mencionadas.

e) Sellado en el sitio (método que se utiliza para suelos o sedimentos contaminados).

La técnica del sellado trata al suelo con un agente que lo encapsula y lo aísla. El suelo es excavado, la zona se sella con un impermeabilizante y se re-deposita el suelo. Para desarrollar las barreras de aislamiento se ha utilizado diversas sustancias, como el cemento, cal, plásticos, arcilla, etc. El procedimiento tiene el inconveniente que se pueden producir grietas por las que los contaminantes pueden fugarse.

Sometiendo al suelo a altas temperaturas (1600-2300°C) se consigue su vitrificación con lo que se llegan a fundir los materiales del suelo, produciéndose una masa vítrea similar a la obsidiana. Durante el proceso hay que controlar la volatilización de numerosos compuestos. Esta técnica implica la inutilización del suelo, por lo cual sólo es recomendable en situaciones extremas. Esta técnica puede utilizarse para sedimentos contaminados una vez extraídos de los cuerpos de agua, siempre y cuando las concentraciones de tóxicos justifique su implementación.

El método consiste en recurrir al aislamiento y sellado del sitio contaminado, existen diferentes métodos de confinamiento in situ, como son:

- Sistemas de recubrimiento.
- Capas de protección superficial.
- Capa de drenaje.
- Capa de arcilla compactada y geomembranas.

- Capa drenante de gases.
- Pantallas impermeables o de aislamiento.
- Pantallas impermeables con base en fluido viscoso.
- Pantallas estructurales de hormigón armado.
- Pantallas por inyección de cemento.

En el caso de los sedimentos contaminados en lagos y embalses, es posible su sellado in situ utilizando el método de la capa de arcilla, logrando con esto la inmovilización de las sustancias tóxicas hacia la columna de agua, sin embargo, aplicar esta técnica con efectividad implicaría frenar el aporte de sedimentos contaminados, ya que de seguir entrando en el cuerpo de agua, esta medida sería inútil.

7.2 *Gestión integral para el manejo de sedimentos contaminados en lagos y embalses.*

Con base en los casos de estudio revisados; el análisis de los tratamientos para residuos peligrosos que se pueden aplicar a los sólidos contaminados, y los métodos de disposición final para este tipo de residuos, se estructura el siguiente diagrama, el cual permite seguir la ruta más conveniente para el manejo ambientalmente seguro de este tipo de residuos.

En este estudio, se consideran a los contaminantes como metales pesados, compuestos organoclorados y BPC como el principal problema de contaminación en los sedimentos, sin embargo es importante considerar que de acuerdo con estudios realizados por la SEMARNAT (1998), también es posible encontrar concentraciones importantes de bacterias patógenas en el sedimento por lo cual se hace imperativo incluir al diagrama un análisis bacteriológico que determinará si los sólidos remediados al final

del tren de tratamiento adecuado para cada caso, pueden ser utilizados como mejoradores de suelo.

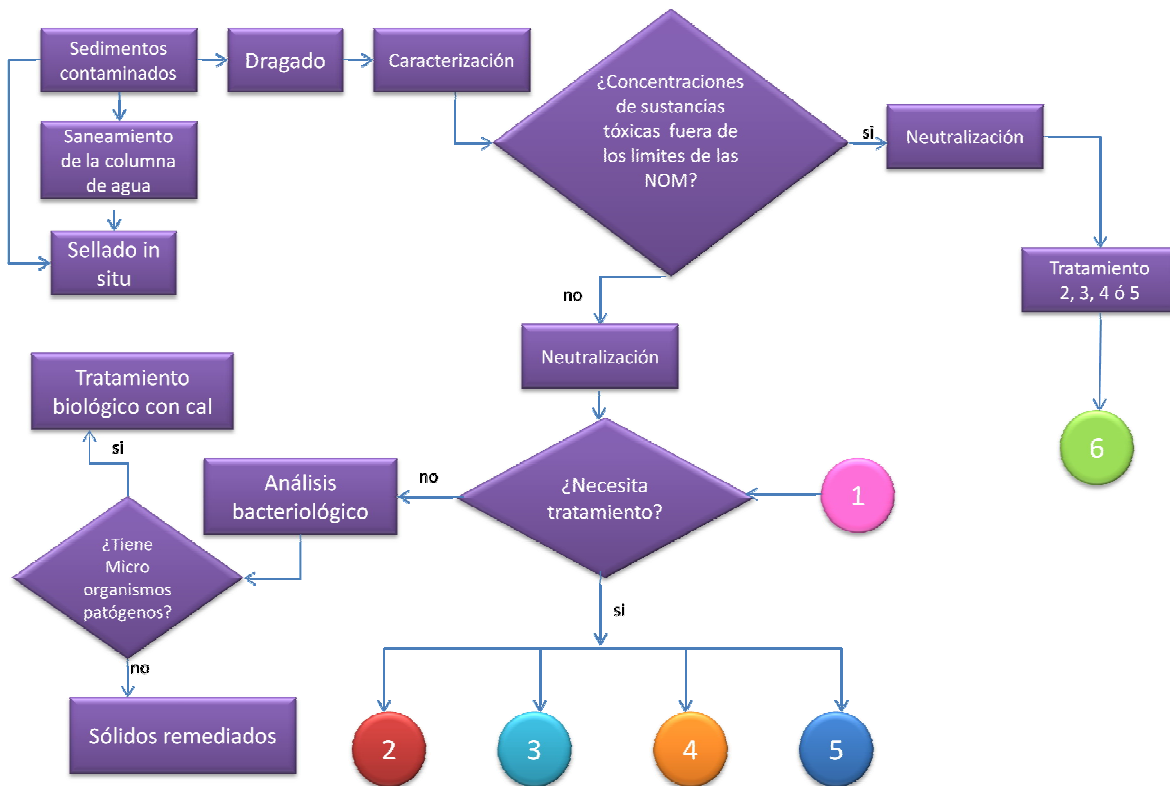


Figura 7.2 Diagrama de flujo para la gestión integral de sólidos extraídos de lagos y embalses.

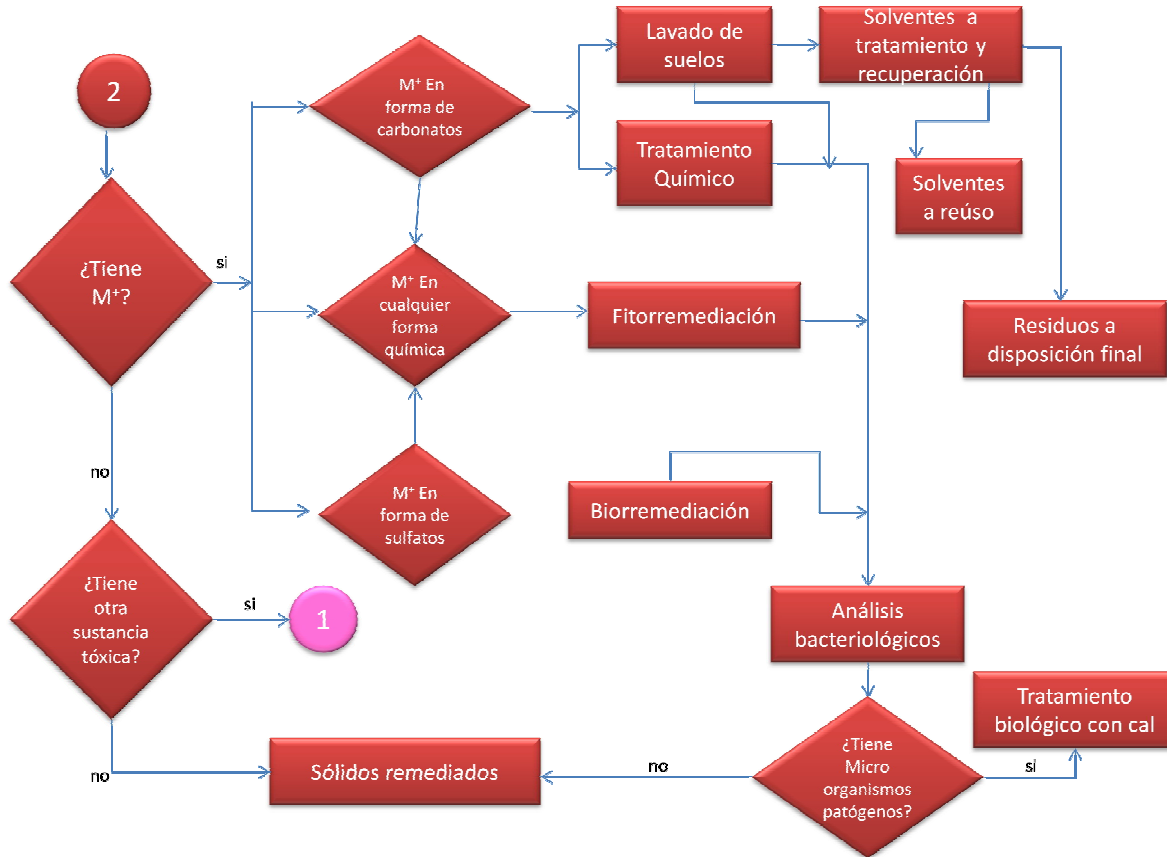
En el diagrama anterior, se muestran las acciones que se pueden seguir para el manejo ambientalmente seguro de los sedimentos contaminados provenientes de lagos y embalses. Cabe mencionar que, aun cuando el objetivo fundamental de este trabajo es el de proponer criterios para el manejo de los sólidos cuando es necesaria su extracción, en la Figura 7.2, se pensó pertinente incluir un procedimiento para mitigar el efecto de los sólidos contaminados sobre la columna de agua de los lagos y embalses cuando no

