



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE
MÉXICO**

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
CUAUTITLAN**

**LA BIOREMEDIACIÓN COMO UNA ALTERNATIVA
PARA RECUPERAR SUELOS AGRÍCOLAS
CONTAMINADOS POR AGROQUÍMICOS:
ANÁLISIS COMPARATIVO**

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
INGENIERO AGRÍCOLA
P R E S E N T A:
MARCO ANTONIO HERNÁNDEZ MEJÍA

**ASESOR:
BIOL. MARCOS ESPADAS RESENDIZ**



CUAUTITLAN IZCALLI, EDO. DE MEX.

2001



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES CUAUTITLAN
UNIDAD DE LA ADMINISTRACION ESCOLAR
DEPARTAMENTO DE EXAMENES PROFESIONALES**

UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

ASUNTO: VOTOS APROBATORIOS

FACULTAD DE ESTUDIOS
SUPERIORES CUAUTITLAN



DEPARTAMENTO DE
EXAMENES PROFESIONALES

DR. JUAN ANTONIO MONTARAZ CRESPO
DIRECTOR DE LA FES CUAUTITLAN
P R E S E N T E

ATN: Q. Ma. del Carmen García Mijares
Jefe del Departamento de Exámenes
Profesionales de la FES Cuautitlán

Con base en el art. 28 del Reglamento General de Exámenes, nos permitimos comunicar a usted que revisamos la TESIS:

"La bioremediación como una alternativa para recuperar suelos agrícolas contaminados por agroquímicos: Análisis comparativo".

que presenta el pasante: Marco Antonio Hernández Mejía
con número de cuenta: 9657163-3 para obtener el título de:
Ingeniero Agrícola.

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

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"

Cuautitlán Izcalli, Méx. a 12 de julio de 2001

PRESIDENTE	<u>M.C. Edvino Josafat Vega Rojas</u>	
VOCAL	<u>I.A. Benjamín Frontana de la Cruz</u>	
SECRETARIO	<u>Biol. Marcos Espadas Reséndiz</u>	
PRIMER SUPLENTE	<u>Q. Celia Elena Valencia Islas</u>	
SEGUNDO SUPLENTE	<u>I.A. José Leonides Sánchez González</u>	

Agradecimientos

A dios :

Gracias por darme la vida y permitir la realización de este proyecto.

A mis padres:

Gracias por darme su apoyo incondicional durante el transcurso de mi formación académica y estar conmigo en las buenas y en las malas.

A mi hermano (Sergio):

Gracias por todos aquellos buenos consejos.

A mi novia (Erika):

Gracias por darme tu apoyo incondicional y estar conmigo siempre.

A mis amigos (Juan, Julio, Rafael, Rogelio y Sandra):

Gracias por todos aquellos buenos momentos que pasamos durante mi estancia en la facultad.

Indice

Introducción	1
Objetivos	4
Materiales y Métodos	5
I. Contaminación.	6
1.1 Concepto de contaminación.	6
II. Contaminación del suelo.	8
2.1 Contaminación urbana de los suelos.	9
2.2 Contaminación agrícola.	9
2.2.1 Evolución histórica de los plaguicidas.	11
2.2.2 Persistencia de los plaguicidas.	15
III. Evolución de los plaguicidas en el suelo.	18
3.1 Procesos de acumulación de plaguicidas. Adsorción.	21
3.1.1 Mecanismo de adsorción.	22
3.1.1.1 Intercambio iónico	23
3.1.1.2 Enlace por puentes de hidrógeno o puentes de agua.	23
3.1.1.3 Intercambio de ligando.	23
3.1.1.4 Enlace por transferencia de carga.	24
3.1.1.5 Fuerzas de Van der Waals.	24
3.1.1.6 Interacciones Hidrofóbicas.	24
3.2 Procesos fisicoquímicos de degradación.	25
3.2.1 Hidrólisis.	25
3.2.2 Desalogenación.	25
3.2.3 Desalquilación.	26
3.2.4 Hidroxilación.	26
3.2.5 Condensación.	26
3.2.6 Oxidación.	26
3.2.7 Reducción.	27

3.2.8 Fotodescomposición.	27
3.3 Procesos microbiológicos de degradación.	28
3.3.1 Reacciones de oxidación.	28
3.3.2 Reacciones de reducción.	28
3.3.3 Reacciones de hidrólisis.	28
IV. Técnicas de descontaminación de suelos.	29
4.1 Técnicas de tratamiento físico-químicas.	29
4.1.1 In situ	30
4.1.1.1 Vitrificación.	30
4.1.1.2 Lavado del Suelo.	32
4.1.2 Ex sit	34
4.1.2.1 Lavado del Suelo.	35
4.1.2.2 Deshalogenación.	38
4.1.2.2.1 Deshalogenación (con glicolatos).	38
4.1.2.2.2 Deshalogenación (descomposición catalizada por bases	40
4.2 Técnicas de tratamiento térmico	43
4.2.1 Desorción térmica	43
4.2.2 Incineración.	46
4.3 Técnica de bioremediación.	49
4.3.1 Concepto de bioremediación.	49
4.3.2 Función de los microorganismos en el suelo.	51
4.3.3 Factores medioambientales que afectan la biodegradación.	54
4.3.4 El mecanismo de biodegradación de los hidrocarburos.	56
4.3.5 Estudios de caracterización.	57
4.3.6 Técnicas de tratamiento biológico.	60
4.3.6.1 In situ.	60
4.3.6.1.1 Bioaumentación.	63
4.3.6.1.2 Bioventeo.	66

4.3.6.2 Ex situ.	69
4.3.6.2.1 Bioremediación en fase acuosa.	69
4.3.6.2.2 Bioremediación en fase sólida.	71
4.3.6.2.2.1 Biolabranza (Landfarming)	72
V. Ventajas y desventajas de la técnica de bioremediación.	75
VI. Análisis y discusión.	76
VII. Conclusiones.	79
VIII. Bibliografía	80

Introducción

El suelo y el agua son componentes fundamentales de la naturaleza constituidos por organismos que viven en ella. La alteración física, química, biológica y bioquímica ocasionada por las actividades del hombre han generado un desequilibrio ecológico que a un corto, mediano y largo plazo trae como consecuencia una limitación de la producción de alimentos en general.

En la actualidad las actividades agrícolas tienen como fin principal obtener altos rendimientos sin importar el precio social, económico y ecológico, lo cual implica, la utilización exponencial de productos químicos tales como: herbicidas, fungicidas, plaguicidas, antibióticos, fertilizantes, etc., dichos productos regularmente presentan formulaciones que tienen compuestos que no pueden ser eliminados o degradados totalmente del suelo en un corto plazo. Los herbicidas que con mayor frecuencia se utilizan en las áreas de producción agrícola no sólo dañan directamente las plantas cultivadas sino también influyen sobre varios patógenos del suelo y microorganismos antagónicos a esos patógenos.

En México, en el valle del Yaqui (localizado en el Noroeste de México) que es considerado como la región más moderna del país en materia de irrigación se obtienen las más altas producciones, debido en gran medida, al empleo masivo de productos agroquímicos. Esta modernidad agrícola a semejanza de otras regiones agrícolas del mundo ha acarreado serias preocupaciones ambientales.

Así la contaminación que se ha acumulado en el medio ambiente ha generado una creciente inquietud para desarrollar sistemas de tratamiento de contaminantes de diferente origen, es por ello que se hace necesario dividir a grosso modo los tipos de contaminantes según el medio al cual son vertidos, esto es, contaminantes aéreos, terrestres o acuáticos. Existen muchas estrategias de tratamiento entre las que se pueden mencionar los tratamientos físicos; que sólo separan fracciones o producen cambios en el estado físico de los contaminantes; tratamientos químicos, que generan cambios estructurales en las moléculas que componen la fuente contaminante; y los tratamientos biológicos, que son una mezcla de los anteriores realizados por seres vivos sean estos microorganismos u otro sistema como, vegetales.

En la década de los 70, la biotecnología logró modificar los métodos de fabricación de varias sustancias químicas y farmacéuticas. El creciente número de investigaciones microbiológicas en los campos de la bioquímica y la genética, llevó al descubrimiento y al aislamiento de bacterias que producían, en su propio interior una serie de enzimas, que catalizan químicamente las sustancias con las cuales entran en contacto. El desarrollo de estos métodos revolucionarios se basó en la investigación de la estructura y las funciones de las enzimas y sus aplicaciones en los procesos industriales.

Estas investigaciones pronto se extendieron a otros campos y ahora la biotecnología utiliza bacterias, levaduras y células animales y vegetales cultivadas in vitro, cuyo metabolismo y capacidad de biosíntesis son orientados hacia la transformación de sustancias específicas y dirigidos a la protección del medio ambiente, al control de la contaminación y a la metabolización de los derivados del petróleo.

De acuerdo con lo anterior el presente trabajo aborda el tema sobre aquellas técnicas que se usan para descontaminar suelos que contienen residuos de productos químicos (plaguicidas) utilizados en los sistemas de producción agrícola, en él se hace una descripción de cada una de las técnicas, con un mayor énfasis en la técnica de bioremediación, así mismo se hace una comparación respecto a ventajas y desventajas que se tienen al usar dicha técnica con respecto a las demás.

OBJETIVOS:

Caracterizar algunas de las principales técnicas que se utilizan en la recuperación de suelos contaminados por plaguicidas.

Mencionar las ventajas y desventajas de aplicación de la técnica de "bioremediación" en suelos contaminados por plaguicidas, con respecto a los métodos físicos – químicos y térmicos.

Materiales y métodos

Para el desarrollo del presente trabajo se utilizó la técnica de investigación documental a través de la consulta a unidades de información, centros de documentación y hemerotecas; de éstas se obtuvo información de la base de datos, revistas, libros, folletos e internet. De la información obtenida, se utilizó el método deductivo en la que se da una visión general de los temas aquí tratados.

I. Contaminación.

1.1 Concepto de contaminación.

La palabra contaminación, proviene del latín *contaminare*, y significa manchar, ensuciar o infectar, habiéndose aplicado en ocasiones sólo para los efectos que se dan directamente a través del agua, es decir un contagio o una transmisión de alguna propiedad al medio y que perjudican la salud del hombre o de los animales en general.

Recientemente se ha introducido el término polución del latín *polluere* y su significado es idéntico al de contaminante es decir, ensuciar o infectar; sólo que se empezó a aplicar cuando eran desechados residuos putrefactos al ambiente; caracterizando por tanto, la polución del agua por los efectos ecológicos que transformaban el ambiente y llevan consigo un desarrollo inapropiado para las poblaciones acuáticas.

Cuando las formas de energía o materia son de tal clase que los seres vivos o el ambiente abiótico los pueden asimilar, transformar o eliminar continuamente se puede considerar que existe un equilibrio ambiental, sin embargo la contaminación comienza su curso cuando ingresan una gran cantidad de materia o energía al ambiente continuamente, ya que generalmente se rebasa la capacidad de los sistemas para transformar las sustancias naturales, o bien, estos carecen de la capacidad para asimilar, transformar o eliminar las sustancias sintéticas; por lo tanto, esto ocasiona que exista una alteración negativa en equilibrio ambiental. Como consecuencia de esto sobreviene una acumulación de materia o energía en los sistemas. Esta acumulación es conocida como contaminación. (Granados, 1995)

Ahora bien los efectos adversos o alteraciones negativas en el equilibrio ambiental ocurre porque las sustancias no pueden eliminarse fácilmente del sistema y exceden en

nivel base, o bien, porque solo pueden pasar sin cambio de un sistema a otro lo que da por resultado una acumulación excesiva en un punto final.

Desde el punto de vista ecológico la contaminación se define como: la alteración del estado de equilibrio de un ecosistema como consecuencia de la adición de sustancias que en condiciones normales no se encuentran presentes, o que, si lo están, han aumentado o disminuido significativamente su cantidad normal. Estas sustancias pueden ser humos, gases o vapores tóxicos. (Albert, 1995)

Saval (1996) al hablar de contaminación se refiere a la introducción en el ambiente de un compuesto en cantidad tal que se incrementa su concentración natural y que exceda la capacidad de la naturaleza para degradarlo y reincorporarlo a los ciclos de transformación de la materia y la energía.

Ahora bien, el problema de la contaminación se plantea en la actualidad, de modo más agudo que en épocas pasadas, porque gran parte de los desechos tienen origen inorgánico y no son atacados por los microorganismos desintegradores. La contaminación puede ser natural o artificial. La primera tiene su origen en los fenómenos naturales, por ejemplo, una erupción volcánica; en cambio, la segunda se origina como consecuencia de las actividades del hombre, tal es el caso de un derrame de petróleo o la aplicación de agroquímicos. Ambas afectan el medio ambiente y sus componentes, por lo que podemos hablar de contaminación edáfica, atmosférica e hídrica.

II. Contaminación del suelo.

Un factor decisivo de la Revolución Verde ha sido el desarrollo y aplicación de plaguicidas para combatir una gran variedad de plagas (insectos, hongos y malas hierbas) que, de lo contrario, disminuirían el volumen y calidad de la producción de alimentos. El uso de plaguicidas coincide con la "era química", que ha transformado la sociedad desde la década de los 50's. En lugares donde se practica el monocultivo intensivo, los plaguicidas constituyen el método habitual de lucha contra las plagas. Por desgracia, los beneficios aportados por la química han ido acompañados de una serie de perjuicios, algunos de ellos tan graves que ahora representan una amenaza para la supervivencia a largo plazo de importantes ecosistemas, como consecuencia de la perturbación de las relaciones depredador-presa y la pérdida de biodiversidad. Así en el suelo se generan perturbaciones en los mecanismos de degradación de los contaminantes (<http://www.fao.org/docrep/>).

En el suelo se puede llevar a cabo una autopurificación dependiendo de diversos factores, sin embargo, ésta es muy lenta, así que una vez contaminado guarda este estado por un tiempo considerable. La razón de lo anterior es la conexión existente, tanto para contaminarse como para auto purificarse, entre suelo y agua subterránea. Los contaminantes se moverán dentro del suelo como se mueve el agua subterránea, obedeciendo a los fenómenos de infiltración, percolación, evaporación, difusión y transportación. (Granados, 1995)

La contaminación de los suelos se clasifica tomando en cuenta el sitio en donde se localiza dicho problema, de tal manera que podemos encontrar: Contaminación urbana y contaminación agrícola. (Granados, 1995)

2.1 Contaminación urbana de los suelos.

La contaminación urbana no sólo se observa en el aire y en el agua, si no también el suelo sufre las consecuencias, ya que la sociedad en su mayoría tira despreocupadamente la basura en cualquier sitio, provocando la putrefacción, fermentación y descomposición de la misma dentro de la ciudad, por lo general a cielo abierto, lo que además de deteriorar el paisaje facilita la proliferación de la fauna nociva, formándose focos de enfermedades infecciosas.

El problema de la basura dentro de las ciudades es cada vez más grave, ya que se requiere de grandes desplazamientos de un lugar a otro para lograr eliminarla. Conforme han pasado los años las técnicas que se han desarrollado para aliviar esta situación han resultado en muchas ocasiones obsoletas; los métodos que se utilizan son los siguientes:

Incineración.

Relleno sanitario o terraplén de saneamiento.

Vaciado en el mar.

En composteo.

2.2 Contaminación agrícola.

La contaminación de los suelos agrícolas surge como el resultado del uso de fertilizantes, plaguicidas y herbicidas, que se aplican con el fin de aumentar la producción de alimentos, eliminación de insectos, hongos y otros organismos que disminuyen el rendimiento.

Los efectos ecológicos de los plaguicidas van más allá de los organismos individuales y en definitiva afectan a los ecosistemas. Según estudios realizados en Suecia, la aplicación de plaguicidas es uno de los factores que más influyen en la

biodiversidad. Jonsson et al. (1990), citado por ([http:// www.fao.org/docrep/](http://www.fao.org/docrep/)). informan que el continuado descenso de la población de perdices suecas está vinculada a los cambios en el aprovechamiento de la tierra y a la utilización de medios químicos de lucha contra las malas hierbas. Estos últimos tienen el efecto de reducir el hábitat, disminuir el número de especies de malas hierbas y desplazar el equilibrio de especies en la comunidad vegetal.

Los estudios realizados en Suecia revelan también la influencia de los plaguicidas en la fertilidad de los suelos, incluyendo la inhibición de la nitrificación con la consiguiente merma de la fijación de oxígeno por las plantas. En esos estudios se indica también que los plaguicidas influyen negativamente en los microorganismos del suelo que son causantes de la degradación microbiana de la materia vegetal (y de algunos plaguicidas) y de la estructura del suelo ([http:// www.fao.org/docrep/](http://www.fao.org/docrep/)).

En México comenzó el uso masivo de los plaguicidas desde 1984, hablando solamente del uso de organoclorados, tenemos que en la cuenca del Río Bravo, se aplicaron entre 1948 y 1963 más de 18,000 Ton. de DDT, y 3,500 Ton. de otros organoclorados. Para la comarca lagunera, durante el mismo período se utilizaron 22,000 Ton. de DDT y 4,000 Ton. de otros organoclorados como el aldrín, clordano y heptacloro, los cuales estaban encaminados a combatir plagas del suelo. Estos mismos plaguicidas se han utilizado en zonas agrícolas como Jalisco, Nayarit, Tamaulipas, Michoacán, Guanajuato, Veracruz y Chiapas, principalmente para cultivos básicos como el maíz, sorgo, arroz y papa. AMIPF (1986). En la actualidad se ha incrementado notablemente la distribución y aplicación de plaguicidas en general, tal solo para el año de 1996 se tiene reportado que un 37% de los plaguicidas existentes en el mercado son insecticidas.

(Ver tabla 1).

Por otro lado el H. Ayuntamiento de Cajemé, ubicado en el estado de Sinaloa reportó para el año de 1989 una estimación de aplicación de 2 mil toneladas de plaguicidas, de los cuales para algunos está prohibido su empleo en los Estados Unidos, entre los que podemos mencionar: el endrín, paratión metílico y lindano.

Insecticidas	37%
Herbicidas	27%
Funguicidas	27%
Raticidas	4.60%
Fumigantes	3%
Otros	1%

Fuente: Catalogo Oficial de Plaguicidas (1996)

Tabla 1. Distribución de plaguicidas en México

2.2.1 Evolución histórica de los plaguicidas

La historia del desarrollo y utilización de los plaguicidas es fundamental para entender cómo y por qué han representado una amenaza para el medio ambiente en los sistemas terrestres, y por qué esta amenaza está disminuyendo en los países desarrollados, mientras que continúa siendo un problema en muchos países en desarrollo (tabla 2). Granados (1995) ha dividido a groso modo en tres etapas el uso de los plaguicidas en el control de plagas:

A) Las sales botánicas e inorgánicas (arsenicales, etc.) se usaron cuando las superficies de producción eran pequeñas y diversificadas; el trabajo del campo abundaba y las prácticas de los cultivos eran favorables para bloquear formaciones masivas de plagas.

B) Generación del DDT (organoclorados, organofosforados y otros venenos de amplio espectro), se suponía que dichas formulaciones iban a resolver los problemas relacionados con las plagas, para siempre, sin embargo no fue así. El DDT fue muy utilizado durante la segunda guerra mundial, ya que abatió parásitos, redujo la mortalidad causada por paludismo, tifo, fiebre amarilla, mal de sueño, y arrasó con moscas, piojos, pulgas, ácaros, etc., portadores de estas enfermedades. Sin embargo la saturación en el medio de este producto, obligó a suspender su uso, al no ser selectivo para atacar a los insectos parásitos y otras plagas menores, ya que destruye paralelamente la microflora y fauna del suelo, bacterias, levaduras y hongos, lombrices, insectos polinizadores, huevecillos, etc. (Navarrete, 1995).

C) Control biológico: El uso indiscriminado de los plaguicidas ha ocasionado que las plagas se hagan más resistentes obligando a aplicaciones más frecuentes y muy concentradas; en consecuencia las plantas se dañan y el costo del tratamiento se eleva. Esta situación ha ocasionado que se busquen estrategias menos perjudiciales, más racionales y efectivas para reducir el uso de los plaguicidas en el campo. Tal es el caso de favorecer el desarrollo de enemigos naturales encontrados naturalmente en el cultivo o introducidos artificialmente.

Como se ha señalado antes, la progresión general en el desarrollo de los plaguicidas ha supuesto la evolución desde plaguicidas altamente tóxicos, persistentes y bioacumulativos, como el DDT, hasta plaguicidas que se degradan rápidamente en el medio ambiente y son menos tóxicos para los organismos a quienes no están destinados. Los países desarrollados han prohibido muchos de los plaguicidas antiguos debido a sus

efectos tóxicos potenciales sobre el ser humano y/o sus impactos negativos sobre los ecosistemas y han aprobado el uso de plaguicidas de formulaciones modernas. En los países en desarrollo, algunos de los plaguicidas más antiguos continúan siendo los más baratos de producir y, para algunos fines, continúan siendo muy eficaces, por ejemplo, el DDT para la lucha contra la malaria. Los países en desarrollo sostienen que, por razones de costo y efectividad, no pueden permitirse prohibir algunos de los plaguicidas antiguos. ([http:// www.fao.org/docrep/](http://www.fao.org/docrep/)).

Además de los efectos ecológicos en los países de aplicación, es preciso tener en cuenta las consecuencias que se producen en lugares muy alejados. Algunos plaguicidas prohibidos desde hace tiempo en los países desarrollados (por ejemplo, DDT, aldrín, clordano, paratión metílico, entre otros) se encuentran con frecuencia en regiones tan remotas como la zona ártica. Los productos químicos que se aplican en países tropicales y subtropicales son transportados a largas distancias por la circulación mundial. La situación general se ha deteriorado hasta el punto de que muchos países han solicitado la aprobación de una convención mundial sobre los contaminantes orgánicos persistentes (COP), que son en su mayor parte compuestos clorados con altos niveles de toxicidad, muy persistentes y bioacumulativos. La lista no está todavía terminada; no obstante, entre los "candidatos" figuran varios plaguicidas utilizados ampliamente en los países en desarrollo. ([http:// www.fao.org/docrep/](http://www.fao.org/docrep/)).

Respecto a lo anterior, aunque los plaguicidas han contribuido a la producción de alimentos, son agentes químicos que por su uso indiscriminado o mala utilización han ocasionado un desequilibrio ambiental en general, llegando a ser preocupante para la sociedad. Ya que existen residuos en los alimentos (Albert, 1995).

Período	Ejemplo	Fuente	Características
1800-1920	Primeros plaguicidas orgánicos, nitrofenoles, clorofenoles, creosota, naftaleno, aceites de petróleo	Química orgánica, productos derivados de la elaboración de gas de carbón, etc.	Con frecuencia, carecen de especificidad y eran tóxicos para el usuario o para organismos que no eran los destinatarios
1945-1955	Productos orgánicos clorados, DDT, HCCH, ciclodien. clorados	Síntesis orgánica	Persistentes, buena selectividad, buenas propiedades agrícolas, buenos resultados en materia de salud pública, resistencia, efectos ecológicos nocivos
1945-1970	Inhibidores de la colinesterasa, compuestos organofosforados, carbamatos	Síntesis orgánica, buena utilización de las relaciones estructura-actividad	Menor persistencia, cierta toxicidad para el usuario, algunos problemas ambientales
1970-1985	Piretroides sintéticos, avermectinas, imitaciones de las hormonas juveniles, plaguicidas biológicos	Perfeccionamiento de las relaciones estructura-actividad, nuevos sistemas de selección de objetivos	Cierta falta de selectividad, resistencia, costos y persistencia variable
1985 en adelante	Organismos obtenidos por la ingeniería genética	Transferencia de genes para plaguicidas biológicos a otros organismos y a plantas y animales beneficiosos. Alteración genética de las plantas para que resistan mejor a los efectos no deseados de los plaguicidas	Posibles problemas con mutaciones y fugas, perturbación de la ecología microbiológica, monopolio de los productos

Fuente: Stephenson y Solomon, 1993, Citado por [http:// www.fao.org/docrep/](http://www.fao.org/docrep/).

Tabla 2. Cronología del desarrollo de los plaguicidas

Por otro lado, la forma en que los plaguicidas llegan al suelo pueden ser de diferentes maneras: por un lado tenemos aplicaciones intencionales y por otro aplicaciones no intencionales (arrastre por viento o deriva, caída desde las plantas por causas ambientales, durante la aplicación al follaje, poca retención en él o caída libre al suelo, descargas accidentales o intencionales). (Seoáñez, 1999)

En el primer caso, los plaguicidas son directamente a la superficie del suelo o bien son incorporados a una cierta profundidad (entre 5 a 15 cm.). García (1991) menciona, para el caso del tratamiento al suelo, es conveniente que los plaguicidas tengan un cierto tiempo de vida útil para cumplir con el objetivo de su aplicación; una manera de expresar la persistencia de los plaguicidas en el suelo, es determinando su tiempo de vida media. Este tiempo es relativo para comparar la estancia de un plaguicida en diferentes suelos o de diversos plaguicidas en el suelo bajo ciertas condiciones ambientales.

2.2.2 Persistencia de los plaguicidas.

La persistencia de un plaguicida se define como el tiempo que se requiere para que la concentración del mismo se reduzca a la mitad. (Navarrete, 1995). Otra definición más completa es: la capacidad del plaguicida para retener sus características físicas, químicas y funcionales en el medio en el cual es transportado o distribuido, por un período limitado después de su emisión. Los plaguicidas que persisten más tiempo en el ambiente, tienen mayor probabilidad de interacción con los diversos elementos que conforman los ecosistemas. Si su vida media y su persistencia es mayor a la frecuencia con la que se aplican, los plaguicidas tienden a acumularse tanto en los suelos como en la biota (<http://www.ine.gob.mx/upsec/publicaciones/folletp.htm>).

Ahora bien, para saber que tan dañinos pueden ser los plaguicidas, estos se han clasificado de acuerdo con su período de persistencia: ligeramente persistentes (menos de cuatro semanas), poco persistentes (de cuatro a 26 semanas), moderadamente persistentes (de 26 a 52 semanas), altamente persistentes (más de un año y menos de 20) y permanentes (más de 20 años) (<http://www.ine.gob.mx/upsec/publicaciones/folletp.htm>).

Por otro lado el conocimiento de la persistencia de los plaguicidas en los suelos es importante para su correcta utilización. Así desde el punto de vista agronómico es importante que en el caso de los herbicidas estos permanezcan el tiempo suficiente para controlar las malas hierbas en todo el ciclo de cultivo, sin embargo hay que destacar que estos no deben persistir excesivamente como para dañar el cultivo del siguiente ciclo. Así desde el punto de vista ambiental es importante conocer la degradación previa del plaguicida o por el contrario su posible acumulación en las capas profundas del suelo, ya que esta acumulación puede permanecer por varios años (tabla 3), en aguas subterráneas, suelo, etc (García, 1991).

A nivel mundial, un aumento progresivo tanto de la concentración como del número de pesticidas se ha venido detectando en los suministros de agua potable y subterránea principalmente, en las más importantes regiones agrícolas, tal es el caso en el Valle del Yaqui en donde se han llevado a cabo en los últimos años, diversos estudios de monitoreo para evaluar la contaminación por agroquímicos en los pozos que se extraen aguas subterráneas y freática. Al respecto Gonzáles (1991), citado por Cámara (1997) detectó plaguicidas (lindano, dieldrín y endrín con sus isómeros respectivos) en 6 pozos de 8 comunidades rurales que abastecen su agua potable de ellos.

Plaguicidas	Persistencia en suelos (semanas)
Organoclorados	
Aldrín	530
Dieldrín	312
Endrín	624
D.D.T	546
Hexaclorobenceno (HCB)	208
g - Hexaclorobenceno (g - HCH)	728
Organofosforados	
Malatión	2
Paratión	8
Forato	2
Carbamatos	
Carbaryl	2
Carbofuran	De 8 a 16
Varios	
Diclorvos	8
Captan	1
2,4,5-T	De 1 a 12
Cloruro de etilmercurio	Permanente

Fuente: <http://www.ine.gob.mx/upsec/publicaciones/folletp.htm>

Tabla 3. Persistencia de plaguicidas.

III. Evolución de los plaguicidas en el suelo.

Muchos plaguicidas se disipan rápidamente en los suelos. Se trata de un proceso de mineralización y el resultado es la conversión del plaguicida en compuestos más simples, como H_2O , CO_2 y NH_3 . Si bien parte de este proceso es resultado de reacciones químicas, por ejemplo hidrólisis y fotólisis, el principal instrumento de mineralización es el metabolismo y catabolismo microbiológico. La microbiota del suelo utiliza los plaguicidas como fuente de carbono y otros nutrientes. Algunos productos químicos, por ejemplo, el 2,4-D se descomponen muy rápidamente en el suelo, mientras que otros resisten durante más tiempo (2,4,5-T). Algunos productos químicos son muy persistentes y tardan mucho tiempo en descomponerse (atrazina). Stephenson y Solomon (1993) Citado por (<http://www.fao.org/docrep/>).

Los mecanismos que rigen la evolución de los plaguicidas en el suelo son diversos:

Descomposición química, el suelo es un medio extraordinariamente complejo en el que se producen muy variadas reacciones químicas. Determinadas condiciones ambientales, tales como las altas temperaturas y la humedad favorecen en general la degradación química y esta puede llevarse a cabo mediante los siguientes procesos: oxidación, reducción, hidroxilación, alquilación, rotura de anillos, hidrólisis e hidratación (García, 1991). A su mismo Navarrete (1995) menciona que al saturarse de agua un suelo contaminado, el medio se transforma en un ambiente reductor. En ellos, la concentración de oxígeno es nula, lo que tiene una gran importancia pues la mayoría de productos se degradan en condiciones oxidantes.

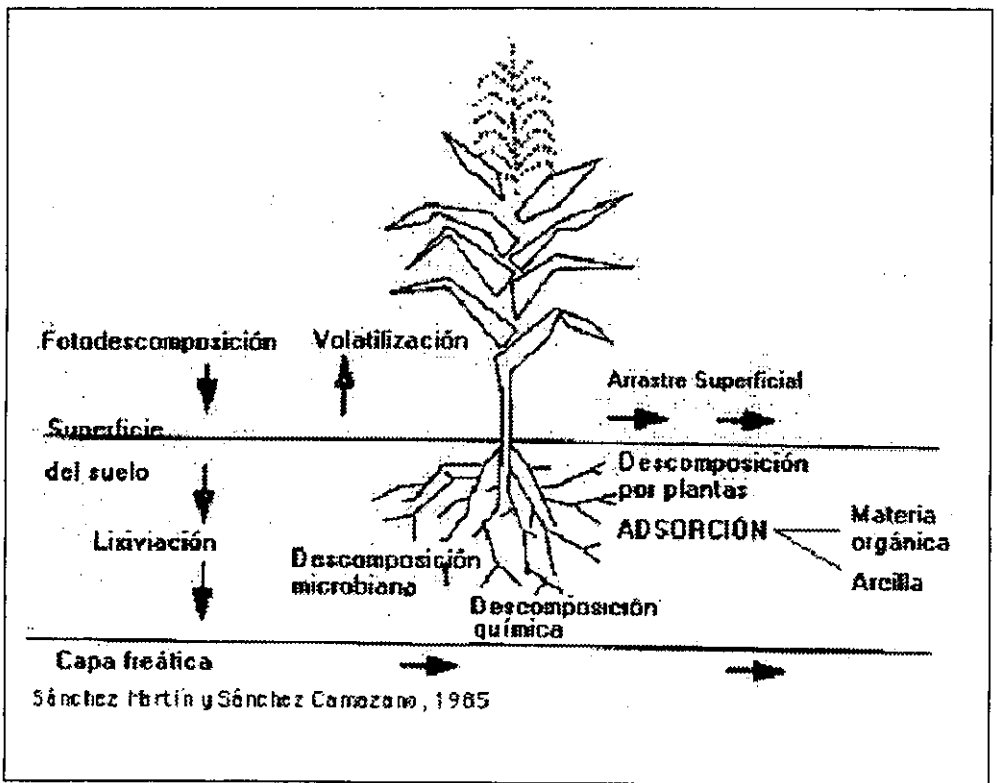
Descomposición fotoquímica, este mecanismo se produce por efecto del espectro de luz ultravioleta de la luz solar. Las fuentes de luz y su intensidad regulan el grado de descomposición de un compuesto. El proceso de fotodescomposición se origina al recibir la molécula de plaguicida energía, lo que produce en la misma, excitación de los electrones con posible ruptura o formación de enlaces químicos menos estables. (García, 1991).

Descomposición microbiana, la acción de los microorganismos del suelo sobre los plaguicidas es probablemente el mecanismo de descomposición más importante. Los microorganismos del suelo, bacterias, algas y hongos, obtienen alimento y energía para su crecimiento por descomposición de estos compuestos orgánicos sobre todo cuando carecen de otras fuentes (García, 1991). En términos generales, cuando existen condiciones ambientales favorables para la actividad microbiana la degradación de los plaguicidas presentes será más intensa. Al respecto Navarrete (1995) menciona que el nivel de actividad de los microorganismos va a estar determinado por la disponibilidad de nutrientes en el suelo, que está así mismo influenciado por condiciones ambientales (pH, Temperatura, humedad, oxígeno, etc.).

Volatilización, al hablar de este proceso nos referimos como la pérdida del compuesto en forma de vapor. Todas las sustancias orgánicas son volátiles en algún grado dependiendo de su presión de vapor, del estado físico en que se encuentre y de la temperatura ambiente. Las pérdidas por volatilización de los plaguicidas pueden producirse en la superficie o en las capas más superficiales del suelo (García, 1991).

Lixiviación, este proceso es definido como el transporte de un plaguicida que se encuentra disuelto en el suelo, llevándose acabo bajo la influencia del agua. El grado de lixiviación está influido por las características fisicoquímicas del suelo, solubilidad del producto, frecuencia e intensidad de la lluvia, etc. (Navarrete, 1995).

Estas distintas vías de transformación de los plaguicidas en el suelo se esquematan en la siguiente figura.



Fuente: <http://edafologia.ugr.es/Conto/Tema13/Imágenes/Evol.gif>

Figura.1 transformación de los plaguicidas en el suelo.

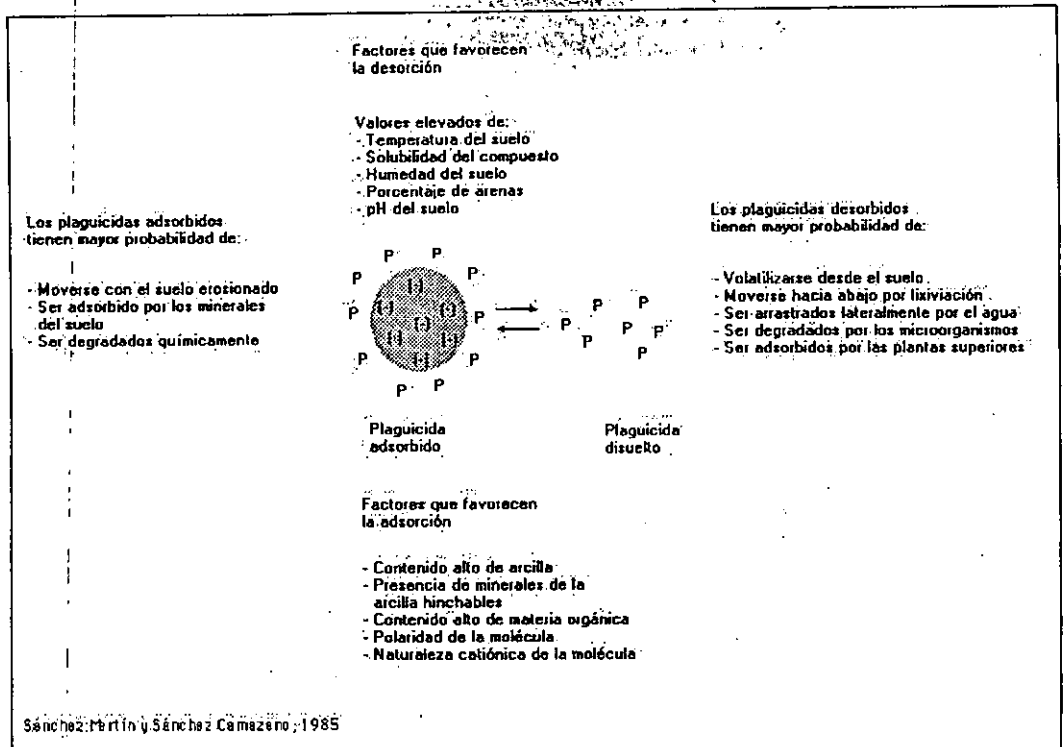
En definitiva existen diferentes procesos que afectan a la evolución de los plaguicidas en los suelos (Sánchez-Camazano, et. Al. 1985), agrupándose dichos procesos en el siguiente orden : procesos de acumulación: Adsorción, procesos fisicoquímicos de degradación y procesos microbiológicos de degradación.