implique su extracción. El procedimiento a seguir es el sellado in situ y se explica en el apartado 7.1e.

En el caso de que el dragado sea la mejor opción, en este diagrama se explican los pasos a seguir para el manejo de los sólidos una vez extraídos del cuerpo de agua, el método de dragado debe elegirse acorde con la profundidad o tirante del cuerpo de agua (h) y tomando en cuenta que la extracción puede provocar una alteración en los equilibrios químicos predominantes en la interfase entre la columna y el lecho del sedimento; por lo tanto, en situaciones como esta se sugiere realizar el dragado mediante succión, ya que este procedimiento permite atenuar la alteración de dicho equilibrio.

Una vez extraídos, los sedimentos se deben caracterizar, ya que el tratamiento que se debe seguir para su remediación, dependerá de la composición química y la concentración de las sustancias tóxicas presentes en ellos. En México, la NOM-138-SEMARNAT/SA1-2008, fija los límites máximos permisibles de hidrocarburos en suelo; la NOM-133-SEMARNAT-2000, los límites máximos para la concentración de BPC y la NOM-157-SEMARNAT-2009, que establece los elementos y procedimientos para instrumentar planes de manejo de residuos mineros. Con base en estas normas, se deben seguir las rutas de tratamiento y disposición para cada caso.

En la siguiente Figura, se muestra un diagrama de flujo, que describe el procedimiento para el tratamiento de sedimentos contaminados con metales pesados. Para los casos en los que en el sedimento se encuentren altas concentraciones de metales pesados, la elección del mejor tratamiento se hará de acuerdo con su forma química, ya que tales tratamientos dependen del estado de oxidación del metal y de la especie a la cual se encuentre ligado.



M⁺: metales pesados.

Figura 7.3 Diagrama de flujo de tratamiento para sedimentos contaminados con metales pesados.

De manera similar, en la Figura 7.4, se muestra el diagrama de flujo que describe los métodos de tratamiento aplicables a sedimentos contaminados con BPC. Las dos rutas de tratamiento que se sugieren, son igualmente efectivas para la remoción de estas sustancias tóxicas; la elección de alguno de los métodos se debe basar en un análisis de los costos implicados; por ejemplo, se sabe que la oxidación química es un procedimiento caro en relación con el lavado de suelos; sin embargo, en este procedimiento deben considerarse los costos involucrados tanto para el manejo de los residuos que se producen como para la recuperación de los solventes utilizados, mismos que pueden retornarse al proceso de extracción.

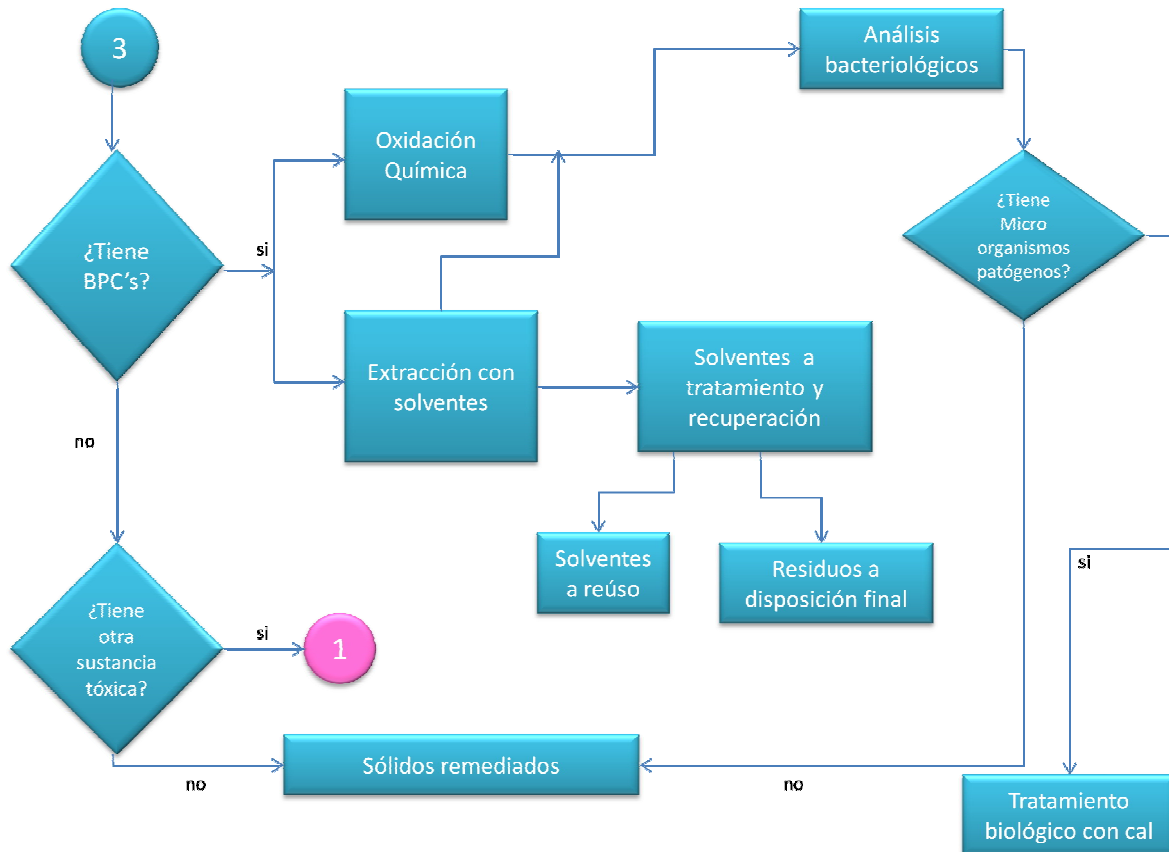
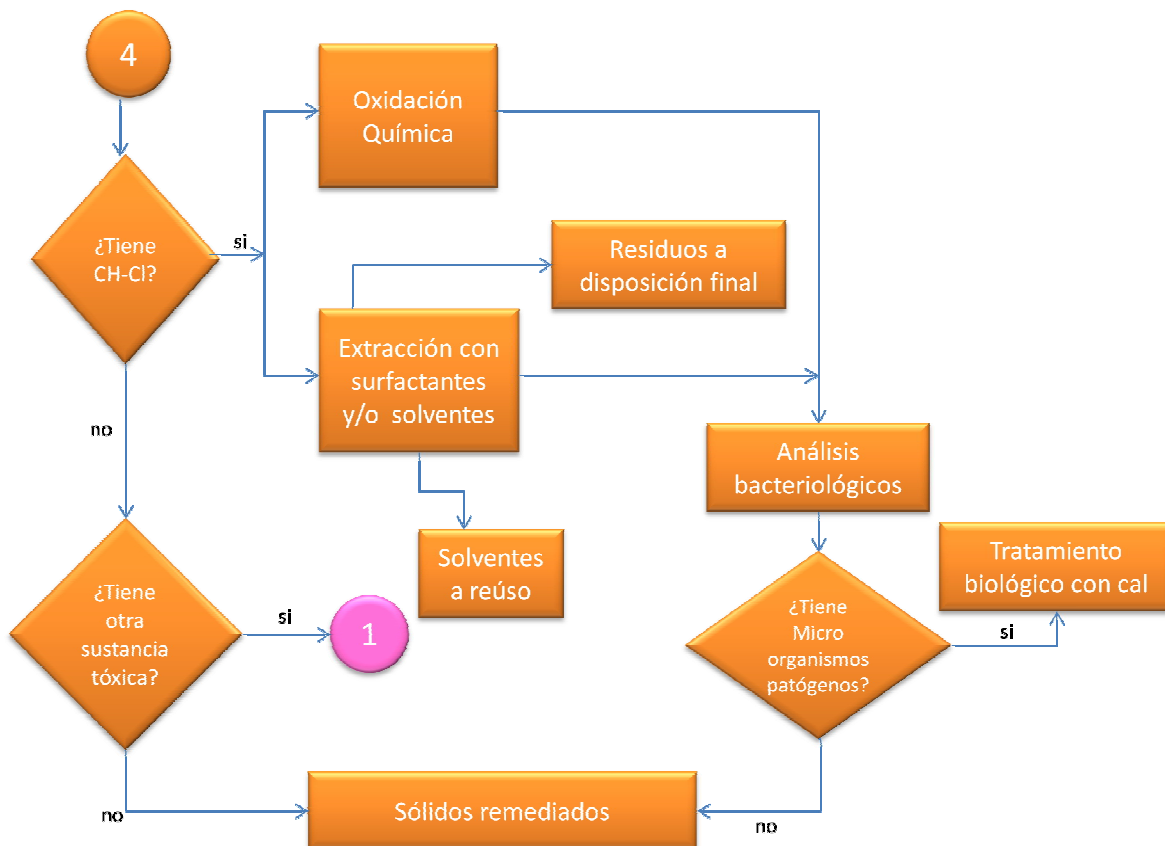