3.1 Procesos de acumulación de plaguicidas. Adsorción.

La adsorción es la interacción superficial entre un elemento o molécula (adsorbato) y una fase sólida (adsorbente). Y como resultado la molécula del plaguicida queda retenida en el suelo (figura 2).

Como consecuencia del fenómeno de adsorción, las moléculas de plaguicidas se encuentran retenidas sobre la superficie de los coloides minerales y orgánicos, encontrándose en unas condiciones fisicoquímicas particulares, que son las del estado adsorbido y adquiriendo un comportamiento diferente de las moléculas en solución.

Para Wayland (1991) la adsorción de los plaguicidas por la fracción coloidal del suelo, actúa modificando el proceso de degradación y de transporte de estos compuestos en el suelo, así como su actividad biológica para combatir los organismos a los que son destinados. Estas consideraciones tienen repercusiones agronómicas importantes que han de tenerse en cuenta a la hora de utilizarlos.



Fuente: <http://edafologia.ugr.es/Conta/Tema13/Imagenes/AdsorsDesor.gif>

Figura 2. Influencia de la adsorción en la evolución de plaguicidas en suelos.

3.1.1 Mecanismos de adsorción.

La adsorción en el suelo es un factor importante de control en la migración de productos orgánicos. Se define como la razón entre la concentración del compuesto (plaguicida) en el suelo y la concentración del mismo en el agua. (Navarrete, 1995). Los plaguicidas quedan retenidos en el suelo al adsorberse sobre las arcillas y la materia orgánica, dicha retención está en función de factores intrínsecos a los productos orgánicos y mecanismos químicos; entre los que podemos encontrar: Cambio iónico, enlace por puentes de hidrógeno o puentes de agua, cambio de ligando, enlace por transferencia de carga, fuerzas de Van der Waals e interacciones hidrofóbicas (Wayland, 1991).

3.1.1.1 Intercambio iónico.

Es un tipo de adsorción que se produce con compuestos que existen en forma de cationes, o que están cargados positivamente; es decir, cuando las moléculas de los plaguicidas tienen comportamiento catiónico pueden intercambiarse con los cationes inorgánicos que saturaban inicialmente la arcilla o la materia orgánica y quedan retenidas por fuerzas electrostáticas. Este mecanismo depende del pH del suelo, ya que éste influye en la carga de los minerales de la arcilla y de la materia orgánica y además el pH también afecta la carga en las moléculas de varios plaguicidas. Por ejemplo la triazina (T) es protona a bajo pH. el catión HT^+ es adsorbido en superficies cargadas negativamente de las arcillas y materia orgánica (García, 1991).

3.1.1.2 Enlace por puentes de hidrógeno o puentes de agua.

Es el mecanismo principal por el que las moléculas no iónicas polares se adsorben a los minerales arcillosos y a la materia orgánica. En este enlace los átomos de hidrógeno, forman puentes entre dos átomos electronegativos. (<http://www.biogroup.zea.com>)

También se pueden establecer puentes de H_2O entre la molécula de compuesto orgánico y la partícula mineral, tal como sucede en los suelos húmedos.

3.1.1.3 Intercambio de ligando.

Es un tipo de adsorción en el cual uno o más ligandos son reemplazados por una molécula del adsorbente y se lleva a cabo entre iones metálicos y el suelo. Ejemplo son las triazinas adsorbidas por metales de transición en ácidos húmicos o las ureas por minerales arcillosos. (Navarrete, 1995). En este mecanismo de adsorción los plaguicidas

actúan como agente quelatante fuerte desplazando los ligandos que estaban previamente, como por ejemplo el agua. Así pues, el metal en esta ocasión actúa de puente en la adsorción del plaguicida (Barberá, 1989).

3.1.1.4 Enlace por transferencia de carga.

Es el mecanismo de formación de enlaces, en el cual se transfieren electrones desde centros dadores a centros aceptores de electrones. Es decir, esta reacción se produce cuando existe una transferencia de electrones entre un dador rico en electrones, como son muchos plaguicidas, y un aceptor deficiente en electrones, como son las quinonas que existen en la materia orgánica (Barberá, 1989).

3.1.1.5 Fuerzas de Van der Waals.

Las fuerzas de Van de Walls son las interacciones intermoleculares más débiles entre las fuerzas débiles, dichas interacciones basadas en la atracción electrostática serán más fuertes entre aquellas moléculas que posean mayor carácter dipolar. Evidentemente, dos moléculas con marcado carácter dipolar podrán establecer interacciones más estables entre sí, que con otras moléculas apolares. (<http://depa.pquim.unam.mx/>).

Los compuestos orgánicos neutros (moléculas apolares) interaccionan con partículas minerales a través de débiles interacciones físicas. Sin embargo para que esto se lleve a cabo la molécula debe tener un tamaño grande. (<http://depa.pquim.unam.mx/>)

3.1.1.6 Interacciones hidrofóbicas.

Estas interacciones consisten en la adsorción de compuestos que no son solubles en el agua, se establecen puentes en la superficie del compuesto adsorbente hidrófobo

(ceras, lípidos, porciones apolares de sustancias húmicas). La adsorción esta en función de las características de la sustancia potencialmente contaminante, naturaleza de la fase sólida y del medio (Kremlin, 1990).

En suma; el agua prefiere interaccionar con agua y tiende a excluir de su cercanía a aquellas moléculas que no son agua; como resultado de lo anterior, los solutos apolares (plaguicidas) son excluidos de la solución y tienden a agruparse entre ellos, lo que reduce la superficie de contacto entre el agua y las sustancias contaminantes.
(<http://depa.pquim.unam.mx/>)

3.2 Procesos fisicoquímicos de degradación.

3.2.1 Hidrólisis.

Este proceso se refiere a la hidratación de una sustancia, generando con ello una reacción de la misma con el agua, de tal manera que existe una rotura de enlaces, formando así nuevos compuestos y depende estrechamente del pH.

(<http://edafologia.ugr.es/Conta/Tema13/2Evol.html>).

3.2.2 Deshalogenación.

Este proceso es común para plaguicidas organoclorados, y es una de las etapas de degradación del DDT. La deshalogenación es un proceso químico para retirar los halógenos (generalmente cloro) de un contaminante químico, volviéndolo menos peligroso. Los halógenos son una clase de elementos químicos en la cual se encuentran el cloro, el bromo, el yodo y el flúor (<http://www.clu-in.org/products/citguide/spanchde.htm>).

3.2.3 Desalquilación.

Este es un proceso que consiste en la eliminación de grupos alquilo, y regularmente se presenta en derivados de la urea, en plaguicidas triazínicos y en derivados amídicos. (<http://edafologia.ugr.es/Conta/Tema13/2Evol.html>).

3.2.4 Hidroxilación.

Es un proceso en el cual se lleva a cabo una reacción química con el grupo OH-, principalmente en grupos aromáticos y con frecuencia en plaguicidas organoclorados. (<http://edafologia.ugr.es/Conta/Tema13/2Evol.html>).

3.2.5 Condensación.

Este proceso se refiere al paso de las moléculas del estado de vapor al estado líquido, las moléculas de vapor se unen para formar el líquido y las fuerzas de atracción entre las moléculas aumentan durante la formación del líquido. Dicho proceso ocurre particularmente entre un compuesto amínico y otro ácido (Seese, 1989).

3.2.6 Oxidación.

Este proceso ocurre en los plaguicidas organofosforados al pasar el enlace P=S a P=O. Aunque también se pueden formar epóxidos a partir de compuestos con doble enlace (Jiménez et. al. ,1995).

3.2.7 Reducción.

Los procesos de reducción se concentran en la conversión del grupo nitro ($-\text{NO}_2$) a amino ($-\text{NH}_2$), ahora bien cuando los sulfatos se reducen a sulfitos, producen la precipitación de los metales (FeS_2 , CdS , CuS , MnS y ZnS) (Jiménez et. al. ,1995).

3.2.8 Fotodescomposición.

Esta modificación química de los plaguicidas viene producida por la interacción de la radiación solar ultravioleta y visible (240-700nm) con los enlaces químicos y afecta especialmente a los grupos $-\text{OH}$, $-\text{SH}$, $\text{C}=\text{O}$, $-\text{Cl}$, $-\text{N}=\text{}$, así como a dobles enlaces, sobre todo si están conjugados (García, 1991).

La fotodescomposición también puede tener lugar a través de sustancias fotorreceptoras (clorofilas, carotenos, y sobre todo compuestos húmicos) capaces de captar energía lumínica y de traspasarla a los plaguicidas. Los compuestos orgánicos neutros, moléculas apolares, pueden interaccionar con partículas minerales a través de débiles interacciones físicas. Para ello la molécula debe tener tamaño grande.

3.3 Procesos microbiológicos de degradación:

Son los sistemas de degradación más activos y versátiles, ya que son siempre catalizadas por enzimas y aportan energía a través de los procesos metabólicos. Los tipos más relevantes son:

3.3.1 Reacciones de oxidación.

La oxidación se refiere a la existencia de un cambio químico en el cual una sustancia pierde electrones o bien uno o más de sus elementos aumentan su número de oxidación. Si un elemento pierde electrones el elemento que resulta habrá incrementado su número de oxidación (Seese, 1989). Tal es el caso de la conversión de compuestos xenobióticos liposolubles en hidrosolubles (<http://edafologia.ugr.es/Conta/Tema13/2Evol.html>).

3.3.2 Reacciones de reducción.

Este proceso comprende un cambio químico en el cual una sustancia gana electrones o bien uno más de sus elementos disminuyen su número de oxidación. Si un elemento gana electrones el elemento que resulta habrá disminuido su número de oxidación. (Seese, 1989), un ejemplo de esto se puede ver en la reducción de grupos cetónicos y nitros hasta hidroxilos y aminas respectivamente. (<http://edafologia.ugr.es/Conta/Tema13/2Evol.html>).

3.3.3 Reacciones de hidrólisis.

Este proceso es llevado a cabo por enzimas (hidrolasas), que se encargan de catalizar reacciones, tal es el caso de la hidrólisis de ésteres aromáticos o alifáticos y amidas (<http://edafologia.ugr.es/Conta/Tema13/2Evol.html>).

IV. Técnicas de descontaminación de suelos.

4.1 Técnicas de tratamiento físico-químicas.

Son procesos que se aplican a desechos peligrosos o a materiales contaminados para alterar su estado en forma permanente por medios químicos o físicos. De tal manera que con técnicas de tratamiento se puedan alterar materiales contaminados destruyéndolos o modificándolos, con objeto que sean menos peligrosos o que dejen de serlo. Con este fin se puede reducir la cantidad de material contaminado, se puede recuperar o retirar un componente que confiera al material sus propiedades peligrosas, o se pueden inmovilizar desechos (Seóanez, 1999).

Todas las técnicas de descontaminación de suelos tienen como objetivo eliminar o reducir la concentración de los contaminantes presentes en el terreno, de tal manera que el suelo sometido a tratamiento pueda reutilizarse posteriormente. No obstante algunas veces los procedimientos que se llevan a cabo en las técnicas, son tan drásticos que al final el suelo recuperado ya no presenta características apropiadas para poder establecer nuevamente actividades agrícolas.

Puede establecerse una división de las técnicas en dos grandes categorías, según donde se lleva a cabo el proceso de descontaminación. Por un lado existen técnicas in situ, y por el otro técnicas ex situ, cada una de ellas, con abundantes variantes innovadoras; a continuación se describen algunas de las más representativas y de mayor aplicación en el ámbito del saneamiento de suelos contaminados por agroquímicos (García, 1995).

4.1.1 In situ.

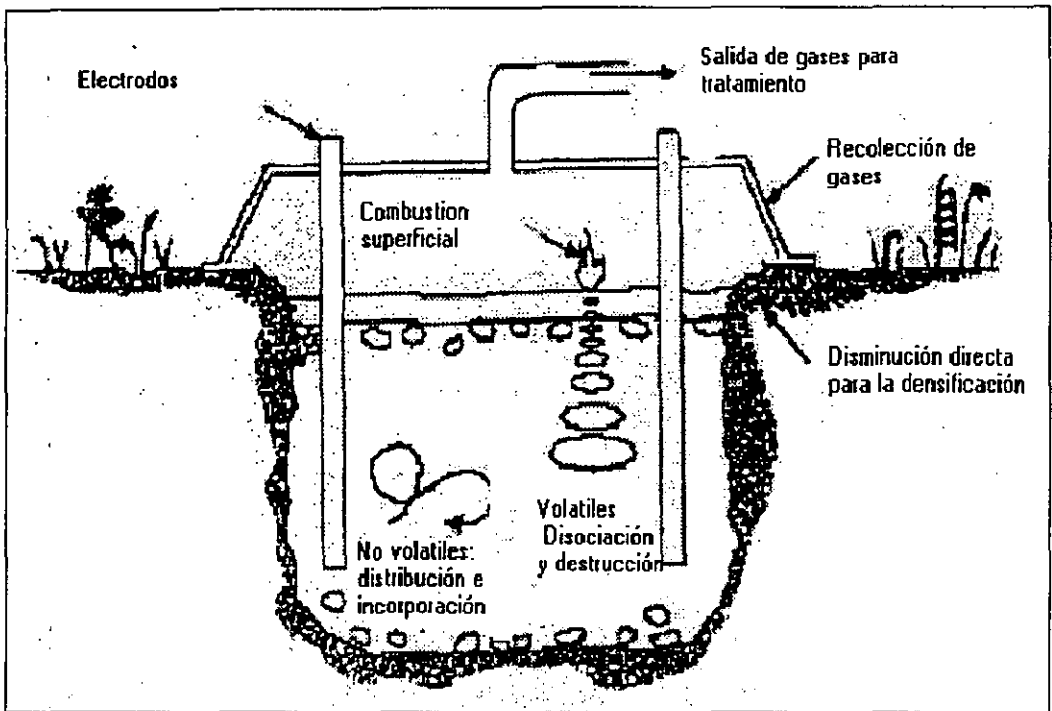
En estas técnicas el suelo contaminado es sometido a tratamiento en su localización original, sin que exista un traslado del mismo. Aunque pueda procederse a removerlo o mezclarlo en su mismo emplazamiento. Las técnicas más empleadas en la descontaminación de suelos por agroquímicos es la vitrificación y lavado de suelo.

4.1.1.1 Vitrificación.

Descripción: Es una técnica que consiste en un proceso de fusión del suelo provocado por una corriente eléctrica creada entre dos o más electrodos (figura 3). Los contaminantes inorgánicos y la materia mineral del suelo se combinan en una masa vítrea, con propiedades similares a las de la obsidiana natural, mientras que la materia orgánica y determinados productos residuales inorgánicos son eliminados hacia la superficie, donde son capturados en una cubierta conectada a un sistema de tratamiento de gases (quemador y/o sistema de lavado húmedo, si el suelo contaminado contenía PCBs).

Las temperaturas de fusión típicas se encuentran entre 1600° C y 2000° C. Dado que el suelo es un medio de baja conductividad, se deposita polvo de grafito, u otros materiales conductores, en la superficie del suelo, de manera que constituyan una vía inicial para la corriente eléctrica. El proceso de fusión, iniciado de este modo en la superficie, progresa en profundidad a una velocidad media de (2.5 a 5) cm /h. Exceptuando la situación inicial en superficie, durante la fusión en profundidad no existe aporte apreciable de oxígeno, por lo que la destrucción que tiene lugar es, en esencia, un proceso de pirólisis. Dado que los poros del suelo desaparecen durante el tratamiento y que la materia orgánica es eliminada en forma de gases de pirólisis, al final del proceso se

produce una reducción del volumen original de suelo, por lo que es necesario proceder a un relleno del hueco resultante (García, 1995).



Fuente: U.S. EPA 1994. In situ vitrification.

Figura 3. Sistema de vitrificación in situ

Aplicabilidad: La vitrificación es un proceso que puede destruir o remover materiales orgánicos e inmovilizar materiales inorgánicos en los suelos contaminados, este proceso ha sido probado en diferentes contaminantes, entre los cuales podemos encontrar dioxinas, PCBs y algunos plaguicidas (U.S. EPA. 1993).

Limitaciones: Los factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad del proceso de vitrificación son los siguientes:

- Que los materiales gravosos excedan un 20% del peso.
- El calentamiento del suelo puede causar la migración superficial de los contaminantes hacia las áreas limpias.
- El material solidificado, puede limitar en un futuro el uso del lugar.

Costos: Los costos del tratamiento de vitrificación a suelos contaminados está en función de los costos de electricidad, cantidad de agua a utilizar, y la profundidad de los procesos (U.S. EPA. 1993).

4.1.1.2 Lavado del suelo.

Descripción: Esta técnica consiste en lavar un suelo mediante infiltración de agua y posterior extracción de la misma. Su campo de aplicación principal se encuentra en suelos permeables contaminados por hidrocarburos.