Figura 7.4 Rutas que se pueden seguir para el tratamiento de sedimentos contaminados con BPC.

Prácticamente se puede decir, que aunque los BPC, y los plaguicidas, u otras compuestos organoclorados no tienen los mismos usos ni la misma composición química, son similares entre ellos y por lo tanto, se pueden aplicar para remover sustancias orgánicas persistentes de cualquier naturaleza, por lo que es posible lograr la limpieza del sedimento contaminado.

Con esta base, en la Figura 7.5 se muestra el diagrama de flujo para el tratamiento de sedimentos contaminados con sustancias organocloradas, entre las cuales se pueden encontrar los plaguicidas. Dependiendo de la polaridad del compuesto adherido al

sedimento, se optará por usar un solvente o bien un surfactante en la extracción. Esta dependencia está relacionada con la longitud de las cadenas de carbonos y su grado de cloración.



CH-Cl: compuestos organoclorados.

Figura 7.5 Diagrama de flujo para el tratamiento de sedimentos contaminados con compuestos organoclorados.

En los casos en los que el sedimento tiene una mezcla de varias sustancias tóxicas, dependiendo de la naturaleza de la mezcla, es posible utilizar un solo tratamiento para la remediación de los sólidos contaminados, sin embargo habrá mezclas que harán imposible su limpieza usando solo el lavado de suelos, será necesario aplicar un tren de tratamiento que garantice la remoción de todas las sustancias tóxicas contenidas en el sedimento como se ilustra en la siguiente figura.

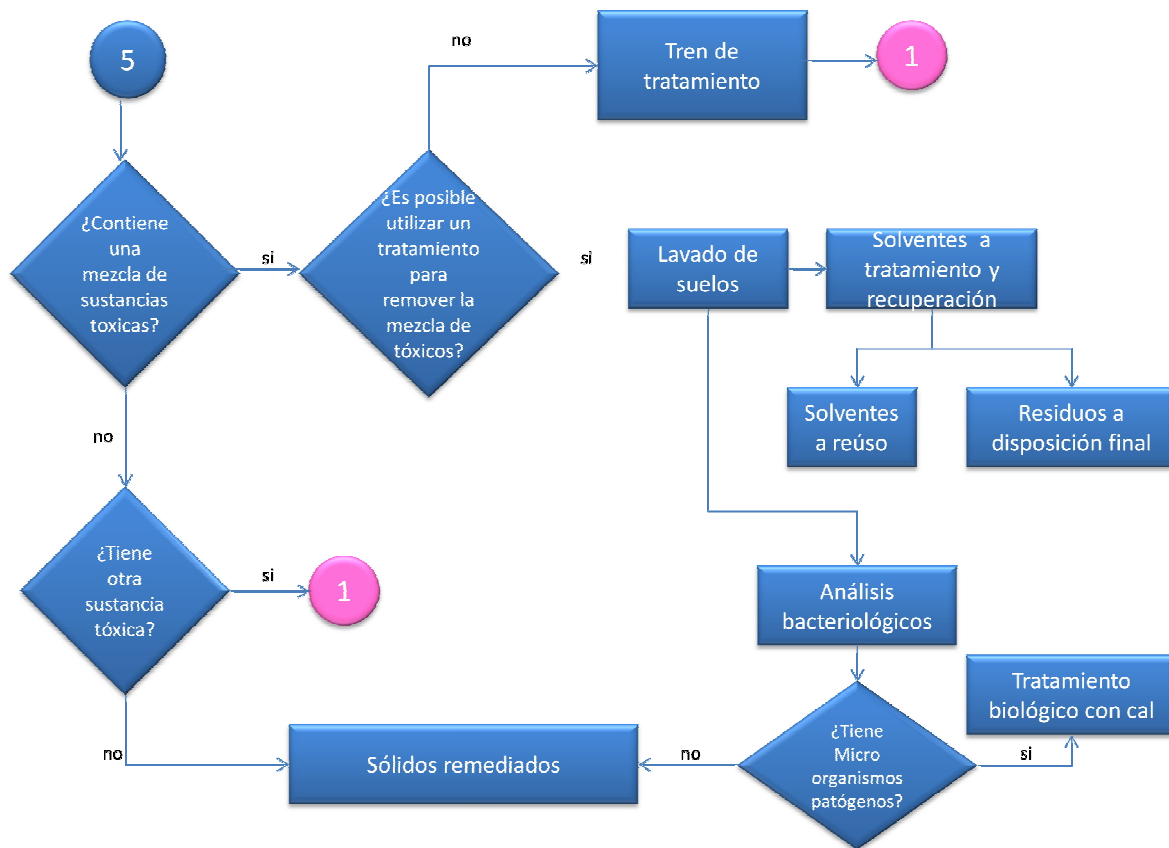


Figura 7.6 Diagrama de flujo para el tratamiento de sedimentos contaminados con una mezcla de sustancias tóxicas.

Como ya se había mencionado, el tratamiento de residuos tiene como finalidad la reducción de volumen, neutralización o disminución de la toxicidad; pero para los casos en los que las concentraciones de tóxicos no se disminuyan dentro de los límites marcados por la normatividad vigente, será necesario aplicar al sedimento alguno de los métodos de disposición final adecuados a este tipo de residuo, dichos métodos se describen en el diagrama 6 del diagrama de flujo para la gestión de sedimentos contaminados en lagos y embalses, la Figura 7.7 muestra dicho diagrama.

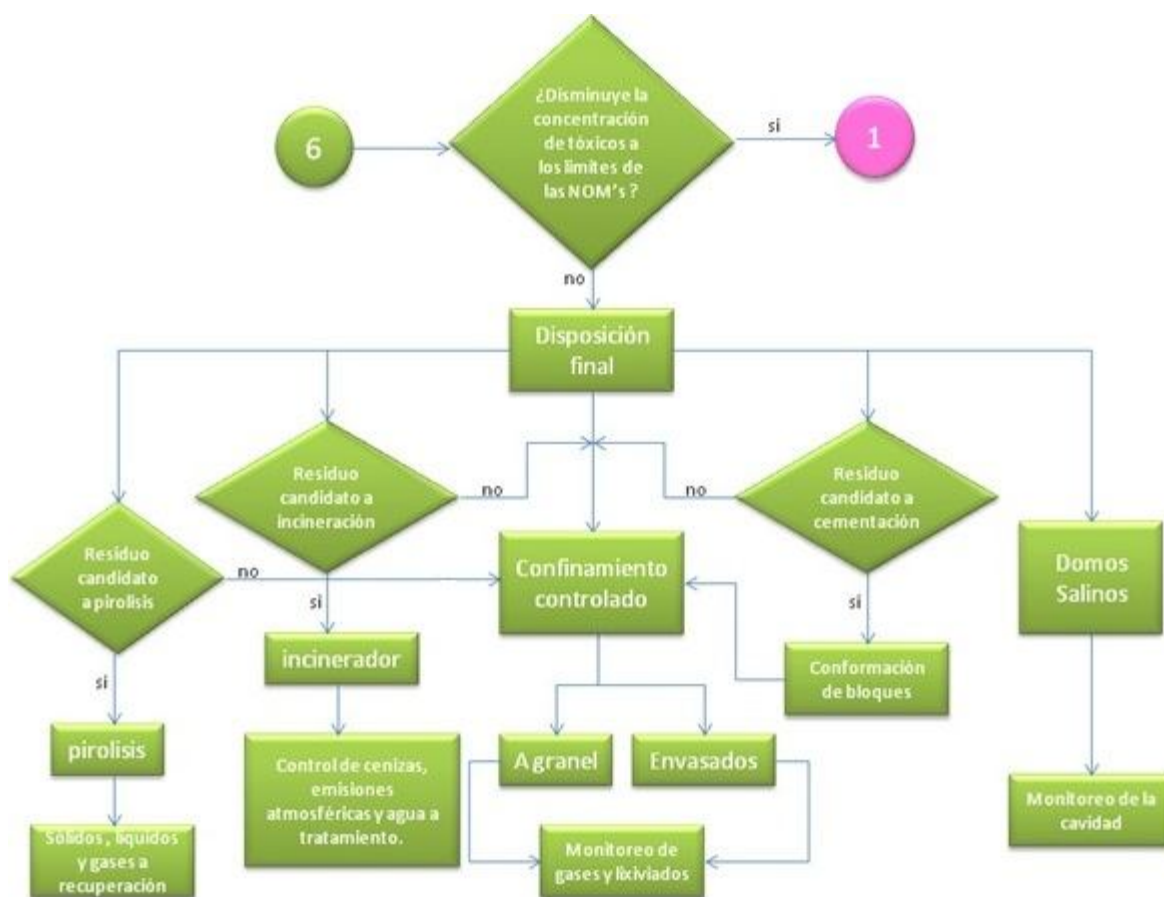


Figura 7.7 Diagrama de flujo de disposición final de sedimentos contaminados.

Con este diagrama de flujo se tiene un plan para el manejo integral de los sólidos extraídos de lagos y embalses que ofrece rutas viables para su gestión ambientalmente segura en base a las experiencias desarrolladas en otros países y la aplicación de tratamientos que aun cuando fueron diseñados para suelo, se ha probado su utilidad para el saneamiento de lodos extraídos de cuerpos de agua.

En el diagrama de gestión para el manejo seguro de sólidos extraídos de lagos y embalses, se muestra un panorama general de los tratamientos y técnicas de disposición final, en los que se consideran los criterios nacionales e internacionales que norman los límites máximos permisibles de contaminantes en sedimentos. Cabe señalar que la

magnitud de dichos límites son muy similares con excepción de la normatividad mexicana en la que los límites son más flexibles.

A manera de ejemplo, se plantea un caso hipotético en el que se hace la suposición de que la extracción de los sedimentos es necesaria, debido a que la concentración de metales pesados es tal, que se hace imposible la restauración del embalse vía el saneamiento de la columna de agua.

Para el ejemplo se considera que se trata de una hidroeléctrica, la cual se encuentra azolvada a un 50% de su capacidad útil, y que los resultados de los estudios de calidad del agua, muestran concentraciones de metales pesados por arriba de los límites propuestos tanto en el Proyecto de Norma PRY-NOM-SSA1-250-2007 y de los que se establecen en la Norma NOM 001 SEMARNAT para descargas a cuerpos receptores. Estas consideraciones indican que es necesaria la caracterización de los sedimentos.

Ahora, se hace la suposición de que la caracterización de los sedimentos presenta concentraciones de metales mayores a las indicadas en los límites máximos permisibles de la Norma Oficial Mexicana NOM-157-SEMARNAT-2009; y de los que se enuncian en los listados de las normas de la US-EPA, de la CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment) y en ECOLOGICAL SCREENING VALUES FOR SURFACE WATER, SEDIMENT, AND SOIL (2005) que se encuentran en la Tabla 5.1 del capítulo 5; por lo tanto según las rutas del diagrama mostrado en la Figura 7.2, se hace necesario el dragado.

De acuerdo con el estudio del transporte de sedimentos en cuerpos de agua, como lagos y embalses, y su interacción con el movimiento de los contaminantes, se podría aplicar un modelo, para determinar los puntos de dragado, como lo presenta Ji (2008) en su libro *Hydrodynamics and Water Quality. Modeling rivers, lakes and estuaries*.

Una vez determinados los puntos de dragado y extraído el material contaminado, se procede a caracterizar los sólidos extraídos para poder elegir la ruta de tratamiento adecuado, y dado que para este ejemplo, se consideró de concentración elevada de

metales pesados, para su manejo deberá seguir la ruta marcada con líneas en color rojo, como se ilustra en la Figura 7.8

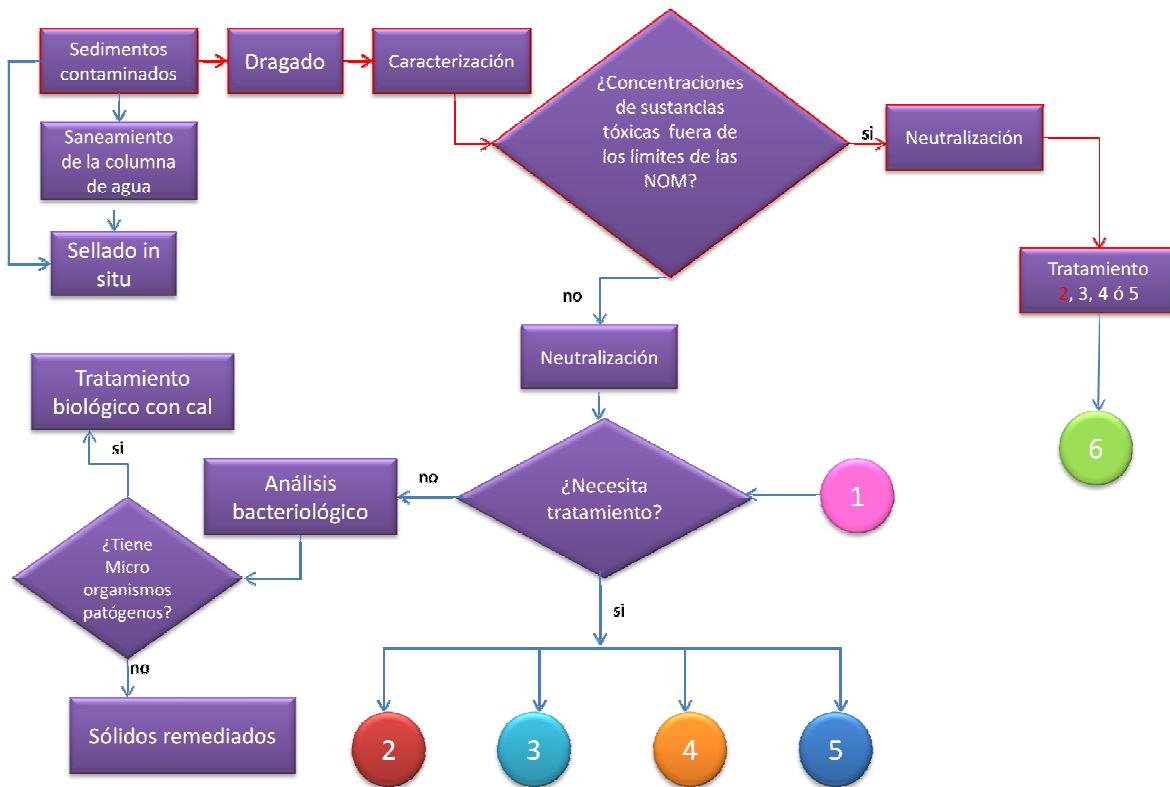


Figura 7.8 Ruta para el saneamiento de sedimentos contaminados

con metales pesados para el ejemplo de aplicación.