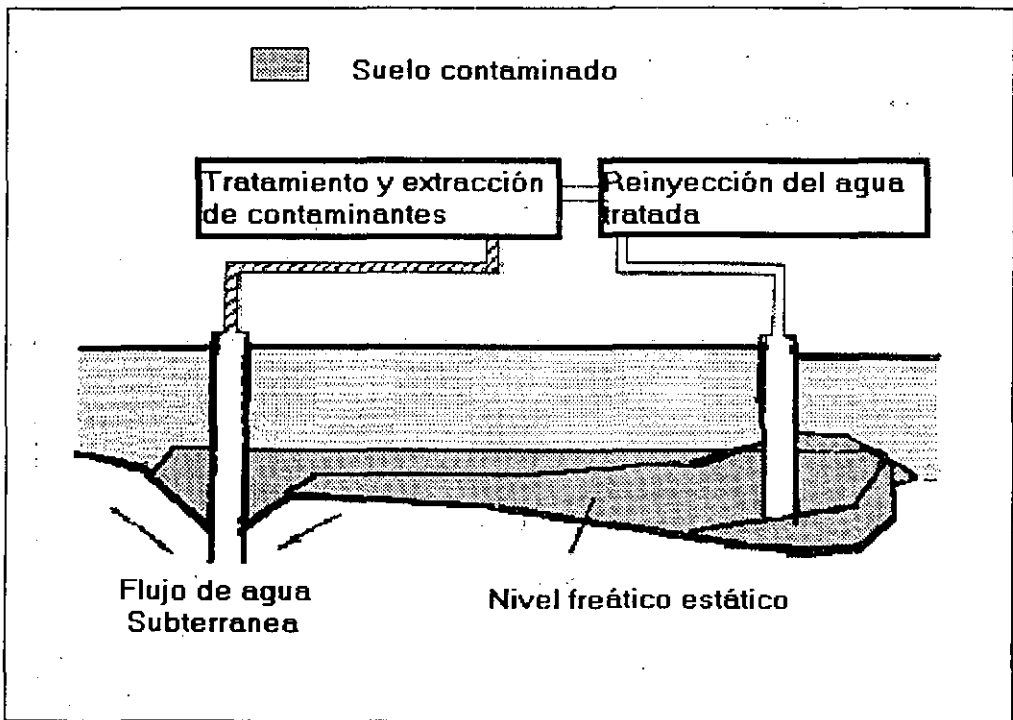
La infiltración del agua en el suelo puede llevarse a cabo de diversas formas: mediante zanjas, pozos verticales o conducciones horizontales; o, en el caso de que la contaminación se encuentre confinada a la zona no saturada, mediante infiltración superficial por riego o por piscinas (Figura 4).

Para la extracción del agua se recurre a tuberías horizontales o a pozos, estos últimos presentan la ventaja de que las necesidades de excavación del suelo son mínimas, con lo que la instalación presenta menos problemas que en el caso de tuberías

horizontales, especialmente en zonas con infraestructura industrial en funcionamiento. (García, 1995).

Para que sea viable la aplicación del tratamiento in situ se requieren suelos permeables y es necesario tener garantías de que no se produzca la migración de contaminantes con el agua de lavado, hacia las aguas subterráneas.

Las aguas que se obtienen del lavado del suelo se tratan por métodos convencionales, dependiendo del tipo de contaminantes a eliminar (U.S. EPA. 1993).



Fuente: Conde Arias-Camison. 1996.

Figura 4. Lavado del suelo in situ.

Aplicabilidad: Esta tecnología ofrece un gran potencial para eliminar contaminantes solubles y puede utilizarse para limpiar un amplia gama de contaminantes orgánicos e inorgánicos que se encuentran en los suelos, así como algunos plaguicidas (U.S. EPA. 1993).

Limitaciones: Los factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad de la tecnología del lavado de suelo in situ son los siguientes:

- En suelos arenosos el lavado podría dar como resultado un dispersión incontrolable de la contaminación.
- La inexistencia de un estrato inferior de arcilla de poca permeabilidad puede ocasionar la contaminación de las aguas subterráneas.
- Las aguas que se obtengan como resultado de lavado deben ser tratadas con métodos especiales, incrementado de esta manera los costos de aplicación.
- Los contaminantes a eliminar deben ser solubles (U.S. EPA. 1993).

Costos: Los costos de aplicación de la tecnología de lavado de suelo in situ depende principalmente del tipo de contaminante que se desee eliminar y la concentración que este tenga en el suelo (U.S. EPA. 1993).

4.1.2 Ex situ.

Las técnicas ex situ requieren que el volumen de suelo contaminado sea excavado, transportado y tratado en una instalación, necesitan menos tiempo, son más sencillas de controlar y se aplican a una gama más amplia de contaminantes. Las técnicas más utilizadas son las de lavado del suelo y desalogenación química.

4.1.2.1 Lavado del suelo.

Descripción: El lavado del suelo es una técnica que consiste en el uso de líquidos (generalmente agua, combinada a veces con aditivos químicos) y un procedimiento mecánico para depurar el suelo. Con este procedimiento se retiran contaminantes peligrosos y se concentran, reduciendo su volumen. Los contaminantes peligrosos tienden a unirse en forma química o física al limo y la arcilla, materiales que, a su vez, se unen a la arena y a partículas de grava (U.S. EPA 542-F-96-002 April 1996).

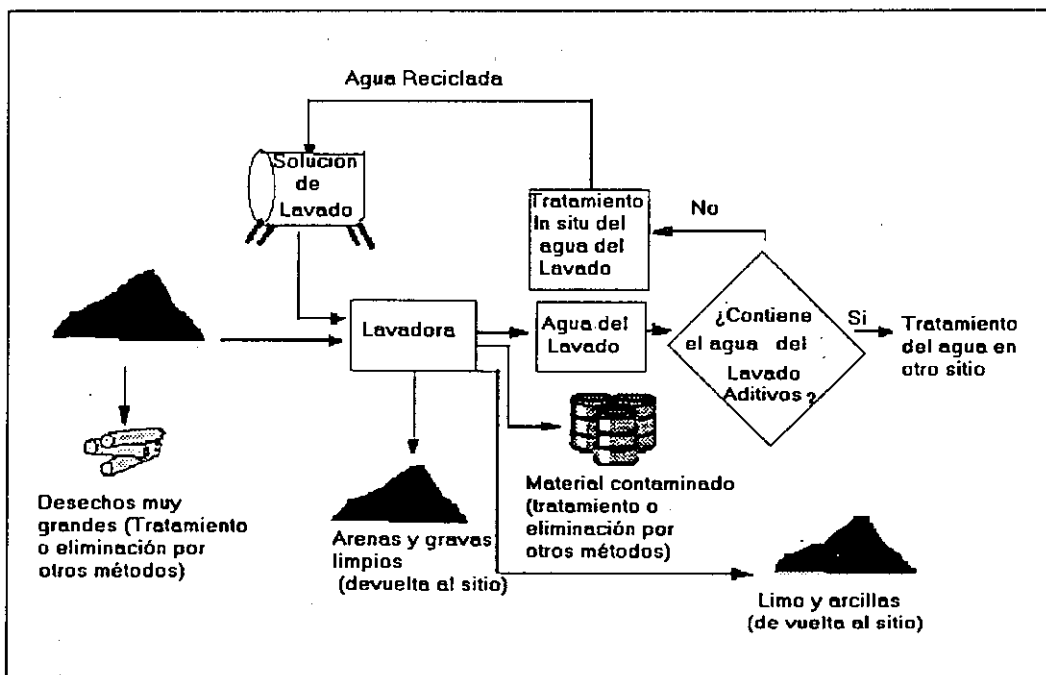
En el procedimiento de lavado del suelo se separa la tierra fina contaminada (limo y arcilla) de la tierra gruesa (arena y grava). Una vez concluido el procedimiento, la tierra de volumen más reducido, que contiene la mayoría de las partículas finas de limo y arcilla, puede ser sometida a un tratamiento ulterior con otros métodos (como incineración o medidas biocorrectivas) o se puede eliminar. La tierra más limpia, de mayor volumen, no es tóxica y se puede usar como relleno (U.S. EPA 542-F-96-002 April 1996) (Figura 5)

Durante el procedimiento, las partículas de grava y de arena más pesadas se asientan y son sometidas a pruebas para detectar contaminantes. Si están limpias, este material se puede usar en el sitio o llevarse a otro lugar para usarlo como relleno. Si todavía quedan vestigios de contaminantes, se puede someter el material a otro ciclo de lavado, recogerlo y aplicarle un tratamiento diferente o eliminarlo en otro lugar (U.S. EPA 542-F-96-002 April 1996).

El limo y la arcilla contaminados que están en el agua del lavado se asientan y se separan del agua del lavado. Como el agua del lavado ahora contiene contaminantes, es sometida a un tratamiento a fin de que se pueda reciclar para otros usos. Como ya se dijo,

el agua de lavado podría contener aditivos, algunos de los cuales podrían interferir en el tratamiento. En ese caso, hay que retirar los aditivos o neutralizarlos con un tratamiento preliminar (U.S. EPA 542-F-96-002 April 1996).

Después de separar el limo y la arcilla del agua del lavado, se los somete a una prueba para determinar si contienen contaminantes. Si todos los contaminantes pasaron al agua del lavado y el limo y la arcilla están limpios, el limo y la arcilla se pueden usar en el sitio o se pueden llevar a otro lugar para usarlos como relleno (U.S. EPA 542-F-96-002 April 1996).



Fuente: U.S. EPA. 1996. Solid Waste and Emergency Response (5102G). A Citizen's Guide to Soil Washing. EPA 542-F-96-002 April.

Figura 5. Esquema de planta de lavado de suelos.

Aplicabilidad: Esta tecnología ofrece un gran potencial para recuperar metales y puede utilizarse para limpiar un amplia gama de contaminantes orgánicos e inorgánicos que se encuentran en los suelos, así como derrames de combustibles y plaguicidas (U.S. EPA. 1993).

Limitaciones: Los factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad de la tecnología del lavado de suelo ex situ son los siguientes:

- Las partículas finas del suelo pueden requerir la adición de un polímero para removerlas del fluido del lavado.
- Las mezclas complejas del contaminantes en el suelo hacen que la formulación del fluido de lavado sea más difícil.
- El alto contenido de humus en el suelo puede requerir que se lleve a cabo un tratamiento previo.
- El líquido que se obtenga como resultado del lavado el suelo, requerirá de un tratamiento específico (U.S. EPA. 1993).

Costos: El costo para el uso de esta tecnología, incluyendo la excavación, es aproximadamente de \$170 dólares por tonelada de suelo, éste costo de aplicación depende principalmente del tipo de contaminante que se desee eliminar y la concentración que este tenga en el suelo, así como el volumen de suelo que se debe lavar (http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_21.html).

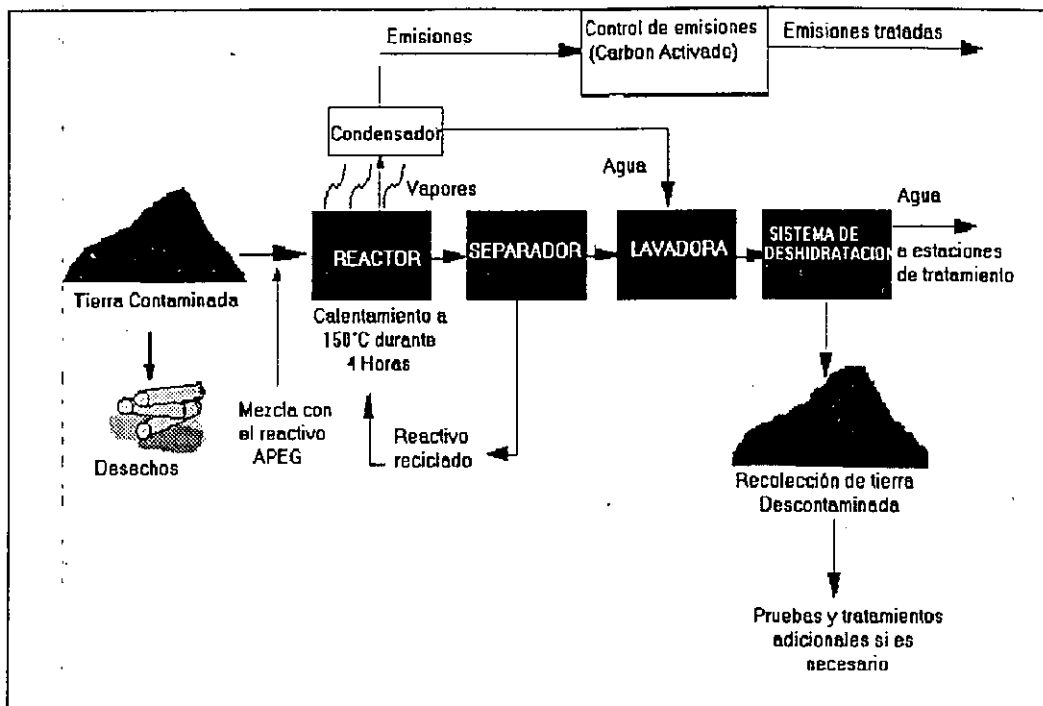
4.1.2.2 Deshalogenación

La deshalogenación química es una tecnología que a través de medios químicos convierte materiales tóxicos en materiales menos tóxicos o que no son tóxicos. Dicha técnica consiste en calentar y mezclar físicamente tierra contaminada con reactivos químicos. Así mismo se usan dispositivos portátiles que pueden trasladarse hasta el lugar de las operaciones (U.S. EPA 542-F-96-020 Abril de 1996).

Para el funcionamiento operacional de la deshalogenación Se usan dos versiones comunes del proceso: la deshalogenación con glicolatos y el proceso de descomposición catalizado por bases.

4.1.2.2.1 Deshalogenación (con glicolatos).

Descripción: Para la deshalogenación con glicolatos se usa un reactivo químico llamado APEG. El APEG tiene dos componentes: un hidróxido de metales alcalinos (la "A" de las siglas APEG) y glicol polietilénico (que se abrevia "PEG" en inglés), sustancia similar al anticongelante. El hidróxido de sodio y el hidróxido de potasio son hidróxidos de metales alcalinos comunes. El glicolato polietilénico de potasio es el reactivo APEG más común. El proceso consiste en mezclar y calentar la tierra contaminada con el reactivo APEG (Figura 6). Durante el calentamiento, el hidróxido de metal alcalino reacciona con el halógeno del contaminante, formando una sal que no es tóxica, y el glicol polietilénico ocupa el lugar que antes ocupaba el halógeno en la molécula de bifenilo policlorado, volviéndolo menos peligroso (U.S. EPA 542-F-96-020 Abril de 1996).



Fuente: U.S. EPA. 1996. Desechos Sólidos y Respuesta en Situaciones de Emergencia (5102G) Guía del ciudadano: La deshalogenación química. EPA 542-F-96-020 Abril.

Figura 6. El proceso de deshalogenación con glicolatos.

Aplicabilidad: El grupo de contaminantes al cual se le puede aplicar la tecnología de deshalogenación con glicolatos son a SVOCs halogenados y pesticidas. Dicha tecnología también puede ser utilizada para VOCs halogenados selectivos, sin embargo su efectividad puede ser muy reducida (U.S. EPA 542-F-96-020 Abril de 1996).

Limitaciones: Los factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad de los procesos de la deshalogenación con glicolatos son:

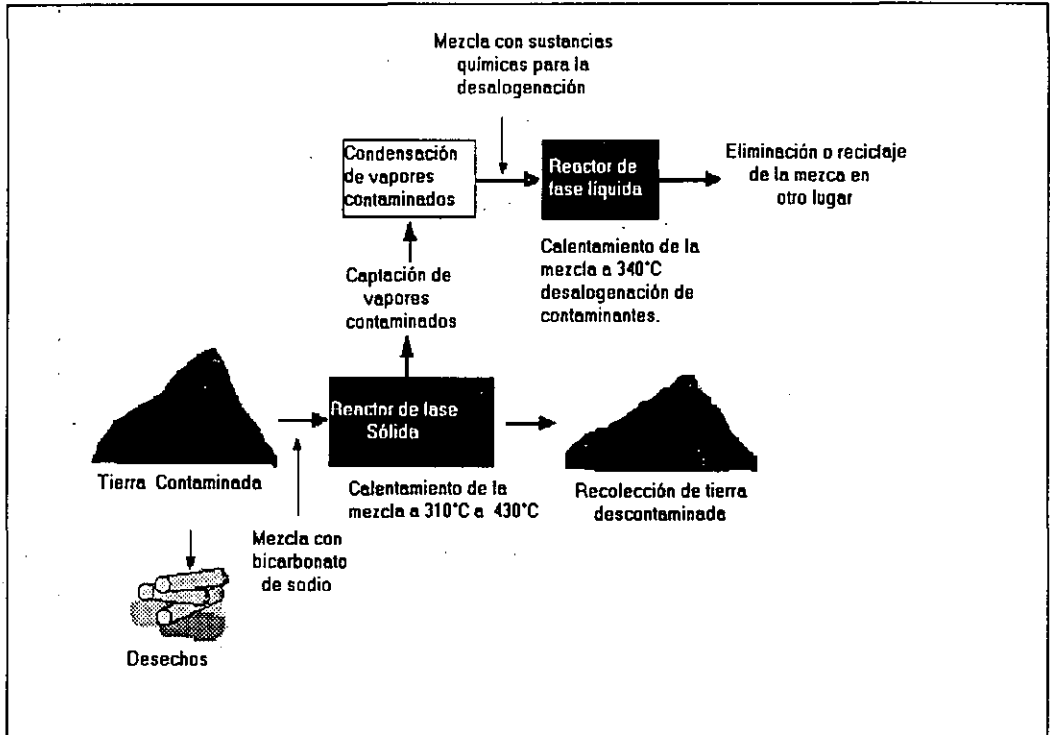
- Esta tecnología generalmente no es efectiva respecto a costos para grandes volúmenes de desechos
- El contenido de agua que se requiere el arriba del 20% de tal manera que en general se requiere una gran cantidad de reactivo.
- Las concentraciones de más del 5 % de materiales orgánicos clorados requieren grandes volúmenes de reactivo (U.S. EPA 542-F-96-020 Abril de 1996).

Costos: El costo de aplicación de esta técnica se estima que se encuentra entre \$220 a \$550 dólares tonelada métrica (\$200 a \$500 dólares por tonelada) y no incluye excavación y cambio, disposición del residuo, o los costos analíticos. Los factores como alto contenido de arcilla y humedad pueden elevar el costo del tratamiento ligeramente. (http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_19.html).