Como se puede observar, antes de elegir el tratamiento para metales pesados, es necesaria la neutralización de los sólidos contaminados ya que en las condiciones de pH y potencial de oxi-reducción en las que se encuentran, indican que se trata de compuestos peligrosos.

Una vez neutralizados los sedimentos, se utiliza el diagrama número 2 (Figura 7.3), en el cual se presentan los tratamientos aplicables a sólidos contaminados con metales pesados. Para elegir el tratamiento idóneo para este ejemplo, debe considerarse las

formas químicas que presentan los metales contenidos en el sedimento después de la neutralización, que para el caso que se analiza, pasarán de sulfuros metálicos solubles a los carbonatos insolubles correspondientes.

Cabe mencionar, que posterior al tratamiento para los metales, es necesario realizar un análisis bacteriológico antes de decidir si los sólidos pueden ser utilizados como mejorador de suelos; para este ejemplo, se considera que el resultado fue negativo y los sólidos están en condiciones de disponerse como suelo remediado.

Establecidas las condiciones anteriores, y por tratarse de compuestos insolubles, conviene, como se ilustra en la Figura 7.9 con líneas en color negro, aplicar un lavado de suelos y no un tratamiento químico, ya que este resultaría más costoso.

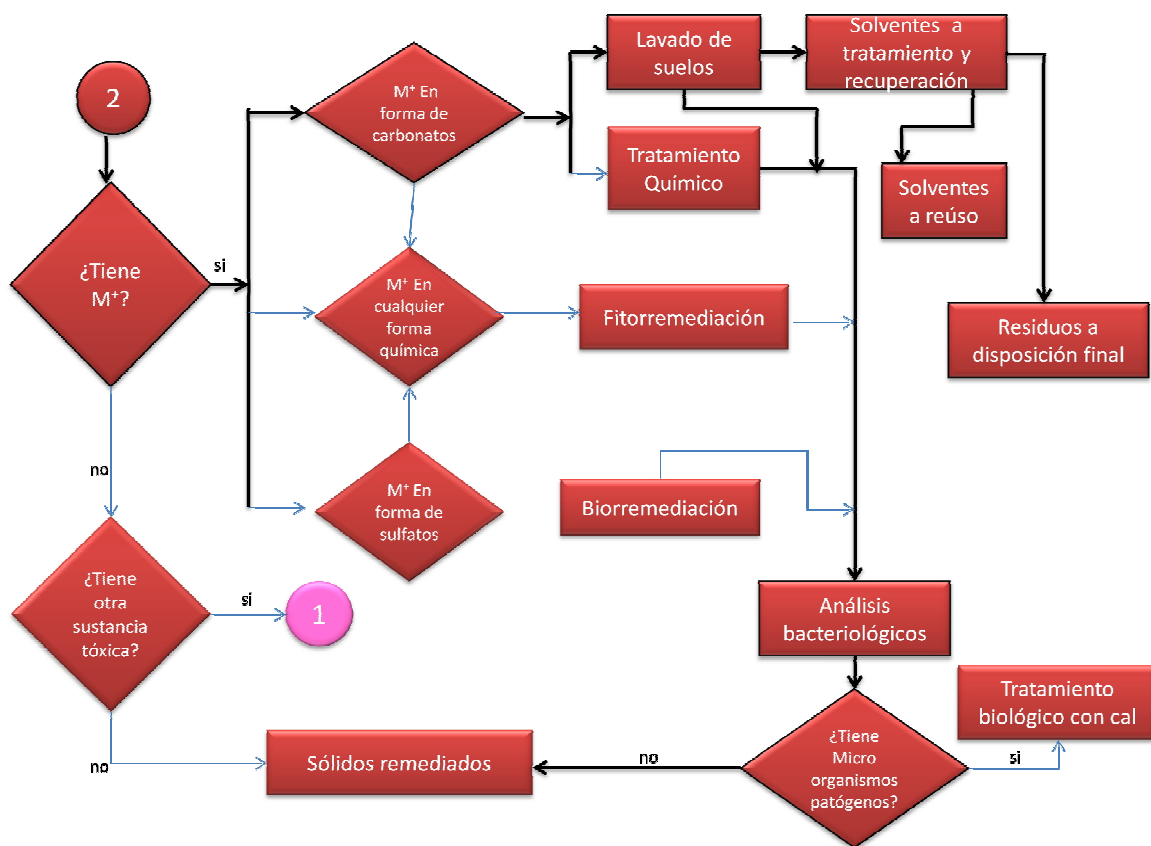


Figura 7.9 Ruta de tratamiento para el lavado de suelos y/o sedimentos contaminados con metales pesados en un ejemplo de caso de aplicación.

Debe considerarse que al aplicar el lavado de suelos, se generan residuos que deben tratarse. En el diagrama anterior, se muestra la ruta a seguir para esto.

Para el caso en el que, después del tratamiento, no se lograra llevar la concentración de metales a lo indicado en la normatividad, y aplicar otro tratamiento fuera poco viable, se optaría por seguir la ruta hacia el diagrama 6 (Figura 7.7), en el cual se encuentran los métodos de disposición final aplicables a sedimentos contaminados.

En el diagrama arriba mencionado, se tienen varias opciones para la disposición final de los residuos tratados; de las cuales, sólo tres se pueden aplicar: La cementación, el confinamiento controlado y los domos salinos, ya que la pirolisis y la incineración no son aplicables a residuos que contengan metales pesados. Por otro lado, si el cuerpo de agua se ubica lejos de un domo salino, esta opción también se descartaría, debido a los costos de transporte involucrados.

La decisión entre el confinamiento controlado y la cementación, normalmente se fundamenta en la cantidad de sólidos por manejar y en la concentración de metales que contienen, y aunque los dos procedimientos dan buenos resultados, para este caso, se opta por el confinamiento controlado (a granel), ya que esto satisface los requerimientos impuestos en las normas, haciendo la consideración de que los sedimentos no contienen una humedad mayor al 30% y que los metales permanecen en su forma insoluble, como se ilustra en la Figura 7.10 siguiendo la ruta marcada en color negro.

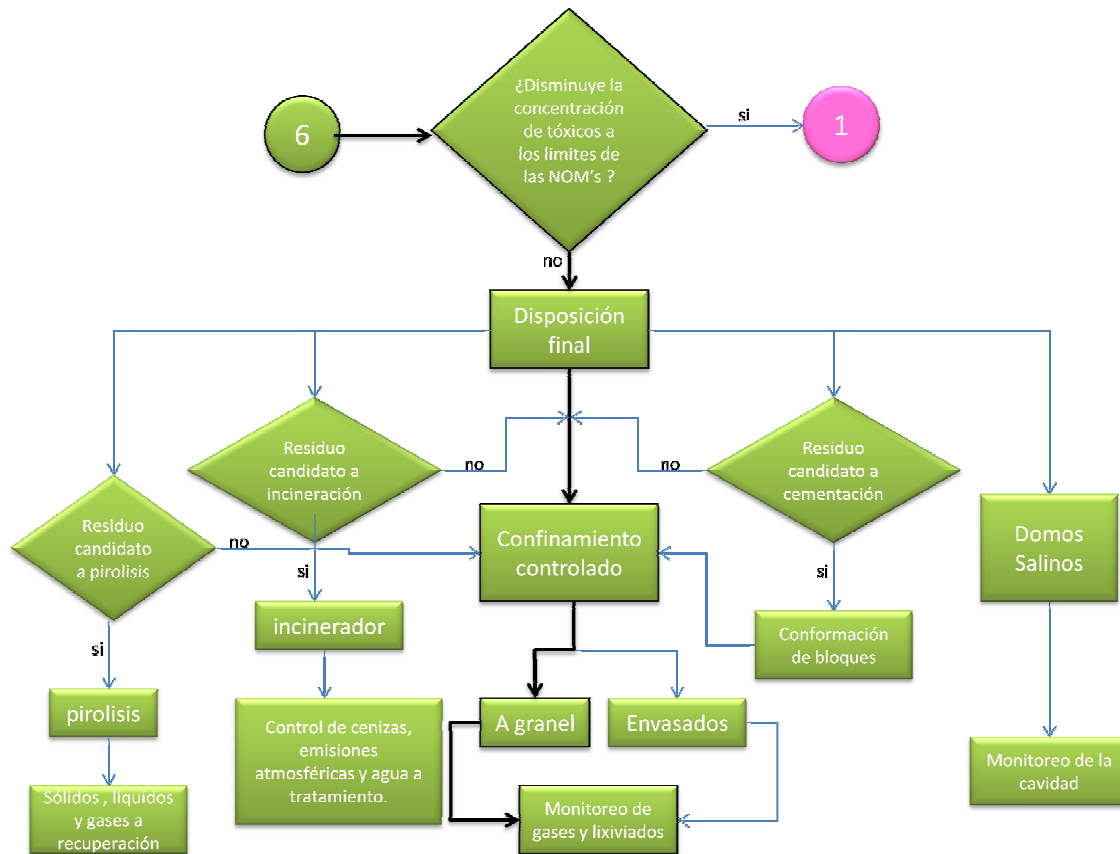


Figura 7.10 Ruta de confinamiento controlado para un ejemplo de caso de estudio.

Con este ejemplo, se ponen de manifiesto las posibles rutas aplicables para el manejo de sedimentos contaminados, y la implicación que se tendría en la toma de decisiones para cada caso en específico; sin embargo, es conveniente aplicar esta metodología a un caso real, y con ello probar su efectividad para el manejo ambientalmente adecuado de sólidos contaminados.

8.0 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

8.1 *Del análisis de los resultados obtenidos en este estudio, se obtienen las siguientes conclusiones:*

- De la descripción del problema del azolvamiento de los embalses, se concluye que éste es de carácter internacional y que sólo algunos países han intentado abordar el problema de manera integral.
- Se tiene evidencia de que el problema del azolvamiento de los lagos y embalses de México no es reciente; sin embargo, hasta la fecha, las acciones realizadas para contener este fenómeno han sido poco eficientes, por lo que el proceso de azolvamiento de estos cuerpos de agua aún continúa.
- Aunque se cuenta con herramientas para conocer la dinámica del transporte de los sólidos tanto en las corrientes como dentro de los embalses, tales herramientas no permiten conocer sus cambios en el espacio y tiempo, ya que éstos son considerados como conservativos.
- Del análisis de la normatividad mexicana, se concluye que no obstante la carencia de normas o criterios específicos para el manejo de los sedimentos extraídos de lagos y embalses, éstos pueden manejarse de manera ambientalmente segura con base en el diseño de las rutas viables presentadas en este trabajo, para la gestión integral de los sólidos extraídos de los lagos y embalses.
- Se ha comprobado que, las técnicas de tratamiento y disposición aplicables a suelo, pueden ser utilizados para el saneamiento de sedimentos contaminados extraídos de lagos y embalses, por sus características similares.
- Del análisis de los criterios internacionales que norman la calidad de los sedimentos se puede concluir que los límites máximos permisibles de contaminantes en ellos tienen un rango similar en magnitud de valores, sin embargo los revisados en la normatividad mexicana que se sugiere pueden ser aplicados por estar diseñados para suelo o sólidos de características similares a los

sedimentos son más flexibles y no consideran muchos de los contaminantes que podrían ser vertidos a cuerpos de agua.

- El diagrama de gestión ambiental para sólidos extraídos de lagos y embalses es una metodología que se puede aplicar a todo tipo de lagos y embalses, de igual forma es aplicable a cualquier tipo de contaminante si se toman las consideraciones para elegir el tratamiento más adecuado para cada caso específico.

8.2 Recomendaciones:

- Debido a que en México la medición del transporte de los sólidos sólo se realiza para casos específicos y no de manera continua, se recomienda establecer programas para su medición continua en las que se incluya, además de la caracterización física de los sólidos, su composición química.
- Dado que los sólidos que ingresan a los lagos y embalses, son partículas de diferentes tamaños que pueden permanecer suspendidos en la columna de agua y/o depositados en el fondo de estos sistemas, para su estudio se recomienda entender los procesos hidrodinámicos que determinan su distribución.
- El problema de azolve en cuerpos de agua se debe abordar de manera integral, por lo que es necesario un plan en el que se incluya la reforestación como una medida de prevención para detener el aporte de sólidos; reforzar y hacer cumplir la ley en materia de descargas de sustancias tóxicas a cuerpos receptores, y evaluar el impacto que generará el dragado en el ecosistema.
- Se recomienda hacer una caracterización del sitio contaminado antes de tomar la decisión de dragar, sin embargo, de encontrarse concentraciones mayores de las establecidas en la normatividad vigente de residuos peligrosos, el dragado es la opción más recomendable para el saneamiento de lagos y embalses.
- El diagrama de gestión para el manejo integral de sólidos describe las rutas para el tratamiento de los sedimentos extraídos dependiendo de su composición, en base

a la bibliografía consultada es viable, pero se sugiere hacer la comprobación en un caso de estudio específico.

- Es necesaria la modificación de las normas mexicanas con la finalidad de considerar este tipo de residuos con todas las particularidades que les competen para hacer un plan de manejo adecuado.

9.0 REFERENCIAS

- Arellano JG y Yussim GS. (2004). Estado de la investigación de los domos y diapiros de sal de la cuenca salina del istmo. División de Ingeniería en Ciencias de la Tierra, Departamento de Geología, Facultad de Ingeniería, UNAM.
- Avarette DE., Perry BD. y Torrey EJ. (1989). Review of removal, containment and treatment technologies for remediation of contaminated sediments in the Great Lakes. Prepared for EPA by USACE-WES, Vicksburg, MS.
- Ávila P. (1995). Evaluación de los metales pesados Cr, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb y Hg en agua, sedimento y lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) de la presa José Antonio Alzate, Estado de México. Tesis de Maestría. Facultad de Química, Universidad Autónoma del Estado de México. 1995.
- Ávila-Pérez P., Balcázar M., Zarazúa-Ortega G., Barceló-Quintal I., Díaz-Delgado C. (1999). Heavy metal concentrations in water and bottom sediments of a Mexican reservoir. *The Science of the Total Environment*, Vol. 234/1-3: 185-196. 1999.
- Bandemehr, A. and Hoff, R. (1998). Monitoring Air Toxics: The Integrated Atmospheric Deposition Network of the Great Lakes (unpublished report to the CEC Secretariat). Montreal, Commission for Environmental Cooperation
- Barkay T. y Schaefer J. (2001). Metal and radionuclide bioremediation: issues, considerations and potentials. *Current opinion in Microbiology* 4: 318-323.
- Barkley N. P. (1991). Debris washing system removes PCBs, herbicides. *Tech Trends*, EPA 540/M-91/002, No. 5.
- Baudette LA., Cassidy MB., England L., Kirk JL., Habash M., Lee H. y Trevors JT. (2002). Bioremediation in Soils. *Encyclopedia of Environmental Microbiology*. John Wiley & Sons Inc.