4.1.2.2 Deshalogenación (Descomposición catalizada por bases).

Descripción: En el proceso de descomposición catalizada por bases (figura 7), se excava el suelo contaminado y se pasa la tierra por una criba para sacar desechos y partículas grandes, después se tritura y se mezcla con bicarbonato de sodio en una proporción de alrededor de una parte de bicarbonato de sodio por diez partes de tierra. Esta mezcla se calienta en un reactor a una temperatura de aproximadamente 330 °C. El calor separa los compuestos halogenados de la tierra por evaporación. La tierra que queda se saca del reactor y se puede llevar de vuelta a su lugar de origen. Los gases contaminados, condensados en forma líquida, pasan a un reactor de fase líquida. La reacción de deshalogenación se produce cuando varias sustancias químicas, entre ellas

hidróxido de sodio (una base), se mezclan con los contaminantes condensados y se calientan en el reactor. La mezcla líquida resultante se puede incinerar o tratar con otra técnica y reciclar. Con la descomposición catalizada por bases no es necesario extraer los reactivos de la tierra tratada como en el caso de la deshalogenación con glicolatos (U.S. EPA 542-F-96-020 Abril de 1996)



Fuente: U.S. EPA. 1996. Desechos Sólidos y Respuesta en Situaciones de Emergencia (5102G).Guía del ciudadano: La deshalogenación química. EPA 542-F-96-020 Abril.

Figura. 7. El proceso de descomposición catalizado por bases.

Aplicabilidad: La deshalogenación puede ser un proceso eficaz para suprimir halógenos de compuestos orgánicos peligrosos, como dioxinas, furanos, bifenilopoliclorados y ciertos plaguicidas clorados. El tratamiento dura poco, usa una cantidad moderada de energía y los gastos de operación y mantenimiento son relativamente bajos. Los dispositivos pueden trasladarse hasta el sitio que deba tratarse, de modo que no es necesario transportar desechos peligrosos (U.S. EPA 542-F-96-020 Abril de 1996).

Limitaciones: Los factores que pueden llegar a limitar la efectividad y aplicabilidad del proceso son:

- El alto contenido de arcillas y humedad en el suelo incrementará sin duda los costos del tratamiento (U.S. EPA 542-F-96-020 Abril de 1996).

Costos: El costo de aplicación de esta técnica se estima que se encuentra entre \$220 a \$550 dólares tonelada métrica (\$200 a \$500 dólares por tonelada) y no incluye excavación y cambio, disposición del residuo, o los costos analíticos. Los factores como alto contenido de arcilla y humedad pueden elevar el costo del tratamiento ligeramente. (http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_19.html).

4.2 Técnicas de tratamiento térmico.

4.2.1. Desorción térmica.

Descripción: La desorción térmica es una tecnología en la cual los desechos (el suelo contaminado) se calientan a una temperatura que oscila entre 320 y 560° C, para conseguir así que los contaminantes que posean un punto de ebullición bajo, pasen a fase de vapor. De esta forma se consigue separarlos para tratarlos adecuadamente. Un sistema de vacío transporta el agua volatilizada, y los orgánicos a un sistema de tratamiento de gases (U.S. EPA. 1993).

Esta tecnología frecuentemente se usa en combinación con la incineración, solidificación y estabilización, o descloración, dependiendo de las condiciones específicas del lugar.

Los sistemas de desorción térmica (Figura 8) comprenden tres componentes: el pretratamiento y sistema de manejo de material, la unidad de desorción, y el sistema de posttratamiento.

Pretratamiento y Sistema de Manejo de Material

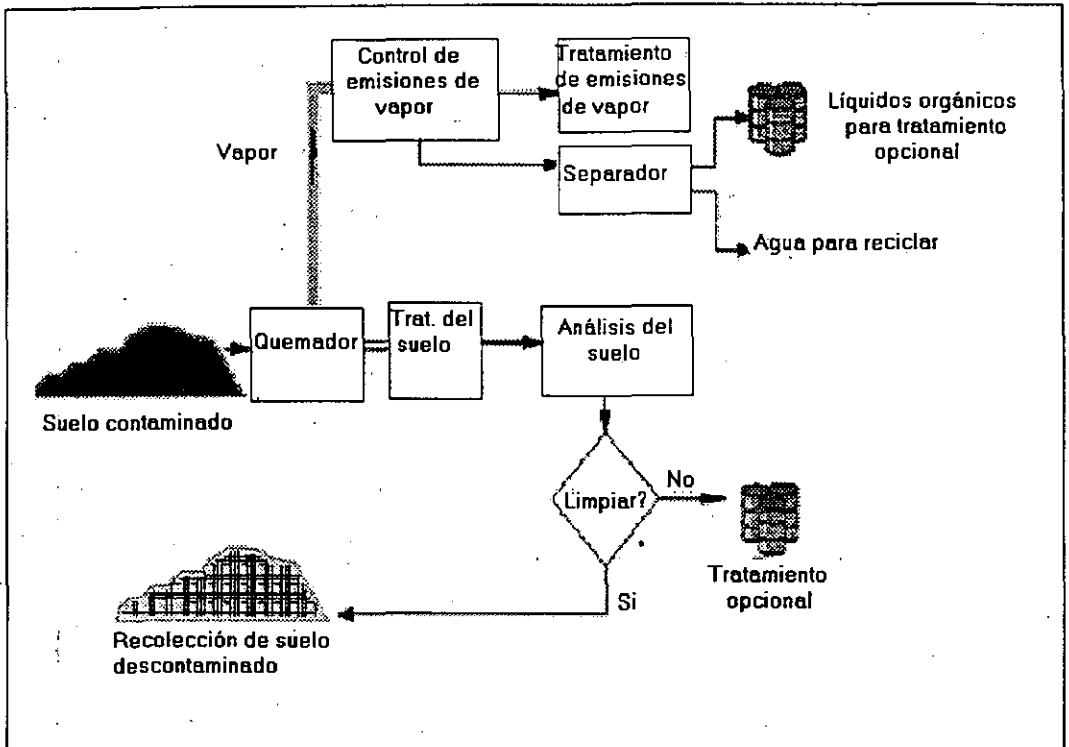
El pretratamiento del suelo contaminado involucra el cernido para quitar terrones grandes y materiales extraños. Si el material contaminado está muy húmedo o tiene un nivel alto de contaminantes, puede ser mezclado con arena o puede secarse para hacer una masa más uniforme para el tratamiento en la unidad de desorción (EPA 542-F-96-005 April 1996).

Unidad de Desorción

La función de la unidad de desorción es calentar la tierra contaminada a una temperatura suficiente para secar y vaporizar los contaminantes del suelo. Es muy común la utilización de una unidad de desorción tipo rotatorio; que consiste en un tambor de metal cilíndrico rodante (EPA 542-F-96-005 April 1996).

Sistema de post-tratamiento

El sistema consiste en procesar los gases que se obtienen de la unidad de desorción y eliminar partículas que son altamente contaminantes. Los contaminantes evaporados en el proceso pueden recuperarse mediante un equipo de condensación (EPA 542-F-96-005 Abril 1996).



Fuente: U.S. EPA. 1996. Solid Waste and Emergency Response (5102G). A Citizen's Guide to Thermal Desorption. EPA 542-F-96-005 April

Figura 8. Proceso de desorción térmica

Aplicabilidad: Los contaminantes que regularmente se tratan con esta tecnología son SVOCs, PAHs, PCBs, y pesticidas; sin embargo la desorción térmica tiene varios puntos de efectividad contra el gran espectro de contaminantes orgánicos. No obstante la

presencia de cloro puede afectar la volatilización de algunos metales. El proceso puede ser aplicable para la separación de contaminantes orgánicos como son: desechos del carbón en las refinerías, desechos de conservadores de alimentos, hidrocarburos que contaminan los suelos, mezclas de contaminantes, solventes, y pesticidas (U.S. EPA. 1993).

Limitaciones: Los factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad de la tecnología de desorción térmica son:

- Si el tamaño de las partículas del suelo contaminado son mayor de 2 pulgadas pueden impactar en la aplicabilidad o bien el costo en un lugar específico.
- Es necesario eliminar previamente contenido de agua del suelo, para así reducir la cantidad de energía requerida para calentar el suelo.
- Los desechos muy abrasivos pueden dañar potencialmente el proceso.
- El alto contenido de arcillas y de materia orgánica en el suelo incrementa el tiempo de reacción como resultado de la adsorción de los contaminantes (U.S. EPA. 1993).

Costos: El costo de aplicación de la desorción térmica es de aproximadamente de \$45 a \$330 dólares por tonelada métrica (\$40 a \$300 dólares por tonelada) de suelo. Esta variación en el costo va a depender principalmente del tipo de contaminante que se desee eliminar, la concentración que este tenga en el suelo, transporte del suelo, excavación. (http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_29.html).

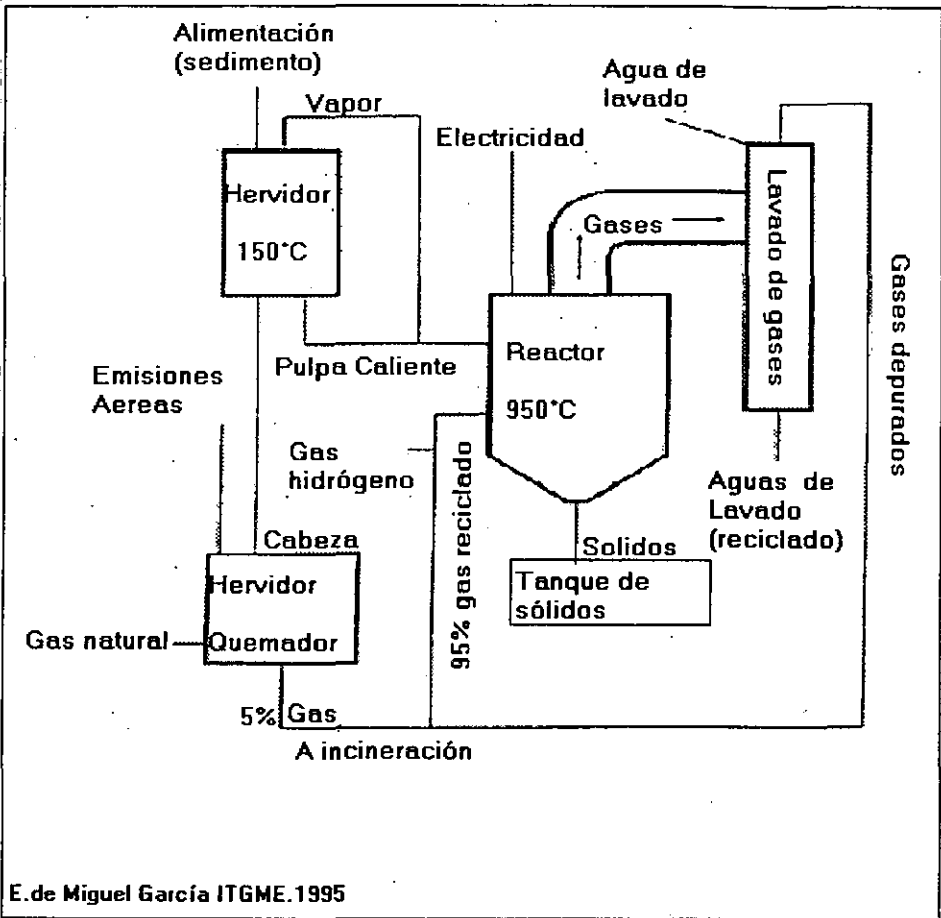
4.2.2 Incineración.

Descripción: En este sistema de tratamiento se usa para volatilizar y quemar (en presencia de oxígeno) compuestos halogenados y otros contaminantes peligrosos de gran persistencia, la destrucción del contaminante en cámaras de combustión a altas temperaturas (800 a 1.200 ° C) permite una eficiencia en la eliminación del contaminante del 99.99%. Existen diferentes tipos de incineradores, la utilización cada uno de ellos dependerá del tipo de contaminante que se desee eliminar (Seoánez, 1999).

Esquemáticamente, el proceso comienza con la disolución de la carga con agua o disolventes, hasta conseguir una proporción no superior al 20% de contenido de sólidos (figura 9) (García, 1995).

A continuación se precalienta la carga, que se bombeada al cuerpo del reactor a través de boquillas de atomización. En el reactor se inyectan, de igual modo hidrógeno y nitrógeno, este último para purgar de oxígeno la unidad. Los gases producidos en el proceso son también recirculados y reinyectados en el reactor. La carga contaminada y los gases bajan en torbellino por el reactor que se mantiene a una temperatura no inferior a 950°C, recogándose la fracción sólida en un tranque inferior, mientras que los gases ascienden por un tubo cerámico central, en el que siguen produciéndose reacciones de reducción. Estos gases abandonan el reactor por su parte superior, penetran en la unidad de lavado, en contracorriente, y son depurados con filtros de acero al carbono y polipropileno. Los gases depurados que contienen hidrocarburos muy ligeros, son recirculados, excepto, aproximadamente, un 5%, que es utilizado como combustible

adicional al quemador. El agua del lavador en contracorriente se recircula hasta que alcanza determinado nivel de contaminación (García, 1995).



Fuente: <http://edafologia.ugr.es/Conta/Tema19/Recursos/Incin.gif>

Figura 9. Sistema de incineración.

Aplicabilidad: La incineración es usada para remediar suelos contaminados con explosivos y desechos peligrosos, particularmente hidrocarburos clorados, PCBs, dioxinas (U.S. EPA. 1993).

Limitaciones: Los factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad de la tecnología de incineración son:

- Existen tamaños específicos de partículas y requerimientos en el manejo de los materiales que pueden impactar la aplicabilidad y los costos en lugares específicos.
- Solo existen lugares específicos en los cuales se permiten tener incineradores para quemar PCBs y dioxinas.
- Los metales pesados pueden producir una capa de cenizas de tal manera que requieren estabilización.
- La volatilización de metales pesados como: mercurio y arsénico salen del incinerador a través del tubo de escape de gases, de tal manera que se requiere de la instalación de un sistema de limpieza de gases para destruirlos (U.S. EPA. 1993).

El suelo sufre una alteración fundamental de sus características, como son el contenido en humedad, materia orgánica, microfauna y una reducción importante en el volumen inicial del mismo.

Costos: La Incineración es eficiente, pero con un costo desde \$250 hasta más de 1,000 dólares por m³. El costo varía, por supuesto, según el tipo de tierras a tratar, pero hay que sumar también el costo del transporte por m³ que puede llegar a ser es muy elevado porque no hay siempre un incinerador en las proximidades (<http://www.ecobiotec.com/spainintro.htm>).

4.3 Técnica de Bioremediación.

4.3.1 Concepto de Bioremediación.

Esta técnica consiste en potenciar el desarrollo de microorganismos con capacidad de degradación de contaminantes. Se puede favorecer la actividad de los microorganismos presentes o bien introducir nuevas especies. Sin embargo para favorecer las acciones bióticas se deben mejorar determinadas condiciones edáficas, añadiendo nutrientes, agua, oxígeno y modificando el pH (<http://edafologia.ugr.es>).

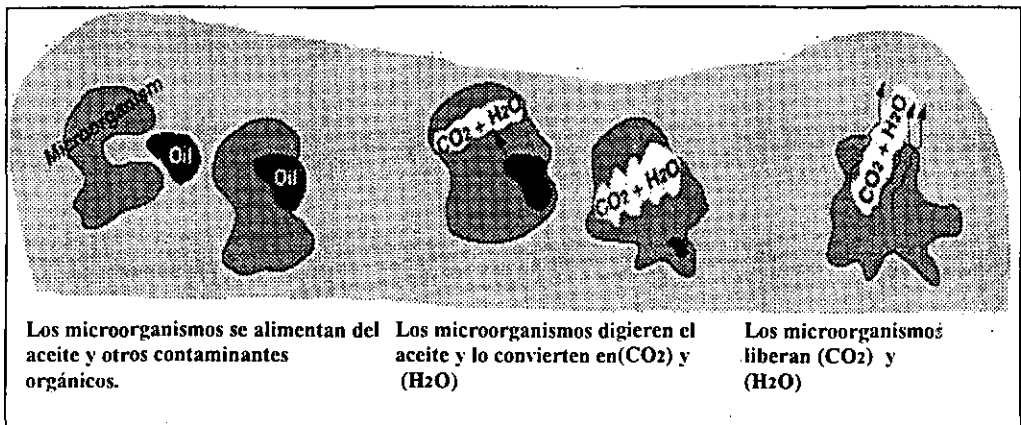
Otra concepción de la bioremediación según la EPA (Environmental Protection Agency) es un proceso de tratamiento de suelos contaminados que usa microorganismos nativos o inducidos (levaduras, hongos, o bacterias) para eliminar, o degradar, sustancias o residuos tóxicos a sustancias no tóxicas.

Los microorganismos deben ser activos y saludables para que la bioremediación se lleve a cabo. Las tecnologías de bioremediación ayudan a los microorganismos al crecimiento y aumento de las poblaciones microbianas creando condiciones medioambientales óptimas para que ellos eliminen la cantidad máxima de contaminantes. La bioremediación específica usada está determinada por varios factores, por ejemplo, el tipo de microorganismos presentes, las condiciones del sitio, y la cantidad y toxicidad de químicos del contaminante. Los diferentes microorganismos degradan diferentes tipos de compuestos y sobreviven bajo las condiciones apropiadas.

Los microorganismos nativos son aquellos microorganismos que se encuentran viviendo en un sitio dado. Para estimular el crecimiento de estos microorganismos nativos, se pueden proporcionar: la temperatura del suelo apropiada, oxígeno, y nutrientes.

Si la actividad biológica necesitara degradar un contaminante en particular y no se encuentra el organismo que tiene esa capacidad, este puede ser agregado al suelo. Éstos se llaman microorganismos inducidos o exógenos (U.S. 1996. EPA 542-F-96-007 April).

Ahora bien la mayoría de los contaminantes orgánicos se degradan bajo condiciones aerobias (figura 10). Sin embargo hay determinados compuestos, como los alifáticos clorados que resisten bien en condiciones aerobias pero son fácilmente degradados en las anaerobias. Otros incluso, como es el caso de los PBC, se degradan primero en condiciones anaerobias, produciéndose la descloración de manera rápida, y luego la degradación prosigue bajo condiciones aerobias (Ewers, 1998).



Fuente: U.S. EPA. 1996. A Citizen's Guide to Bioremediation 542-F-96-007 April

Figura 10. Diagrama Esquemático de la Biodegradación Aeróbica del suelo.

La velocidad de descomposición por los organismos va a depender de su concentración, de determinadas características del suelo (disponibilidades de oxígeno y de nutrientes, pH, humedad y temperatura) y de la estabilidad del contaminante.

En suma, la técnica de bioremediación se puede desarrollar in situ o ex situ dependiendo de la viabilidad del tratamiento.