- Bavière, M. (1993). Remediation of soils contaminated by petroleum products with surfactants. p282. First World Congress on Emulsion. EDS, Paris, 1993.
- BNS (Bionatinal toxics strategy,1999). The Great Lakes Binational Toxics Strategy. Binational Toxics Strategy <http://www.epa.gov/glnpo/p2/bns.html>
- Bosecker K. (2001) Microbial Leaching in the clean-up programs. Hydrometallurgy. pp.245-248.
- Brombacher C., Bachofen R. y Brandl H. (1997). Biohydrometallurgical processing in solids: a patent review. Applied Microbiology and Biotechnology.
- Broks RR., Chambers MF. y Nicks LJ. (1998) Phytomining Perspectives. pp. 359-352.
- Chaney RL., Malik M., Li YM., Brown SL., Brewer EP., Scott J. y Baker AJM. (1997). Phytoremediation of soil metals. Current opinion in Biotechnology.
- Chapra, Steven C. (1997). Surface Water-Quality Modeling. Ed. Waveland Press Inc.
- CMA (Consejería de Medio Ambiente, 2002) Capacidad de uso y erosión de los suelos en el Valle Central del Guadalquivir. Informes técnicos de la Consejería del Medio Ambiente. España 2002.
- Comisión Nacional del Agua (2000), Libro del Agua Región XI, Frontera Sur, Gerencia Regional Frontera Sur, Subgerencia Regional de Programación, México, 2000.
- Connell, D.W., G.J. Miller. (1984). Chemistry and Ecotoxicology of Pollution. John Wiley & Sons, NY.
- Cunningham S.D, D.W. Ow. (1996). Promises and prospects of phytoremediation. pp. 715-719.

- Diels L., Van der leile N. y Bastiaens L. (2002). New Developments in treatment of heavy metal contaminated soils. Review in Environmental Science and Biotechnology. 1: 75-82.
- EC (Environment Canada, 1998). Toxic Contaminants in the Environment: Persistent Organochlorines. Environment Canada National Environmental Indicator Series, State of the Environment Reporting Program. 98-1
- EC (Environment Canada, 1999b). Rising to the Challenge: Celebrating the 25th Anniversary of the Great Lakes Water Quality Agreement. Ottawa, Environment Canada
- EC (Environment Canada, 2000a). *Binational Remedial Action Plans (RAPs)*. Environment Canada <http://www.on.ec.gc.ca/glimr/raps/intro.html>
- EC (Environment Canada, 2001c). Great Lakes Water Quality Agreement. Environment Canada <http://www.ijc.org/agree/quality.html>
- Ecological Screening Values for Surface Water, Sediment, and Soil (2005) <http://sti.srs.gov/fulltext/2004/tr2004227.pdf>
- Ehrlich HL., (1997). Microbes and Metals. Mini-review. Applied and Environmental Biotechnology. 48: 687-692.
- FAO/UNESCO (Food and Agriculture Organization/ United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, 1968). Soil Classification System. FAO. Roma Italia 1968.
- FAO (Food and Agriculture Organization, 1980) Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos. UNESCO-PNUMA. Roma Italia 1980.
- Figueroa S., Amante A., Cortez T. (1991). Manual de predicción de pérdidas de suelo por erosión. Colegio de Posgraduados, SARH y Secretaria de Agricultura. México 1991.

- Förstner U., Wittmann G. (1979). Metal pollution in the aquatic environment. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Printed in Germany. 201p.
- Freeman H.M. (1998). Standard handbook of hazardous waste treatment and disposal. Mc Graw Hill. NY.
- Gadd G.M (2000). Bioremedial potential of microbial mechanism of metal mobilization and immobilization. Current opinion in Biotechnology 11: 271-279.
- García A., Salgado S., Morales R., Diaz D. (2000). Determinación de perfiles de concentración de sedimentos en suspensión para granulometría extendida en situaciones de no equilibrio. Ingeniería Hidráulica en México. Mayo-Agosto 2000, vol. XV, núm. 2 pp. 29-35.
- García, M. y Parker, G. (1991). Entrainment of bed sediment into suspension. J. Hydraul. Engrg., ASCE, 117(4), 414-435.
- Gatchett A. (1993). Soil washing technology removes organics from fine and coarse grained soil. Tech Trends, EPA 542-N-93-010.
- Gatchett A. (1994). Fluid Extraction – biological degradation of organics. Tech Trends, EPA 542-N-94-004.
- Hansen A., León Z. (1995). Fuentes de contaminación y enriquecimiento de metales en la cuenca Lerma – Chapala. Ingeniería Hidráulica en México. Setiembre-Diciembre 1995, vol. X, núm. 3 pp. 55-69.
- Harada, M. (1985) Minamata Byo Manabu Tabi. nihon Hyouronsya.
- Health Canada (1997). State of Knowledge Report on Environmental Contaminants and Human Health in the Great Lakes Basin. Ottawa, Minister of Public Works and Government Services

- Ibarraran D.C., Arcos S.M., Fernández V.G., Izcapa T.C. (1996). Tecnologías de tratamiento para la descontaminación de suelos. Cuadernos de investigación núm. 29. CENAPRED. México.
- IJC (International Joint Commission, 1989). Great Lakes Water Quality Agreement of 1978. International Joint Commission <http://www.ijc.org/agree/quality.html>
- IJC (International Joint Commission, 2000b). Open Letter to Great Lakes Leaders and the Great Lakes Community. Washington DC and Ottawa, International Joint Commission
- Interstate Technology and Regulatory Cooperation (ITRC) (1998), Work group: Phytoremediation. Work team 1998.
- Ji, Zhen Gang (2008). Hydrodynamics and Water Quality. Modeling rivers, lakes and estuaries. Ed. Wiley & Sons Inc.
- J. J. Peters (1998). Diseño de sistemas (métodos y procedimientos) aplicables en México para la medición de sedimentos en suspensión y arrastre de fondo. Programa de Modernización del manejo del agua en México. (PROMMA). Informe Final. No. 12. Ginebra, 1998.
- J.M. Lynch and N.J. Poole (1979). Microbial Ecology, Blackwell, London (1979).
- Kennish, M.J., (1992). Ecology of Estuaries: Anthropogenic Effects. CRC Press, Inc., Boca Ratón, FL.
- Lovley D.R y J.D Coates (1997). Bioremediation of metal contamination. Current opinion in Biotechnology 8: 285-289.
- Manahan, S.E.(2007). Introducción a la química ambiental. Ed. Reverte
- Maza Álvarez José A., Val Segura Rafael, Rivera Fabián y Soto Gabriel (2004). Capítulo 6. "Distribución exponencial de velocidades en flujo turbulento con pared hidráulicamente rugosa". En: La medición de sedimentos en México. Editores: Fabián Rivera Trejo, Alfonso Gutiérrez López, Rafael Val Segura, Roberto García

Zermeño, Pedro Antonio Sánchez Ruiz, Fco. Javier Aparicio Mijares, Laura Lorena Díaz Flores. IMTA.

- Maza Álvarez José A., Val Segura Rafael, Rivera Fabián y Soto Gabriel (2004). Capítulo 7. "Distribución exponencial de concentración de sedimentos en flujo turbulento con pared hidráulicamente rugosa". En: La medición de sedimentos en México. Editores: Fabián Rivera Trejo, Alfonso Gutiérrez López, Rafael Val Segura, Roberto García Zermeño, Pedro Antonio Sánchez Ruiz, Fco. Javier Aparicio Mijares, Laura Lorena Díaz Flores. IMTA.
- Meckes, M. (1992). SITE Demo Program Technologies in ATTIC. Tech Trends, EPA 542/N-92/003, No. 9.
- Norma Oficial Mexicana NOM 004 SEMARNAT 2002 Protección ambiental.- Lodos y biosólidos.- Especificaciones y límites máximos permisibles para su aprovechamiento y disposición final.
- Norma Oficial Mexicana NOM 052 SEMARNAT 2005 Que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos.
- Norma Oficial Mexicana NOM 053 SEMARNAT 1993 Que establece el procedimiento para llevar a cabo la prueba de extracción para determinar los constituyentes que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente.
- Norma Oficial Mexicana NOM 054 SEMARNAT 1993 Que establece el procedimiento para determinar la incompatibilidad entre dos o más residuos considerados como peligrosos por la norma oficial mexicana NOM-052-SEMARNAT-1993.
- Norma Oficial Mexicana NOM 055 SEMARNAT 1993 Que establece los requisitos que deben reunir los sitios que se destinarán para un confinamiento controlado de residuos peligrosos previamente estabilizados.
- Norma Oficial Mexicana NOM 056 SEMARNAT 1993 Que establece los requisitos para el diseño y construcción de las obras complementarias de un confinamiento controlado de residuos peligrosos.
- Norma Oficial Mexicana NOM 057 SEMARNAT 1993 Que establece los requisitos que deben observarse en el diseño, construcción y operación de celdas de un confinamiento controlado para residuos peligrosos.