4.3.2 Función de los microorganismos en el suelo

Microorganismo es el término más comúnmente usado para describir una célula libre. Sin embargo la definición deberá incluir a todos los procariontes así como, a los eucariontes unicelulares: protozoarios, algas y hongos. Los microorganismos están ubicados en el medio ambiente y son responsables de muchos de los ciclos como el del carbono, nitrógeno, azufre, fósforo y otros minerales.

Los organismos microscópicos multicelulares y unicelulares (microorganismos), juegan un papel muy particular, en los procesos de biorremediación de suelos.

Al respecto Alexander (1991), menciona que las bacterias son casi siempre los degradadores primarios; aunque en algunos casos los hongos son importantes. Las plantas microscópicas por ejemplo, sirven como superficies sobre las cuales organismos muy pequeños crecen, y sin embargo la fotosíntesis actúa como fuente de oxígeno. Los animales microscópicos sirven como limpiadores que remueven partículas restantes flotantes.

De tal manera que las bacterias juegan un papel mayor en la biodegradación de contaminantes orgánicos en suelo, actualmente se han formulado productos que contienen dichos microorganismos, lo cual quiere decir que la biotecnología ha avanzado hasta ese grado, manipulando el metabolismo de estos, para así poder tener más efectividad en la aplicación de tratamientos. Los hongos al igual que las bacterias metabolizan componentes orgánicos, Cerniglia Carl E. (citado por Rasul, 1994) menciona que existen microorganismos que pueden ser útiles en la degradación y desintoxicación de

hidrocarburos en los ecosistemas terrestres y acuáticos. Algunos de estos microorganismos como: *Cunninghamella elegans* y *Phanerochaete chrysosporium* tienen la capacidad para degradar compuestos de antracina. Sin embargo Crawford (1996). Menciona que se tiene la desventaja que dichos microorganismos no compiten bien en muchos sistemas de remediación (tabla 4).

Por ejemplo Alexander (1991). Menciona que en suelos bien aireados tanto las bacterias como los hongos llegan a ser importantes, pero en suelos poco aireados las bacterias solo son responsables de los cambios biológicos y químicos que se observan en un sitio.

Por otro lado los protozoarios barren partículas materiales, incluyendo otros microorganismos, un papel similar al que hacen los animales en gran escala. Las algas y las plantas tienen la capacidad de fotosintetizar, lo cual indica que pueden ser usados para proveer oxígeno a sistemas microbiológicos y para remover nutrientes orgánicos. Sin embargo, la fuente de luz requerida para el crecimiento de algas es raramente flexible en sistemas de biorremediación. Algunos procesos de tratamiento biológico, que tienen como fundamento la utilización de hongos y algas están bajo desarrollo para usarse con algunos materiales contaminantes que son altamente tóxicos. (Ewers, 1998).

Pesticida	Microorganismo
Benomil	No identificado
Carbofuran	Pseudomonas Bacillus Arthrobacter Azospirillum Streptomyces Flavobacterium
Diazinon	Flavobacterium
Dalapon	Rhizobium Ps. Putida Moraxella
DDT	Hydrogenomonas Mucor
EPTC	Flavobacterium
Fenitrothion	Alcaligenes
Isufenfos (y compuestos relacionados)	Pseudomonas sp. Arthrobacter
Linuron	Bacillus sphaericus
Malation	Arthrobacter
Paration	Flavobacterium Ps. Diminuta Arthrobacter
Mefosfolan	No identificado
Metil-paration	Pseudomonas
Pentaclorofenol	Arthrobacter Flavobacterium
Propanil	Fusarium solani
2,4-D y MCPA	Arthrobacter Pseudomonas
2,4,5-T	Ps. Cepacia
Triazinas	Bacterias y hongos
Iprodiona	Suelo enriquecido con cultivos Gram- negativo
Vinclozolin	Gram- negativo
Compuestos de Antracina	Phanerochaete chrysosporium Cunninghamella elegans

Fuente: Cámara D. Oscar A. (1997)

Tabla 4. Microorganismos que tienen la capacidad de degradar plaguicidas.

4.3.3. Factores Medioambientales que afectan la biodegradación.

Factor medioambiental	Niveles óptimos
Oxígeno	Metabolismo aeróbico: mayor que 0.2 mg/L oxígeno disuelto, espacio mínimo del poro 10% de aire-lleño. Metabolismo Anaeróbico: menos de 0.2 mg/L oxígeno disuelto, concentración de O ₂ menos de ,1% aire-lleño en el espacio del poro.
Nutrientes	Nitrógeno suficiente, fósforo, y otro nutrientes que no limitan crecimiento microbiano así (se sugiere una proporción de C:N:P de 120:10:1).
Humedad	Suelo no saturado: 25-85% capacidad de retención de agua , -0.01 MPa; afectará la transferencia de oxígeno en el suelo (estado aeróbico); En suelo saturado, el agua afectará transporte proporcional de oxígeno y por lo tanto afectará la proporción de la remediación aeróbica.
Ambiente	(pH) 5.5-8.5
Ambiente (redox)	Aerobios y anaerobios facultativos: más de 50 milivolts; Anaerobios: menos de 50 milivolts.
Ambiente	(temperatura) 15-45°C (mesofílico).

U.S. EPA. 1990. Handbook on in situ treatment of hazardous waste-contaminated soils. EPA/540/2-90/002.

La U.S. EPA (1989) Caracteriza los factores como sigue: El Oxígeno se difunde dentro del suelo y el aire por encima de éste, y gases en la atmósfera del suelo se difunden en el aire. La concentración de oxígeno en un suelo puede ser mucho menor que en el aire, sin embargo, las concentraciones de CO₂ en el suelo pueden ser de mayor magnitud que en el aire. Una gran parte de la población microbiana dentro del suelo depende del oxígeno como el aceptador del electrón terminal en el metabolismo. Cuando los poros del suelo se llenan de agua, la difusión de gases a través del suelo se restringe ya que el oxígeno se difunde a través de aire 10,000 veces más rápidamente que a través de agua. Oxígeno puede ser consumido más rápidamente y entonces este puede ser reemplazado por difusión de la atmósfera, y el suelo puede llegar a ser anaeróbico. Los organismos anaeróbicos facultativos pueden usar oxígeno cuando está presente o bien

cambiar a los aceptadores del electrón alternativos como nitrato en la ausencia de oxígeno (bacterias desnitrificantes), y los organismos anaeróbicos obligados llegan a ser las poblaciones dominantes.

Respecto a los nutrientes, el metabolismo microbiano y crecimiento dependen de los suministros adecuados de macro y micronutrientes. Si los contaminantes presentes en un sitio son ricos en materiales de carbono y pobres en nitrógeno (N) y fósforo (P), la superficie puede llegar a bajar los niveles de N y P disponible que se requieren para la biodegradación de los contaminantes orgánicos. La adición de nutrientes puede ser utilizada como una técnica fundamental para reforzar la degradación microbiana, las proporciones recomendadas para los sistemas superficiales son; carbono (C), N, y P son 120:10:1. (U.S. EPA , 1991).

El potencial de matriz del suelo es la energía requerida para extraer agua de los poros para superar la capilaridad y fuerzas de adsorción. El agua del suelo también sirve como el medio de transporte a través del cual muchos nutrientes y los electores orgánicos se difunden a la célula microbial , y a través de los cuales los productos contaminantes metabolizados son removidos. El agua del suelo también afecta el estado de aeración, naturaleza, y cantidad de materiales solubles; la presión osmótica; y el pH de la solución del suelo. En 1990, la U.S. EPA llevo a cabo trabajos de investigación respecto a los porcentajes óptimos de humedad que se requieren en el suelo, para obtener un alto porcentaje de biodegradación y de detoxificación de contaminantes, llegando a la conclusión de que con porcentajes de 60 al 80% de humedad de capacidad de campo se obtenían resultados aceptables respecto a la eliminación de contaminantes. Entendiendo

por capacidad de campo como la cantidad de agua sostenida contra la fuerza de gravedad, generalmente igual a 0.1 a 0.3 atmósferas de fuerza (U.S. EPA 1989).

Otros factores medioambientales, incluso el pH, potencial del redox, y temperatura, son parámetros importantes que afectarán la proporción y magnitud de la bioremediación en sistemas superficiales saturados e insaturados. Fuera del rango del pH de 5.5 a 8.5, la actividad microbiana se disminuye generalmente (U.S. EPA 1989).

En suma se recomiendan a menudo mantener al suelo cerca del pH neutro para obtener resultados óptimos en bioremediación.

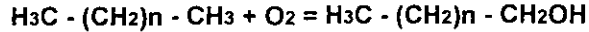
El potencial Redox de un ambiente influye en el metabolismo y la actividad microbiana. Para el metabolismo aeróbico el potencial del redox debe ser mayor que 50 millivolts, en cambio para el anaeróbico, la condición es de menos de 50 millivolts

Un potencial redox más alto de 50 milivolts conduce a la biodegradación de hidrocarburos; en cambio un potencial redox de menos de 50 milivolts permite que se lleve a cabo la degradación de hidrocarburos clorados (U.S. EPA 1989).

4.3.4 El mecanismo de biodegradación de los hidrocarburos.

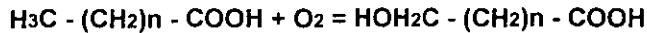
Los hidrocarburos de petróleo pertenecen a una familia de compuestos químicos orgánicos llamada Alcanos. En una primera fase aeróbica de la biodegradación, que ocurre en los hidrocarburos tanto de cadena corta como de cadena larga, el alcano, con el tiempo, se descompone en el alcohol correspondiente. Sucesivamente el primer alcohol derivado del alcano se oxida, por aldehído - dehidrogenasa, para dar el aldehído y el ácido graso mono básico. Los derivados finales de estas reacciones son ácidos grasos, dióxido de carbono y agua ([http://www. Ecobiotec.com](http://www.Ecobiotec.com)).

Mecanismo de degradación de los alcanos



(Alcohol Graso de tipo Primario)

Nota: a partir de este punto la reacción procede anaeróbicamente



(Hidróxido del Ácido Graso)



(Ácido Graso con dos Radicales Carboxílicos)

4.3.5 Estudios de caracterización.

Para la aplicación exitosa de las técnicas de bioremediación se deben llevar a cabo en primer lugar estudios de caracterización con tres enfoques principales: Hidrogeológico, químico y microbiológico, de lo contrario los esfuerzos de limpieza de los sitios contaminados serán limitados y la contaminación del suelo podría verse agravada (Saval, 1996). Solamente cubriendo los tres enfoques ya mencionados se podrá pensar en la bioremediación como una alternativa para limpiar suelos contaminados. Una vez que se obtiene

esta información ,será necesario encontrar las condiciones más apropiadas para lograr la máxima degradación de los contaminantes, en el menor tiempo posible y a los costos más bajos. A continuación se presenta una tabla en la que podemos ver los datos que deben ser tomados en campo para llevar a cabo el estudio de caracterización de un sitio contaminado.

1)	CLASE QUÍMICA	
	1.1	Nombre de los contaminantes conocidos.
	1.2	Acido
	1.3	Base
	1.4	Polar-Neutral
	1.5	No polar - Neutral
	1.6	Inorgánico
2)	PROPIEDADES QUÍMICAS	
	2.1	Peso molecular
	2.2	Punto de fusión.
	2.3	Gravedad específica
	2.4	Estructura
	2.5	Solubilidad de agua
3)	REACTIVIDAD QUÍMICA	
	3.1	Oxidación
	3.2	Reducción
	3.3	Hidrólisis
	3.4	Precipitación
	3.5	Poliimerización
4)	PARAMETROS DE SORBCIÓN DEL SUELO	
	4.1	Constantes de sorbción de Freudlich (K,N).
	4.2	Sobrción basada en contenido de carbón orgánico (Koc)
	4.3	Coeficientes de partición octanol- agua (Kow).
5)	PARAMETROS DE DEGRADACIÓN DEL SUELO.	
	5.1	Vida media (t 1/2)
	5.2	Velocidad de reacción (1er Orden)
	5.3	Biodegradabilidad relativa

Sigue →

6)	PARAMETROS DE VOLATILIZACIÓN DEL SUELO	
	6.1	Presión de vapor.
	6.2	Constante de ley de Henry.
	6.3	Sorción basada en contenido del carbón orgánico (Koc)
	6.4	Solubilidad de agua
7)	PARAMETROS DE LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO	
	7.1	Concentración en el suelo.
	7.2	Profundidad de la contaminación.
	7.3	Día de la contaminación.
	7.4	Área ocupada por la contaminación
	7.5	Temperatura del suelo/sitio
8)	CARACTERÍSTICAS SUELO/AGUA SUBTERRANEA	
	8.1	Textura
	8.2	pH
	8.3	Nutrientes disponibles
	8.4	Fuentes de carbón
	8.5	Porosidad
	8.6	Permeabilidad
	8.7	Densidad
	8.8	Materia orgánica
	8.9	Contenido de carbón orgánico
	8.10	Capacidad de intercambio iónico
	8.11	Contenido de arcilla
	8.12	Oxígeno disuelto
	8.13	Potencial redox
	8.14	Metales totales (Mg,Cu,Ni,Fe y Mn)
	8.15	Alcalinidad
	8.16	Contenido de humedad
	8.17	Población microbiana total
	8.18	Degradadores del contaminante
	8.19	Profundidad del agua subterránea
9)	CONTAMINANTE	
	9.1	Constituyentes peligrosos
	9.2	Concentración en el suelo.
	9.3	Distribución en:
	9.4	Suelo/agua
	9.5	Suelo/aire
	9.6	Aire/agua
	9.7	Contaminante/suelo-aire-agua
10)	PARAMETROS BIOLÓGICOS	
	10.1	Pruebas de incubación el suelo
	10.2	Prueba respirométrica
	10.3	Estudio de cultivos
	10.4	Enumeración bacteriana
	10.5	Prueba de toxicidad

Fuente: Sims, R. (1990)

Tabla 5. Protocolo de bioremediación.

4.3.6 Técnicas de tratamiento biológico.

Las primeras técnicas de tratamiento biológico que se aplicaron son el composteo y la biolabranza (Land-farming), así como el uso de reactores con cepas puras de bacterias degradadoras combinando con el de bombeo e inyección del agua subterránea a través de pozos. Posteriormente se aplicaron otras técnicas innovadoras como la bioestimulación y el bioventeo (Saval, 1997). Cabe señalar que las tecnologías de tratamiento biológico en general, han sido desarrolladas para sitios específicos. Esto significa que para poder aplicarlas en otro lugar habrán de realizarse estudios previos que permitan conocer las características hidrogeológicas, químicas y microbiológicas del nuevo lugar con el fin de hacer modificaciones o innovaciones necesarias a través de la experimentación a nivel laboratorio, antes de proceder a su aplicación en escala de demostración *in situ*. A continuación se describen las técnicas más utilizadas en la descontaminación de suelos contaminados por plaguicidas (Saval, 1996).

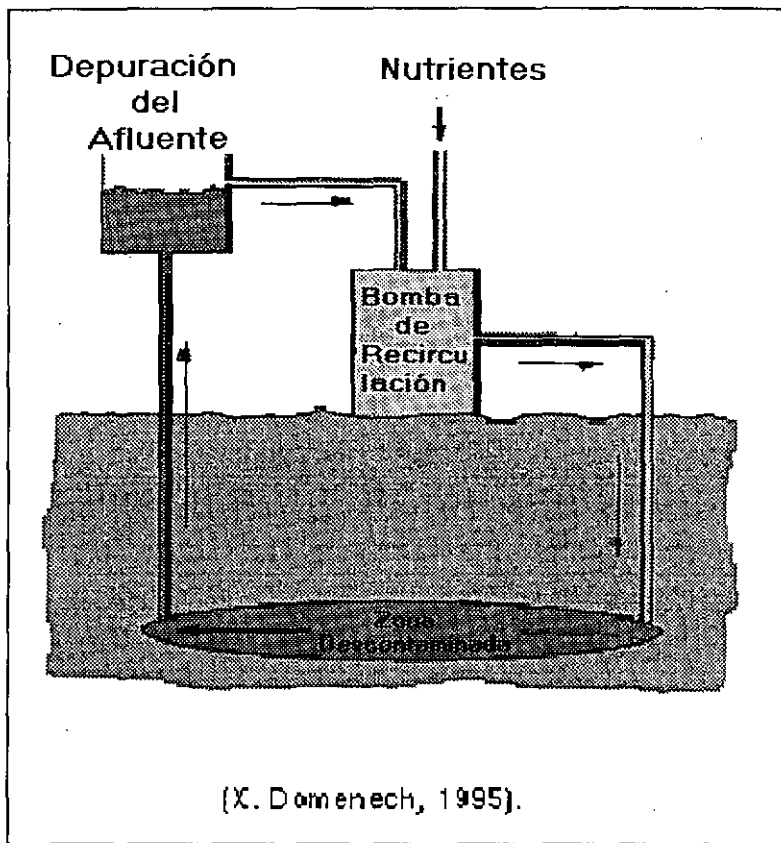
Las técnicas de tratamiento biológico pueden ser aplicables *in situ* para aquellas que se llevan a cabo en el sitio contaminado, y *ex situ* si el suelo contaminado se lleva a otro lugar para su tratamiento.

4.3.6.1 In Situ

En las técnicas In Situ no se requiere de excavación de los suelos contaminados, de manera que resulta ser más barato que las técnicas ex situ. También, es posible tratar un gran volumen de suelo de inmediato. Sin embargo, estas técnicas pueden ser más lentas que las técnicas ex situ, puede ser más difícil manejar, y son más eficaces en los sitios con suelos permeables (arenosos o no compactados).

El objetivo aeróbico en la bioremediación in situ es proporcionar oxígeno y nutrientes a los microorganismos del suelo (Ver figura 11). En las técnicas in situ puede variar la manera en que se proporciona el oxígeno a los organismos que degradan el contaminante. Por ejemplo la técnica de bioventeo, proporciona oxígeno a estos organismos bombeando aire en la superficie del suelo o bien sobre la superficie del agua. En cambio la bioaumentación se proporcionan nutrientes y oxígeno a los microorganismos nativos que se encuentran en un suelo contaminado, a través de un sistema de bombeo y reinyección de aguas subterráneas.

La bioremediación in situ no puede llevarse a cabo de forma óptima en suelos de textura arcillosa, porque el oxígeno no puede distribuirse uniformemente a lo largo del área del tratamiento. En la remediación in situ a menudo se requieren varios años para alcanzar metas de restauración y depende principalmente de cómo pueden ser biodegradados los contaminantes. Sin embargo se puede requerir menos tiempo con contaminantes poco complejos (U.S. EPA. 1996. A Citizen's Guide to Bioremediation).



Fuente: <http://edafologia.ugr.es/Conta/Tema19/Recursos/BioOn.gif>

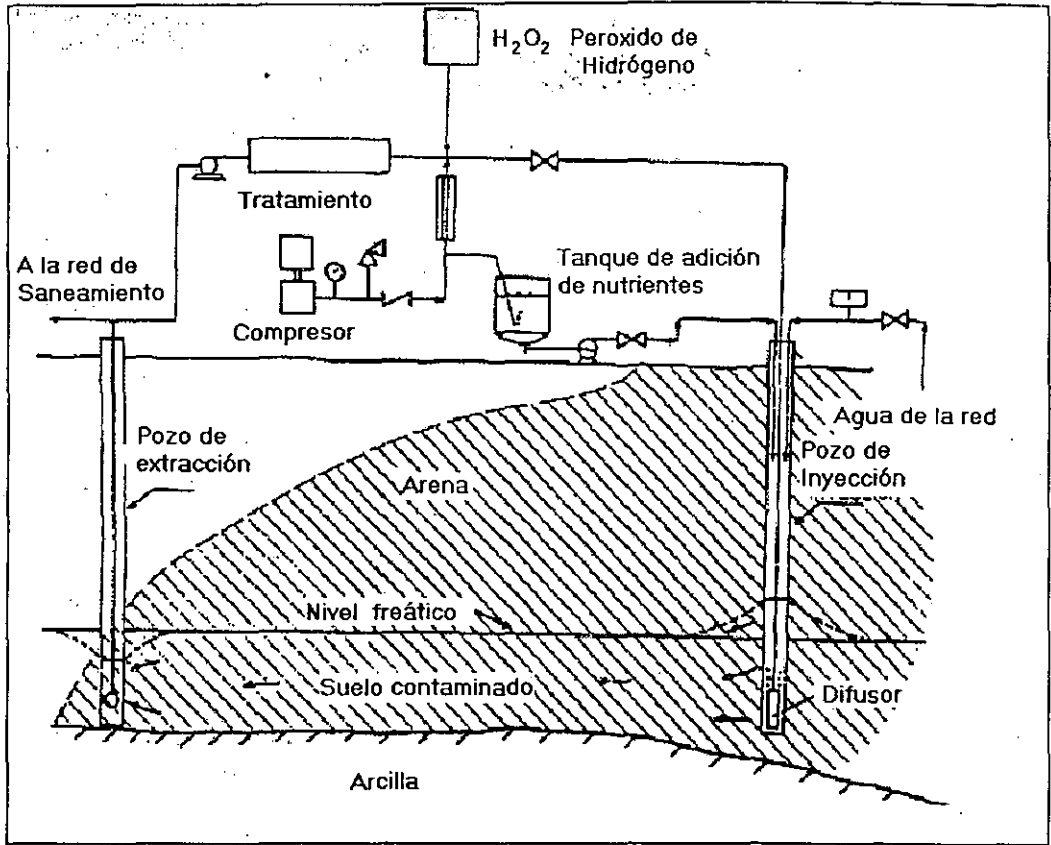
Figura 11. Tratamiento microbiológico in situ.

4.3.6.1.1 Bioaugmentación.

Descripción: La biodegradación utiliza bacterias del suelo o externas, aportadas para biodegradar los compuestos orgánicos en el suelo. La tecnología comprende la potenciación de la biodegradación natural mediante aporte de nutrientes (fósforo, nitrógeno, etc.), oxígeno y, a veces, inoculación de cultivos de bacterias (figura 12). También es posible ajustar algunos parámetros ambientales como el pH y la temperatura del suelo.

A menudo la biodegradación se realiza con un sistema de bombeo y reinyección de aguas subterráneas, mediante el que se aportan los nutrientes y una fuente de oxígeno, habitualmente peróxido de hidrógeno (U.S. EPA. 1993).

La ventilación de la zona no saturada, mediante inyección de aire, es otra forma de añadir oxígeno. De esta forma se tiene la capacidad de extraer simultáneamente los componentes orgánicos del aire. En ausencia de oxígeno los contaminantes pueden ser finalmente metabolizados a metano, con una cantidad limitada de dióxido de carbono y cantidades pequeñas de gas hidrogenado. Algunas veces los contaminantes son degradados a productos intermedios que pueden ser menos, igual o más peligrosos que el contaminante original (U.S. EPA. 1993).



Fuente: Conde Arias-Camison, 1996.

Figura 12. Sistema de biodegradación in situ.

Aplicabilidad : Esta tecnología ha sido usada con gran éxito para remediar suelos contaminados por hidrocarburos del petróleo, solventes clorados, algunos plaguicidas, conservadores de alimentos, y otros químicos orgánicos. Las pruebas piloto indican la efectividad de la degradación microbiana de nitotoluenos en suelos contaminados con explosivos. En general la biodegradación es especialmente efectiva para remediar suelos contaminados con compuestos orgánicos (U.S. EPA. 1993).

En 1996 en, Ontario, Canada se aplicó esta técnica en un volumen de suelo de 200 toneladas, dicho suelo contenía residuos de un plaguicida llamado Metolacior, el proceso de descontaminación tuvo una duración de 18 meses , obteniendo resultados muy alentadores.

Limitaciones: Los factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad del proceso de biodegradación son los siguientes:

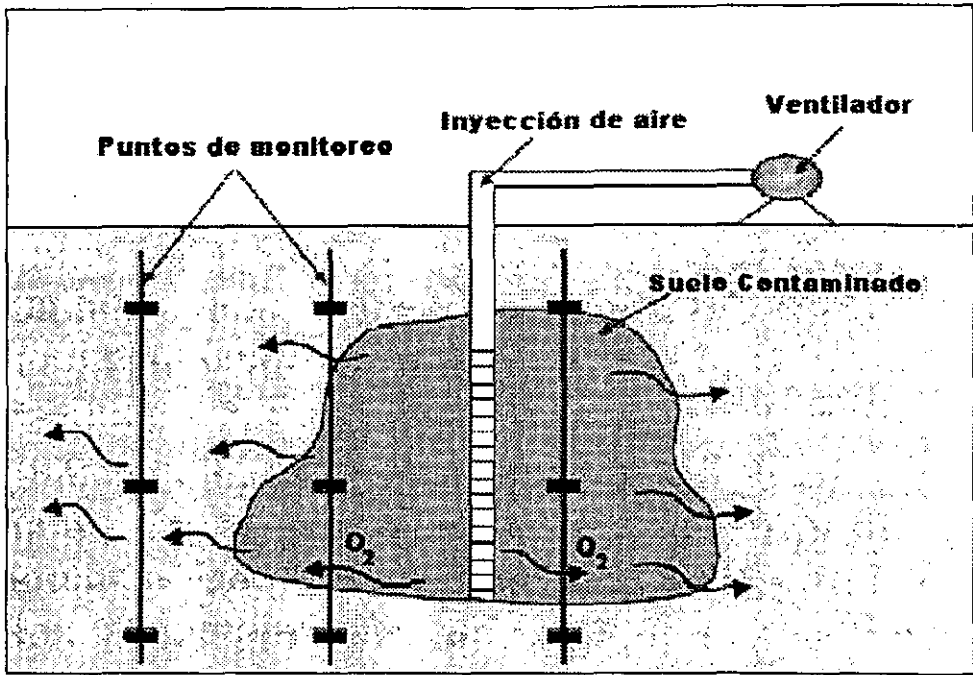
- Los objetivos de limpieza no pueden llevarse a cabo si la capa del suelo no permite el contacto entre el microorganismo y el contaminante.
- La circulación de las soluciones basificadas de agua a través del suelo pueden incrementar la movilidad del contaminante y necesitar un tratamiento para el tratamiento del agua.
- La colonización masiva por microbios puede ocurrir causando una obstrucción de los nutrientes y de las paredes de la inyección de agua.
- Las rutas de flujo preferencial muchas veces puede disminuir el contacto entre los fluidos inyectados y el contaminante, en todas las zonas contaminadas.
- Las altas concentraciones de metales pesados, orgánicos altamente clorados, largas cadenas de hidrocarburos o sales orgánicas son altamente tóxicos para los microorganismos.
- Las bajas temperaturas ocasionan que la actividad de los microorganismos disminuya, dando como resultado una baja bioremediación (U.S. EPA. 1993).

Costos: Las variables que afectan el costo son: la naturaleza de los contaminantes y la profundidad a la que se encuentran, el uso de bioaumentación y/o adición de peróxido de hidrógeno y proporción de bombeo de agua del manto freático (U.S. EPA. 1993). Los costos de aplicación regularmente oscilan entre \$30 y \$100 dólares por metro cúbico de suelo. (http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_15.html).

4.3.6.1.2 Bioventeo.

Descripción: Esta técnica consiste básicamente en la inyección de oxígeno a través del suelo para estimular la población microbiana netamente aerobia. Se libera aire de la atmósfera en el suelo sobre la superficie del agua a través de pozos de inyección colocados sobre el suelo donde la contaminación existe. El número, localización, y profundidad de los pozos dependen de muchos factores geológicos y las consideraciones de diseño.

Se puede usar un soplador aéreo para extraer el aire del suelo a través de los pozos de la inyección. Los flujos de aire a través del suelo y el oxígeno son usados por los microorganismos. Pueden bombearse nutrientes en el suelo a través de los pozos de inyección. El Nitrógeno y Fósforo puede agregarse para aumentar la tasa de crecimiento de los microorganismos (EPA 542-F-96-007 April 1996).



Fuente: U.S. EPA. 1996. Bioremediation of Hazardous Waste Sites.

Figura 13. Sistema de Bioventeo.

Aplicabilidad: La tecnología de bioventeo se ha usado con gran éxito para remediar suelos contaminados por hidrocarburos del petróleo, solventes clorados, algunos plaguicidas, conservadores de alimentos, y otros químicos orgánicos.

Mientras la bioremediación no pueda degradar contaminantes inorgánicos, ésta solo puede usarse para cambiar el estado de las valencias de los inorgánicos y permitir una adsorción, acumulación y concentración en micro o macroorganismos. Esta técnica ha mostrado ser una considerable promesa para estabilizar o remover compuestos inorgánicos de los suelos (U.S. EPA. 1993).

Limitaciones: Los factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad de la tecnología de bioventeo son los siguientes:

- Realización de pruebas piloto in situ para determinar la permeabilidad del gas en el suelo, lo cual incrementa los costos.
- La baja permeabilidad de los suelos reduce considerablemente la efectividad de la técnica.
- Los vapores pueden formarse en sótanos dentro del radio de influencia de las paredes de inyección de aire.
- El bajo contenido de humedad puede limitar la biodegradación y la efectividad de bioventeo.
- Se puede requerir el monitoreo de la salida de gases en la superficie del suelo.
- La biodegradación aeróbica de muchos compuestos clorados no puede ser efectiva, a menos que exista un cometabolito, o un ciclo anaeróbico.
- Las bajas temperaturas ocasionan una baja efectividad en la descontaminación (U.S. EPA. 1993).

Costos: Los factores que afectan el costo incluyen la concentración y el tipo de contaminante, la permeabilidad del suelo, el número de pozos y el espacio entre ellos, porcentaje de bombeo y tratamiento de los gases (U.S. EPA. 1993). Los costos de aplicación de la tecnología de bioventeo se encuentran entre \$10 y \$70 dólares por metro cúbico. Esta tecnología no requiere el equipo costoso y relativamente poco personal está implicado en la operación y el mantenimiento de un sistema de bioventeo. (http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_15.html)

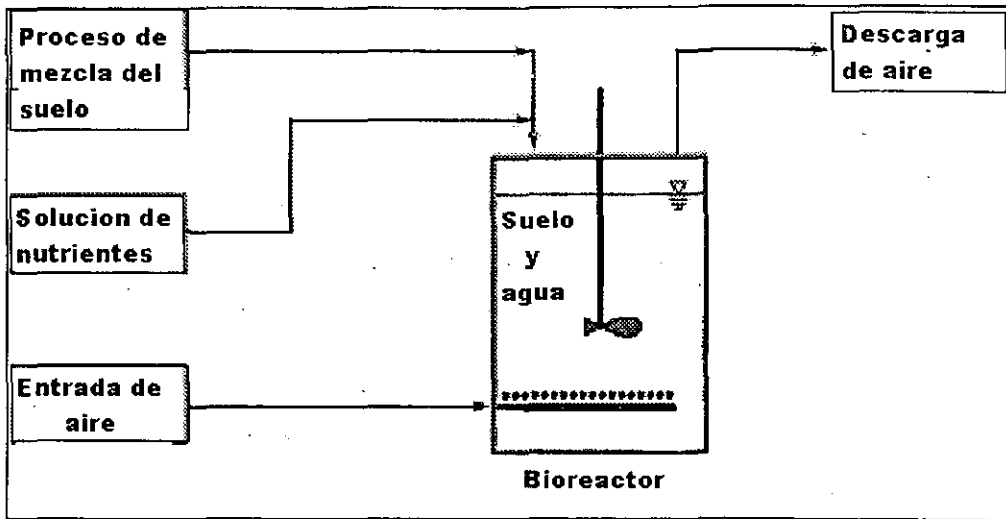
4.3.6.2 Ex Situ

Las Técnicas Ex Situ pueden ser más rápidos, más fáciles de controlar, y tratan un rango más amplio de contaminantes y tipos de suelos que las técnicas In situ. Sin embargo, estas requieren la excavación y tratamiento del suelo contaminado antes y, a veces, después de que la bioremediación real ha pasado. Las técnicas ex situ incluyen bioremediación en fase acuosa y bioremediación de fase sólida.

4.3.6.2.1 Bioremediación en fase acuosa

Descripción: En esta tecnología el suelo contaminado se combina con agua y otros aditivos en un tanque grande llamado "bioreactor" y se mezcla para guardar los microorganismos que ya están presentes en el suelo. Los nutrientes y oxígeno se agregan, y las condiciones se controlan en el bioreactor para crear un ambiente óptimo para que los microorganismos degraden los contaminantes, luego biotratamos los residuos líquidos que generan (U.S. EPA. 1993).

Esta tecnología es un tratamiento biológico que puede ser un proceso relativamente rápido comparado con otros procesos de tratamientos biológicos, particularmente para suelos arcillosos. El éxito del proceso depende principalmente de las características del suelo y de las propiedades químicas del material contaminado (U.S. EPA. 1993).



Fuente: U.S. EPA. 1996. Bioremediation of Hazardous Waste Sites.

Figura 14. Sistema de tratamiento en reactor.

Aplicabilidad: La bioremediación en fase acuosa se ha usado con gran éxito para remediar suelos contaminados por explosivos, hidrocarburos del petróleo, petroquímicos, solventes clorados, algunos plaguicidas, conservadores de alimentos, y otros químicos orgánicos. Los bioreactores han favorecido mucho en las técnicas de tratamiento biológico in situ, para tratar suelos heterogéneos, suelos de baja permeabilidad, áreas donde principalmente las corrientes subterráneas son difíciles de captar, o cuando se requiere una gran rapidez en el tratamiento (U.S. EPA. 1993).

Limitaciones: Los factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad de la bioremediación en fase acuosa son los siguientes:

- Se requiere de una excavación del suelo contaminado.

- El manejo previo de los materiales y la colocación de los mismos en el reactor es difícil y costoso.
- La heterogeneidad de los suelos puede crear serios problemas en el manejo de los materiales.
- La eliminación del agua del suelo después del tratamiento puede ser costoso.
- Se requiere de un método aceptable para disponer de los residuos líquidos no reciclables (U.S. EPA. 1993).

Costos: El tratamiento con esta tecnología tiene aproximadamente costos que varían desde \$130 hasta \$200 dólares por el metro cúbico. La variación en el costo va a depender de: el tipo de contaminante a eliminar, tipo de reactor y la presencia de compuestos volátiles. Los costos para estos últimos son de \$160 hasta \$210 dólares por el metro cúbico (http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_15.html).

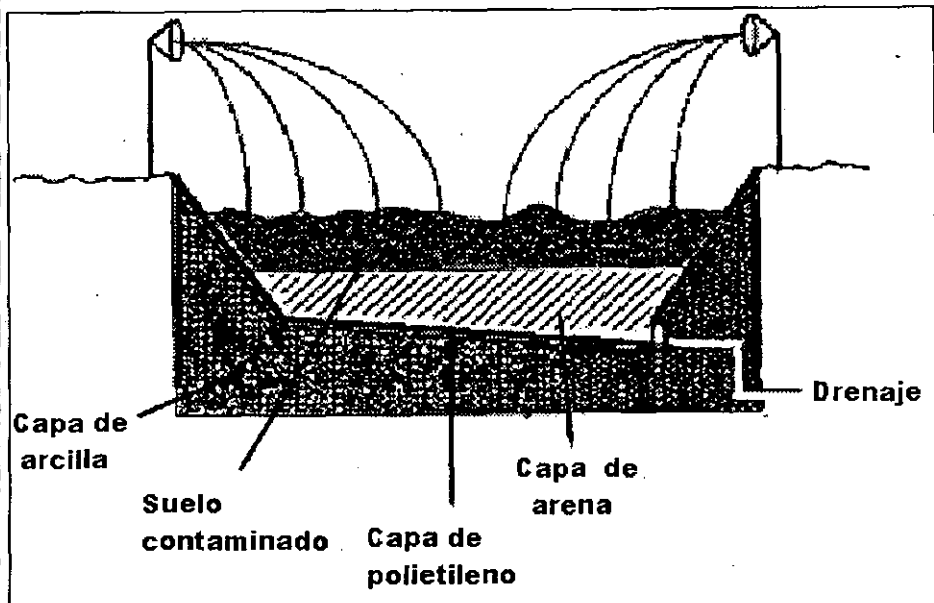
4.3.6.2.2 Bioremediación en fase sólida.