- Norma Oficial Mexicana NOM 058 SEMARNAT 1993 Que establece los requisitos para la operación de un confinamiento controlado de residuos peligrosos.
- Norma Oficial Mexicana NOM 133 SEMARNAT 2000 Protección ambiental.- Bifenilos Policlorados (BPC).- Especificaciones de Manejo.
- NOM 138 SEMARNAT/SA-1 2008 Límites máximos permisibles de hidrocarburos en suelos y las especificaciones para su caracterización y remediación.
- Norma Oficial Mexicana NOM 145 SEMARNAT 2003 Confinamiento de residuos en cavidades construidas por disolución en domos salinos geológicamente estables.
- Norma Oficial Mexicana NOM-157-SEMARNAT-2009, Que establece los elementos y procedimientos para instrumentar planes de manejo de residuos mineros.
- Parent G, Trencia J y Romero S (1997). Procesos y consecuencias de la erosión hídrica de los suelos. Conferencia Magistral, II Foro internacional Los Aprovechamientos Forestales en Selvas y su relación con el ambiente. Veracruz México 2 de diciembre de 1997.
- Peters R.W (1999). Chelant extraction of heavy metals from contaminated soils. Journal Hazardous Material 66 (I): 151-210.
- Ponce V. M (1989). Engineering Hydrology, principles and practice. Prentice- Hall. Primera Edición. New Jersey USA 1989.
- Prasad MNV., y Freitas HM. (2003). Metal hyperaccumulation in plants biodiversity prospecting for phytoremediation technology. Electronic journal of Biotechnology. 6(3): 285-321.
- Proyecto de Norma Mexicana Proy-NMX-AA-132-SCFi-2006 Muestreo de suelos para la identificación y cuantificación de metales y metaloides, y manejo de la muestra.
- Proyecto de Norma Oficial Mexicana PRY-NOM-SSA1-250-2007 Para uso y consumo humano establece límites máximos permisibles de la calidad del agua
- Ortiz C. (1984) Elementos de Agrometeorología Cuantitativa con aplicaciones en la República Mexicana. Universidad Autónoma de Chapingo. Segunda edición. México 1984.

- Raskin I., Smith DS. y Salt DE. (1997). Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. *Current opinion in biotechnology*. 8: 221-226.
- Riley, P. (2001). Methods for extinguishing petroleum - based fires, suppressing petroleum released vapors and cleaning petroleum contaminated surfaces. (WO 01/47817). C02F.
- Rich, G (1987) Choosing the way to dispose of hazardous wastes. *Pollution engineering*; 18(3):40, 42.
- Ronald M. y Richard B. (1998) *Ecología microbiana y microbiología ambiental*. Ed. Pearson Addison Wesley. Madrid España 1998.
- Sabatini D.A. y Austin T.A.. (1990) "Adsorption, Desorption and Transport of Pesticides in Groundwater : A Critical Review". *Journal of Irrigation and Drainage Division*. ASCE. Vol. 116 (1): 3- 15.
- Salomons, W., Ulrich. F.(1984). *Metals in the Hydrocycle*. Ed. Springer-Verlag Berlín Heidelberg 1984, pp. 64-97.
- Salt DE., Smith RD., Raskin I. (1998). Annual review of plant physiology and plant molecular biology. 49: 643-648.
- Schnoor JL. (1997). *Phytoremediation Ground Water Remediation Technologies Analysis Center (GWRTAC)*. "E" Series report 37pp.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 1998). *Problemática en el lago de Chapala*. 1998. Fecha de consulta Sep. 2010. www.semarnat.gob.mx/regiones/chapala/problematika.shtml
- Semer R., Reddy KR. (1996). Evaluation of soil washing process to remove mixed contaminants from a sandy loam. *Journal of Hazardous material*. 45(1): 45-57.

- Sharma, y Reddy (2004). Geoenvironmental Engineering. John Wiley & Sons. Inc.
- Singh VS., Labana S., Pandey G., Budhiraja R. y Jain RK. (2003). Phytoremediation: An overview of metallic ion decontamination from soil. Applied Microbiology and Biotechnology. 61: 405-412.
- Stephen JR. y Macnaughton SJ. (1999). Development terrestrial remediation of metals. Current opinion in biotechnology. 230-233.
- Ten Raa M.(1983). Estudio de la erosión en la cuenca alta del río la Antigua, Veracruz México. Biótica, Vol. 8, Núm. 4, México 1983.
- Tejeda S., Zarazúa-Ortega G., Avila-Pérez P., García- Mejía A., Carapia-Morales L., C. Diaz-Delgado. (2005). Heavy metal in sediments of the upper course of Lerma River 8th International Conference on Nuclear Analytical Methods in the Life Sciences, NAMLS8. Río de Janeiro, Brazil. 283p. 2005.
- Tokunaga S. y Jakuta T. (2002). Acid washing and stabilization of an artificial arsenic-contaminated soil. Chemosphere 46(1): 31-38.
- USDA-NRCS (United States Department of agriculture – National Resources Conservation Service, 1983). Guía para la evaluación de la calidad y la salud del suelo. Recurso disponible en: soils.usda.gov/sqi/assessment/files/KitSpanish.pdf
- US EPA (Environmental Protection Agency, 1996). Recent development for in situ treatment of metal contaminated soil. Offices of soil waste emergency response. Technology innovative office. Washington DC.
- US EPA (Environmental Protection Agency, 1998). EPA's Contaminated Sediment Management Strategy. EPA-823-R-98-001 April 1998. Fecha de consulta Sep. 2010. www.epa.gov
- US EPA (Environmental Protection Agency, 2000). Insitu chemical oxidation of remediation of contaminated soil and ground water Ground water currents. Issue 37.

- US EPA (Environmental Protection Agency, 2001). Treatment technology for siteclean-up annual status report. 10th. Offices of Soil Waste and Emergency Response / Technology innovation office. EPA-542-R-01-004.38pp.
- Van Deuren J., Wang Z. y Ledbetter J. (1997). Remediation technologies screening matrix and reference guide. Technology Innovation Office, EPA Platinum international Inc. www.frtr.gov/matrix2/top_page.html. Fecha de consulta Marzo 2011.
- Veiga, M. y Meech, J. (1992) Expert system for risk assesment of mercury discharge from gold mining operations. Proceedings of the International symposium on Artificial intelligence in Material Processing, pp. 107-118 Edmonton.
- Volke T.L y J.A Velasco (2002). Tecnologías de remediación para suelos contaminados. INE-SEMARNAT. México.
- Webb JS., McGuiness S. y Lapin-Scott HM. (1998). Metal removal by sulphate reducing bacteria for natural and constructed wetlands. Journal of applied microbiology 84: 240-248.
- Weber W.J., Mc Ginley, P.M., Katz, L.E.Jr. (1991). Sorption phenomena in subsurface system: concepts, models and effects on contaminant fate transport. Water Resources Research. Vol. 25, pp 449-528.
- White C., Sharman AK. y Gadd JM. (1998). An integrated microbial process for the remediation of soil contaminated with toxic metals. Nature Biotechnology 16: 572-575.
- Wischmeier W. and Smith D. (1978). Predicting Rainfall erosion losses a guide for conservation planning. Agricultural Hand Book US. Department of Agriculture Washington DC. USA. 1978.
- Zarazúa-Ortega G (2000). Bioacumulación y toxicidad de los metales pesados Cr, Cu, Zn Cd y Hg en *Daphnia pulex* de la Presa José Antonio Alzate, Estado de México. Tesis de Maestría. Centro Interamericano de Recursos de Agua. Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma del Estado de México (2000).