La bioremediación en fase sólida es un proceso que trata los suelos en áreas de tratamiento, dichas áreas están equipadas con sistemas de recolección para impedir que cualquier contaminante escape del tratamiento. Humedad, calor, nutrientes, y oxígeno se controlan para reforzar la biodegradación. Los sistemas en fase sólida son relativamente simples de operar y mantener, requieren un espacio amplio, y la restauración del material contaminado requieren más tiempo que los procesos de la fase acuosa. El proceso de tratamiento de fase sólida del suelo utilizado con mayor frecuencia es biolabranza (Landfarming).

4.3.6.2.2.1 Biolabranza (Landfarming).

Descripción: Esta tecnología de tratamiento es relativamente simple, se excavan suelos contaminados y se extienden formando así parcelas de tratamiento. Los suelos se voltean periódicamente para mezclar la pérdida de aire. Se controlan humedad y nutrientes para optimizar la bioremediación. Este método, también es llamado Bio Estimulación o estimulación de microorganismos nativos, se basa en activar y potenciar las colonias de microorganismos nativos mediante el aporte de nutrimentos y oxígeno. Se requiere que exista una cantidad mínima de microorganismos nativos presentes en el medio a tratar. Como son casi exclusivamente las cepas aeróbicas las que cumplen la función de biodegradar los hidrocarburos, el tratamiento dura un tiempo bastante largo porque se pierde casi totalmente la función depuradora de las cepas anaeróbicas de microorganismos indígenas. Por eso se necesitan un aporte muy frecuente de nutrientes y una gran cantidad de mano de obra y medios mecánicos para remover y oxigenar las tierras contaminadas (U.S. EPA. 1993).

El período de tiempo para el bioremediación dura desde 12 hasta 36 meses sin embargo este tiempo puede alargarse más si los nutrientes, oxígeno o la temperatura no se controlan propiamente. En algunos casos, la reducción de concentraciones de los contaminantes puede atribuirse más realmente a la volatilización que a la biodegradación (U.S. EPA. 1993).



Fuente: U. S. EPA. 1990 bioremediación in the field, EPA/540/2-90-004.

Figura 15. Unidad de tratamiento Landfarming.

Aplicabilidad: Este tratamiento es adecuado para contaminaciones bastante superficiales y de amplia extensión. Los contaminantes que pueden ser tratados con la tecnología de biolabranza son diesel, aceites, desechos de conservadores de alimentos, desechos de alimentos y algunos plaguicidas (U.S. EPA. 1993).

Limitaciones: Los factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad de la tecnología de biolabranza son los siguientes:

- Se requiere una gran cantidad de espacio.
- Si se requiere la excavación de los suelos contaminados, el manejo de los materiales y los costos adicionales son muy altos.

- Las condiciones adecuadas para la degradación biológica de los contaminantes son generalmente incontrolables, lo cual incrementa el periodo de tiempo para finalizar la remediación, especialmente para compuestos recalcitrantes.
- Los contaminantes inorgánicos no pueden ser degradados.
- Los contaminantes volátiles, así como los solventes, deberán ser pretratados, debido a que estos se evaporan en la atmósfera, causando contaminación en el aire.
- La presencia de iones metálicos puede ser tóxico para los microorganismos, disminuyendo así la actividad (U.S. EPA. 1993).

Costos: Los factores que afectan el costo incluyen la concentración del contaminante, el tipo de contaminante, y si el tratamiento requiere de excavación o no. El costo de preparación de las camas donde se lleva a cabo la biolabranza es de aproximadamente \$100 dólares por metro cúbico. No obstante los costos antes del tratamiento ascienden de \$25.000 a \$50.000 dólares para los estudios del laboratorio; y de \$100.000 a \$500.000 dólares para las pruebas o las demostraciones experimentales de campo (http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_15.html).

V. Ventajas y desventajas de la técnica de bioremediación.

La ventajas y desventajas de las técnicas de bioremediación aparecen reflejadas a continuación:

Ventajas	Desventajas
Técnicas de tratamiento térmico	
Adecuado para suelos fuertemente contaminados, tanto por sustancias orgánicas como inorgánicas	Los metales pesados se incorporan a la matriz del suelo, fundamentalmente, a temperaturas elevadas. El Cd y el Hg se eliminan (punto de ebullición más elevado)
Tratamiento rápido	Tratamiento claro Se producen cambios en la estructura del suelo
Técnicas de tratamiento físico-químico	
Relativamente rápido	Esfuerzo enorme en la ingeniería del proceso.
Los metales pesados pueden ser eliminados.	Consumo de agua muy elevado. Los resultados dependen de las características del suelo. Los disolventes deben ser retirados y los lodos almacenados Se producen cambios en la estructura del suelo y en sus características biológicas Apropiado fundamentalmente para suelos de textura arenosa
Técnicas de tratamiento biológico	
Barata (tanto en inversión como en costos de operación) y efectiva.	Requiere de largos periodos de tiempo Duración: de meses años
Beneficiosa desde el punto de vista ecológico.	Adecuada unicamente para contaminantes orgánicos
No se producen residuos, si se altera la estructura del suelo.	Requiere mucho espacio
Se protege la flora del suelo.	Las bacterias pueden inhibirse por la presencia de tóxicos o altas concentraciones de contaminantes
Ingeniería de proceso sencilla en comparación con otras técnicas	Los suelos deben tener una permeabilidad muy alta
Técnica versátil	

Fuente: Christine Pennerstorfer, et. Al. 1996

VI. Análisis y Discusión.

Sin duda alguna la importancia de la contaminación del medio ambiente y sus elementos que la integran ha repuntado en los últimos años debido a que se ha llegado al punto máximo en el cual se tiene como limitantes de producción de alimentos la capacidad de uso del suelo y agua.

En el presente trabajo se hizo una revisión bibliográfica de las técnicas que pueden ser aplicadas para la recuperación de suelos contaminados por actividades agrícolas; de manera que podemos encontrar técnicas de carácter físico, químico, térmico y biológico, presentando cada uno de ellas ventajas y desventajas al aplicarlos; sin embargo se hace un mayor énfasis en la aplicación de técnicas biológicas (técnicas de biorremediación), ya que las técnicas de carácter físico, químico y térmico si bien ofrecen una buena alternativa en términos de tiempo de recuperación de suelos, en muchos casos no pueden ser aplicados debido a los altos costos y a los malos resultados que ofrecen respecto a las condiciones físicas que se dejan en el suelo descontamiando.

Las técnica de biorremediación ofrecen muchas ventajas sobre las técnicas de tratamiento físico – químicos y térmicos usados en el tratamiento de suelos. Los costos de limpieza usando biorremediación son en promedio de 90 a 110 dólares por metro cúbico, mientras que las técnicas convencionales como la incineración pueden costar de entre 250 y 1,000 dólares por metro cúbico. Una de las ventajas que tiene la biorremediación es que está dirigido a la biodegradación y detoxificación total de contaminantes peligrosos, es decir se consigue que los contaminantes orgánicos sean degradados a CO_2 y H_2O por la acción de las bacterias. Los elementos asociados a las moléculas orgánicas (N, S, Cl, Na

...) son mineralizados en forma normalmente de sales. Consiguiéndose por tanto la total eliminación de la contaminación. Mientras que otras tecnológicas como la incineración, desorción térmica, lavado de suelos y otros, transfieren los contaminantes a otro medio o lugar diferente.

Por otro lado, la utilización de bacterias nativas, permiten que se mantengan las características naturales del suelo, en cambio en tecnologías térmicas como incineración y desorción térmica, el suelo permanece totalmente muerto; es decir no existe ningún tipo de vida en él, de tal manera que en un futuro ese suelo no podrá ser utilizado con fines agrícolas. Así mismo, la biomasa que se desarrolla en los tratamientos biológicos se elimina en el momento que deja de oxigenar y añadir nutrientes al medio, la única desventaja que se tiene es que puede quedar residualmente una ligera alteración de la acidez del suelo y de su contenido de sales por la mineralización de determinados iones y la presencia de CO_2 .

Ahora bien las tecnologías de tratamiento biológico están perfectamente adaptados a procedimientos in situ, es decir a metodologías que no precisan la excavación ni la manipulación y transporte de tierras contaminadas tal es el caso de tecnologías como bioventeo y biolabranza (landfarming). En este mismo sentido, las actuaciones de biorremediación in situ gozan de mayor discreción en cuanto al tipo de montaje e infraestructura precisa para su desarrollo.

La desventaja más importante es la dificultad de predecir los resultados y la dificultad para medir en el laboratorio o pruebas piloto. La proyección de resultados en la biorremediación dependen básicamente de la habilidad de los procesos para crear y mantener las condiciones ambientales necesarias para el crecimiento de los organismos.

Los microorganismos son sensibles a las temperaturas, pH, toxicidad de los contaminantes, concentración de los contaminantes, contenido de humedad, concentración de nutrientes y concentración de oxígeno. Otra desventaja muy importante que se tiene al utilizar la técnica de la bioremediación es que ésta solo es aplicable en situaciones en la que se requiere descontaminar suelos que contengan compuestos de tipo orgánicos. Finalmente la bioremediación muchas veces es relativamente consumidora de mucho tiempo. El tiempo que se necesita para remediar depende de la velocidad a la que el contaminante se esta degradando.

A pesar de que la aplicación de las técnicas de bioremediación es simple y económica, no deben pasarse por alto los gastos requeridos para los estudios previos que habrán de realizarse. Ahora bien, considerando lo anterior y que cualquier nuevo desarrollo de tecnologías podía tomar muchos años de trabajo antes de ser llevados a la práctica, lo más recomendable para nuestro país es adquirir tecnologías extranjeras que ya hayan sido aprobadas en otros sitios y realizar ajustes necesarios para aplicarla en el sitio donde se desea remediar, cuyas características podrían diferir de aquel en donde la tecnología fue desarrollada.

VII. Conclusiones.

Toda técnica de descontaminación de suelos tiene ventajas y desventajas. La bioremediación constituye una alternativa real a las técnicas físico-químicas y térmicas de descontaminación. Es evidente que no todos los tipos de contaminación son susceptibles de ser sometidos a un ataque microbiano. Las técnicas de tratamiento físico-químicas y térmicas seguirán siendo necesarias en el futuro. Los procesos de la técnica de bioremediación constituyen un complemento benéfico, desde el punto de vista económico y ecológico, para el resto de las técnicas de descontaminación.

Las técnicas de tratamiento biológico (bioremediación) implican en general, unos costos de aplicación más favorables que las técnicas físico-químicas y térmicas.

Las técnicas de tratamiento biológico (bioremediación) mantienen las características naturales del suelo mucho mejor que las técnicas físico-químicas y térmicas, ya que regularmente estos últimos alteran las características físicas del suelo, y como en el caso de la incineración y la desorción térmica el suelo pierde totalmente cualquier tipo de vida en él de tal forma que el suelo que se obtenga como resultado de dicha técnica no podrá ser reutilizado con fines agrícolas.

A la vista de las ventajas y aplicaciones de la técnica de bioremediación, esta técnica deberá aplicarse siempre y cuando las circunstancias lo permitan.

**ESTA TESIS NO SALE
DE LA BIBLIOTECA**

VIII. BIBLIOGRAFÍA.

1. Asociación Mexicana de la Industria de Plaguicidas y Fertilizantes A.C. (1986). Curso de orientación para el buen uso y manejo de plaguicidas(memorias)
2. Albert Lilia A. 1995. Curso básico de toxicología ambiental. 2ª edición. Editorial Limusa México D.F. 311 pp.
3. Alexander Martín. 1991. Introducción to soil microbiology. Wiley, New York and London. pp. 251.
4. Barberá Claudio. 1989. Pesticidas agrícolas. Ed. Omega.158 pp.
5. Cámara D. Oscar A. 1997. Contaminación con plaguicidas y su biodegradación en suelos. Curso sobre bioremediación de suelos y acuíferos.(memorias). Instituto de Ingeniería UNAM. México. D. F.
6. Christine Pennerstorfer, et. Al. 1996. Bioprecuperación de suelos, en contaminación y depuración de suelos.(traducción: Eduardo de Miguel García) Instituto Geominero de España. Madrid, España. 330 pp.
7. Conde Arias-Camison. 1996. Tratamiento de suelos contaminados, en conferencias de suelos contaminados. Instituto Tecnológico Geominero de España.158 pp.
8. Crawford Ronald L. and Crawford Don L.. 1996. Bioremediation, principles and applications.. Cambridge University Press . Great Britain. 400 pp.
9. Cremlyn, R. 1990. Plaguicidas Modernos y su Acción Bioquímica. Limusa, México D.F. 356 pp
10. Ewers Juana B. et. al. 1998. Bioremediation principles.. Mc. Graw-Hill. U.S.A..296 pp.

11. Granados Sánchez Diódoro y Lourdes Pérez Castañeda. 1995. Destrucción del planeta y educación ambiental. UACH. Estado de México. 200 pp.
12. García Eduardo de Miguel. 1995. Recuperación de suelos, en contaminación y depuración de suelos. Instituto Geominero de España. Madrid, España. 330 pp.
13. García Torres Luis y Cesar Fernández Quintanilla. 1991. Fundamentos sobre malas hierbas y herbicidas. Ed. Mundi-Prensa. Madrid España. 348 pp.
14. Jiménez Ballesta Raimundo et.al. 1995. "Factores de control de los contaminantes. El suelo como receptor y amortiguador de la contaminación", en contaminación y depuración de suelos. Instituto Geominero de España. Madrid, España. 330 pp.
15. Navarrete Martínez Paloma. 1995. "Contaminación de suelos por productos orgánicos. Plaguicidas", en contaminación y depuración de suelos. Instituto Geominero de España. Madrid, España. 330 pp.
16. Rasul Chaundhry G. 1994. Biological degradation and bioremediation of toxic chemicals. Dioscorides press. Potland, Oregon. U.S.A. 514 pp.
17. Sánchez-Camazano, M.; González-Pozuelo, J.M.; Sánchez-martín, M.J. 1985. Adsorption and mobility of acephate in soils. *Ecotox. Environ. Safety* 29, 61-69 pp.
18. Saval Susana. 1996. "Bioremediación de suelos contaminados", en Biodegradación de compuestos orgánicos industriales 1. Instituto de ingeniería, UNAM, México D.F. 84-94 pp.
19. Saval Susana. 1997. Desarrollo de tecnologías de biorremediación. Curso sobre bioremediación de suelos y acuíferos.(memorias). Instituto de Ingeniería, UNAM. México D.F. 157-189 pp.

20. Seoáñez Calvo Mariano. 1999. Contaminación del suelo: Estudios, tratamiento y gestión. Editoria Mundi-Prensa. Madrid España. Pp:303-306. 352 pp.
21. Seoáñez Calvo Mariano. 1998. Ecología industrial: ingeniería medioambiental aplicada a la industria y a la empresa 2ª edición. Editorial Mundi-Prensa. Madrid España. 522 pp.
22. Seese William S. et. Al. 1989 Química. Quinta edición. Editorial Prentice-Hall Hispanoamericana, S.A. Naucalpan de Juárez, Estado de México. 687 pp.
23. Sims, R. 1990 Soil Remediation Techniques at uncontrolled hazardous waste sites. J. Air Waste manage Assoc. Vol. 40. No. 5. 704- 732 pp
24. U.S. EPA. 1989. Bioremediation of contaminated surface soils. Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory. EPA/600/9-89/073. Ada, OK.
25. U. S. EPA. 1990 Bioremediation in the field, EPA/540/2-90-004.
26. U.S. EPA. 1990. Handbook on in situ treatment of hazardous waste-contaminated soils. EPA/540/2-90/002.
27. U.S. EPA. 1991. Handbook: Stabilization technologies for RCRA corrective actions. EPA/625/6-91/026. Office of Research and Development, Washington, DC.
28. U.S. EPA. 1993. Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide. EPA/542/B-93/005
29. U.S. EPA 1994. In situ vitrification – Geosafe Corporation, EPA RREI, Demonstration Bulletin, EPA/540MR-94/520
30. U.S. EPA. 1996. Bioremediation of Hazardous Waste Sites: Practical Approaches to Implementation. Office of Research and Development Washington, DC 20460. EPA/625/K-96/001.

31. U.S. EPA. 1996. Desechos Sólidos y Respuesta en Situaciones de Emergencia (5102G). Guía del ciudadano: La deshalogenación química. EPA 542-F-96-020 Abril.
32. U.S. EPA. 1996. Solid Waste and Emergency Response (5102G). A Citizen's Guide to Bioremediation. EPA 542-F-96-007 April.
33. U.S. EPA. 1996. Solid Waste and Emergency Response (5102G). A Citizen's Guide to Soil Washing. EPA 542-F-96-002 April.
34. U.S. EPA. 1996. Solid Waste and Emergency Response (5102G). A Citizen's Guide to Thermal Desorption. EPA 542-F-96-005 April
35. Wayland J. Hayes Jr.; Eduard R. Laws Jr. 1991. Handbook of pesticides toxicology. Vol 1. General Principles. Academic press Inc. 258 pp.

Otras consultas

<http://edafologia.ugr.es/Conta/Tema13/Imagenes/AdsorsDesor.gif>

<http://edafologia.ugr.es/Conta/Tema13/Imagenes/Evol.gif>

<http://edafologia.ugr.es/Conta/Tema13/Imagenes/DDT.gif>

<http://edafologia.ugr.es/Conta/Tema13/Imagenes/PersTABLA.gif>

<http://edafologia.ugr.es/Conta/Tema13/Imagenes/Persist.gif>

<http://edafologia.ugr.es/Conta/Tema19/Recursos/Incin.gif>

<http://edafologia.ugr.es/Conta/Tema19/Recursos/BioOn.gif>

<http://edafologia.ugr.es/Conta/Tema19/Recursos/BioIn.gif>

<http://edafologia.ugr.es/Conta/Tema13/2Evol.html>

<http://www.epa.gov/ORD/SITE>

<http://www.usach.cl/ima/biodoc.htm>

<http://www.Ecobiotec.com>

<http://www.irnasa.CSIC/qa/contam.htm>

<http://www.biogroup.zea.com>

<http://www.ine.gob.mx/upsec/publicaciones/folletp.htm>

<http://www.fao.org/docrep/>

<http://depa.pquim.unam.mx/>

<http://www.clu-in.org/products/citguide/spanchde.htm>

http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_15.html

http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_21.html

http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_19.html

http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_29.html